

IX

Simpósio Ibérico

sobre a bacia hidrográfica do rio Minho

Vila Nova de Cerveira
09. 10. Novembro 2018



IX SIMPÓSIO IBÉRICO SOBRE A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MINHO

ORGANIZAÇÃO

Aquamuseu do Rio Minho

Câmara Municipal de Vila Nova de Cerveira



CO-ORGANIZAÇÃO

Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental



ACTAS

EDIÇÃO E COORDENAÇÃO

CARLOS ANTUNES

PRODUÇÃO

AQUAMUSEU DO RIO MINHO

CÂMARA MUNICIPAL DE VILA NOVA DE CERVEIRA

*Projeto MigraMiño-Minho *Proteção e conservação de peixes migradores no troço internacional do rio Minho e seus afluentes*, cofinanciado em 75% pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do Programa Interreg V-A, Espanha-Portugal (POCTEP) 2014-2020.*

ISBN

978-989-96062-6-5

Vila Nova de Cerveira

2018

ÍNDICE

Evolución medioambiental del estuario del río Miño mediante indicadores geoquímicos y sedimentológicos	6
Geocronología del sedimento atrapado en una marmita de erosión (río Miño, Ourense, Noroeste de la Península Ibérica)	10
Caracterización de elementos traza en sedimentos atrapados por marmitas fluviales. Resultados preliminares en el caso de un pequeño río sobre roca en la cuenca del Miño (Noroeste de España)	18
Numerical modelling simulations of the minho estuary hydrodynamics	25
Mecanismos que podem explicar a diminuição de bivalves de água doce após a invasão da amêijoia Asiática <i>Corbicula fluminea</i> no Rio Minho	26
Implicações fisiológicas das alterações climáticas nos bivalves de água doce	27
Efeitos do aumento da temperatura e da variação do caudal do Rio Minho na produtividade total do estuário do Minho	28
Indicadores de seca na parte portuguesa da bacia do rio Minho. Metodologia aplicada atenta a realidade espanhola	29
Helmintos gastrointestinales de la trucha salvaje: ¿posibles indicadores de la calidad del agua de un río?	30
Resultados preliminares do Proxecto LATERCO: a pesca fluvial tradicional nas estacadas do rio Tea	31
Mejora del conocimiento y de las condiciones adecuadas para la preservación del patrimonio natural del río Miño	40
Variaciones en la comunidad de peces causada por obstáculos de pequeño y mediano tamaño en afluentes del Baixo Miño	50
As lampreias também comem nas árvores?	56
Monitorização a longo termo da comunidade de peixes e sua importância para deteção de novas ameaças	57
Conhecimento Ecológico Local (CEL) e Valorização dos Recursos Piscícolas nas Comunidades Piscatórias da Bacia Hidrográfica do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal)	58
Valorização de produtos da pesca do rio Minho: Perceção dos Consumidores e Desenvolvimento da Marca dos Produtos Piscícolas	59
Projectos de Educação Ambiental no Alto Minho: Reflorestar Monção & Campanhas de Eco vigilância	65
Caranguejo-peludo-chinês (<i>Eriocheir sinensis</i>), uma espécie invasora: sensibilizar para minimizar as consequências de uma introdução no Rio Minho	68
Lousada Guarda Rios	82
O Catálogo de árvores senlleiras de Tomiño	83
Plano de paisagem das terras de Coura	84
Dinâmica de migração antes da entrada do meixão no rio Minho: dados e hipóteses	85
As IVas Invasões Francesas e o cerco ao Minho: o caso dos peixes exóticos	86
Salmão do Atlântico: uma ponte entre o Minho e a Galiza?	87
Actividades de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con", de la Universidad de Santiago de Compostela, en el marco del proyecto POCTEP MIGRA MIÑO – MINHO	88
Impacto de los obstáculos de pequeño y mediano tamaño sobre la migración de peces en afluentes del Baixo Miño: un estudio de marcado-recaptura	90
Datos biológicos del río Miño en el ámbito del proyecto MigraMiño-Minho	91
Série temporal (2007-2017) de abundância de enguia europeia (<i>Anguilla anguilla</i>) no estuário do rio Minho	92
Crecimientos individuales en las poblaciones de peces de los afluentes del tramo inferior del río Miño	94
Diferencias temporales en la composición y abundancia de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del tramo internacional del río Miño	98
Diferencias específicas en el comportamiento de dispersión de la ictiofauna en pequeñas cuencas fluviales	102
<i>Squalius carolitertii</i> (Doadrio, 1988): primera alarma de una especie en regresión	106
Primeros datos sobre la población reproductora de <i>Pseudochondrostoma duriense</i> (Coelho, 1985) en el Baixo Miño.	110
Áreas de especial protección para la reproducción de la lamprea marina <i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758 en el Baixo Miño: el caso del río Hospital o Da Briña	114
Projecto RecBio – Contributo para a gestão e conservação dos recursos biológicos da zona costeira do Norte de Portugal	119



COMUNICAÇÕES ORAIS

Evolución medioambiental del estuario del río Miño mediante indicadores geoquímicos y sedimentológicos

Álvarez-Iglesias, P.^{1,2}, Araújo, M.F.², Drago, T.^{3,4}

¹ *Servicio de Seguridad Alimentaria y Desarrollo Sostenible, C.A.C.T.I., Universidade de Vigo, 36310, Vigo (Pontevedra), España*

² *Centro de Ciências e Tecnologias Nucleares, C2TN, Campus Tecnológico e Nuclear, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, 2695-066 Bobadela (Lisboa), Portugal*

³ *Divisão de Geologia e Georecursos Marinhos, Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), Olhão (Algarve), Portugal*

⁴ *Instituto Dom Luiz, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande Edifício C1, Piso 1, 1749-016 Lisboa, Portugal*

palvarez@uvigo.es, faraújo@ctn.tecnico.ulisboa.pt, tdrago@ipma.pt

Resumen

A partir del estudio de cuatro testigos sedimentarios recogidos en la desembocadura del río Miño –dos en la zona del Pinhal do Camarido, y dos en la marisma del río Coura- se ha estudiado la evolución medioambiental del estuario para los últimos 17.000 años mediante la utilización de indicadores geoquímicos y sedimentológicos. Se ha identificado una sucesión de ambientes sedimentarios relacionada con cambios en el nivel del mar. Se han establecido niveles de fondo regionales en función de las facies identificadas, útiles para estudios de gestión medioambiental. Se ha identificado un enriquecimiento por plomo debido a fuentes antropogénicas en los sedimentos más recientes de la marisma del río Coura.

Introducción

Los sedimentos costeros constituyen registros medioambientales de los cambios que se han producido en los medios marinos de transición, reflejando cambios en los ambientes de sedimentación y/o en los distintos tipos de aportes (sedimentos, materia orgánica, elementos contaminantes), y, por tanto, a partir de su análisis se puede estudiar la evolución paleoambiental de una zona particular a lo largo del tiempo (Chivas et al., 2001).

La composición de los sedimentos es producto de la suma de distintas fuentes, cuya contribución puede haber variado a lo largo del tiempo. Se pueden diferenciar una componente natural (litogénica y biogénica) y otra antropogénica para los distintos elementos (Álvarez-Iglesias y Rubio, 2012). Es necesario conocer la contribución litogénica natural (niveles de fondo) para poder evaluar los aportes debidos a actividades humanas, los cuales se han producido, principalmente, en épocas recientes, sobre todo a partir de la revolución industrial (Álvarez-Iglesias et al., 2007; Mil-Homens et al., 2009). También es necesario considerar la asociación típica de los elementos traza con el tamaño de grano y el contenido de materia orgánica de los sedimentos (Förstner, 1989; Álvarez-Iglesias y Rubio, 2012), a la hora de evaluar la existencia de contaminación en una zona concreta. Para ello, es necesario considerar un nivel de fondo adecuado. Aunque en algunos estudios se utilizan niveles de fondo globales, es más adecuado considerar niveles de fondo regionales, y en caso de no existir, definirlos. Además, para su establecimiento, se recomienda la utilización de muestras profundas de testigos sedimentarios, a niveles no afectados por contaminación (Álvarez-Iglesias y Rubio, 2012).

El área de estudio seleccionada en el presente trabajo se corresponde con la desembocadura del río Miño. El río Miño está situado en la vertiente noroeste de la Península Ibérica, sirviendo como frontera entre España y Portugal. Tiene unos 300 km de longitud y un caudal medio de $405 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Mendes et al., 2016). En su cuenca de drenaje, de $17,080 \text{ km}^2$, predominan granitos, esquistos y grauvacas (Pereira et al., 1992). La influencia mareal llega unos 40 km río arriba, y en este tramo su ancho varía entre menos de 0.5 km y 2 km. Su desembocadura está parcialmente cerrada por una barra arenosa unida al margen izquierdo –formada por la deriva litoral–, que en la actualidad se encuentra cubierta por un bosque denso (O Pinhal do Camarido). Los fondos de la desembocadura son principalmente arenosos. A ambos márgenes fluviales se han desarrollado marismas y llanuras intermareales, surcadas por canales, siendo más extensas las desarrolladas en la margen izquierda, donde desemboca el río Coura.

En particular, el presente estudio se centra en la evolución ambiental del estuario del río Miño, incluyendo los aportes de elementos traza contaminantes al medio, mediante el estudio geoquímico y sedimentológico del registro sedimentario, y el establecimiento de niveles de fondo.

Material y Métodos

Se recogieron cuatro testigos sedimentarios (13-35 m de longitud) en el área de la desembocadura del río Miño, dos en la barra arenosa de dicho río (M1 y M2), y dos en la marisma del río Coura (CPF1 y CPF2), que se mantuvieron en frío hasta su análisis. Se realizó su muestreo con un espaciado de 10-50 cm, en función del tamaño de grano de los sedimentos. Se determinó el contenido de materia orgánica por pérdida por ignición y el contenido de carbonatos mediante gasometría. La distribución granulométrica se analizó por tamizaje, y la composición elemental (21 elementos) se determinó por Fluorescencia de Rayos-X. Además, se consideró el marco cronológico establecido por Guerreiro et al. (2005), Álvarez-Iglesias et al. (2009) y Leorri et al. (2013) mediante la datación por carbono-14 de 11 muestras.

Se han establecido niveles de fondo para los sedimentos estudiados considerando el Al como elemento normalizador. Se recomienda el uso de niveles de fondo normalizados (NFN) porque las concentraciones naturales de los distintos elementos están afectadas por la distribución granulométrica (Álvarez-Iglesias y Rubio, 2012).

Resultados y Discusión

Los testigos sedimentarios recogidos en la barra arenosa (M1 y M2) presentan un alto contenido de materiales de grano grueso (80-90% de arenas), frente a los recogidos en la marisma del río Coura (CPF1 y CPF2), que presentan un mayor contenido de materiales de grano fino (40-70% de fangos). Esto condiciona los contenidos de elementos terrígenos en los distintos testigos analizados, que son mayores en los testigos CPF. En general, cuanto mayor es el contenido de fangos mayor es el contenido de materia orgánica (normalmente <10%). El contenido de carbonatos es mayor en los testigos M frente a los CPF (12% frente a 2%, respectivamente).

En base a los resultados geoquímicos y sedimentológicos se han identificado distintas facies sedimentarias. Se han considerado como indicadores de la influencia marina los contenidos de Ca, Sr, Cl, Br, S y carbonatos. Aquellas facies que presentan mayor

contenido de estos elementos se han identificado como facies marinas o estuáricas. Estas últimas se han identificado en función de una mayor variabilidad en las concentraciones de la mayor parte de los elementos analizados, consecuencia de una alternancia entre aportes continentales y marinos. El registro sedimentario recuperado en la barra arenosa del Miño permite analizar la evolución ambiental de los últimos 17.000 años, mientras que en el caso de la marisma del Coura, abarca los últimos 7.700 años.

En los testigos M1 y M2 se diferencian de base a techo las unidades fluvial, marina, estuárica y de barra arenosa (Álvarez-Iglesias et al., 2009), mientras que para los testigos CPF1 y CPF2, considerados en conjunto, se diferencian las unidades fluvial, estuárica, marina, estuárica y de marisma.

Se han establecido niveles de fondo normalizados para para cada unidad estratigráfica porque se ha observado que para la mayor parte de los elementos estudiados cada unidad definida presenta valores característicos metal/Al debido a la gran variabilidad granulométrica observada. Los NFNs obtenidos son similares a los establecidos para sedimentos de la costa gallega (Álvarez-Iglesias et al., 2006) que presentan cuencas de drenaje con composición similar a la descrita para el río Miño. Se ha detectado un enriquecimiento en los contenidos de Pb en los sedimentos más recientes de la marisma del río Coura.

Conclusiones

Las concentraciones de los distintos elementos estudiados están condicionadas principalmente por la mineralogía del área fuente y la distribución granulométrica de los sedimentos, así como la variación en la contribución de los aportes continentales y marinos. Además, se detecta una pequeña contribución de plomo antropogénico en épocas recientes.

Se han establecido niveles de fondo regionales para los sedimentos del río Miño que serán útiles para futuros estudios de gestión costera.

Se han identificado varias unidades geológicas en el registro sedimentario de la desembocadura del río Miño que se corresponden con distintos ambientes sedimentarios, relacionados con los cambios que se han producido en el nivel del mar a lo largo de los últimos 17.000 años.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto “*Late Quaternary Environmental Changes from Estuarine and continental shelf sedimentary record* (ENVI-CHANGES)-PLE/12/00 financiado por la Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) de Portugal. P.A-I. agradece la beca postdoctoral de la FCT y el contrato postdoctoral y las ayudas para estancias de investigación pertenecientes al programa Ángeles Alvariño de la Xunta de Galicia (España) de los que ha disfrutado. M.F.A. agradece a la FCT la financiación a través del Proyecto UID/Multi/040349 (C2TN/IST). Las autoras agradecen a F. Fatela, J. Moreno y C. Alves la cesión de las muestras del testigo CPF1 dentro del proyecto ENVI-CHANGES.

Referencias

- Álvarez-Iglesias, P., Rubio, B., Pérez-Arlucea, M. (2006). Reliability of subtidal sediments as “geochemical recorders” of pollution input: San Simón Bay (Ría de Vigo, NW Spain). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 70: 507-521.
- Álvarez-Iglesias, P., Quintana, B., Rubio, B., Arlucea, M. (2007). Sedimentation rates and trace metal input history in intertidal sediments from San Simón Bay (Ría de Vigo, NW Spain) derived from ^{210}Pb and ^{137}Cs chronology. *Journal of Environmental Radioactivity*, 98: 229-250.
- Álvarez-Iglesias, P., Araújo, M.F., Gouveia, A., Drago, T. (2009). Geochemical analysis of Minho Estuary sedimentary record and its contribution to palaeoenvironmental evolution. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 281:237-240.
- Álvarez-Iglesias, P., Rubio, B. (2012). Trace metals in shallow marine sediments from the Ría de Vigo: Sources, pollution, speciation and early diagenesis. En: Panagiotaras, D. (Ed.), *Earth's System Processes*. INTECH OpenAccess Publisher, pp. 185-210.
- Chivas, A.R., García, A., van der Kaars, S., Couapel, M.J.J., Holt, S., Reeves, J.M., Wheeler, D.J., Switzer, A.D., Murray-Wallace, C.V., Banerjee, D., Price, D.M., Wang, S.X., Pearson, G., Terry Edgar, N., Beaufort, L., De Deckker, P., Lawson, E., Cecil, C. B. (2001). Sea-level and environmental changes since the last interglacial in the Gulf of Carpentaria, Australia: an overview. *Quaternary International*, 83-85: 19-46.
- Förstner, U. (1989). *Contaminated Sediments. Lecture notes on Earth Science* 21. Springer-Verlag, London, 157 pp.
- Guerreiro, C., Cachão, M., Drago, T. (2005). Calcareous nannoplankton as a tracer of the marine influence on the NW coast of Portugal over the last 14000 years. *Journal of Nannoplankton Research*, 27: 159-172.
- Leorri, E., Fatela, F., Drago, T., Bradley, S.L., Moreno, J., Cearreta, A. (2013). Lateglacial and Holocene coastal evolution in the Minho estuary (N Portugal): Implications for understanding sea-level changes in Atlantic Iberia. *The Holocene*, 23: 353-363.
- Mendes, R., Sousa, M.C., deCastro, M., Gómez-Gesteira, M., Dias, J.M. (2016). New insights into the Western Iberian Buoyant Plume: Interaction between the Douro and Minho River plumes under winter conditions. *Progress in Oceanography*, 141: 30-43.
- Mil-Homens, M., Branco, V., Vale, C., Boer, W., Alt-Epping, U., Abrantes, F., Vicente, M. (2009). Sedimentary record of anthropogenic metal inputs in the Tagus prodelta (Portugal). *Continental Shelf Research*, 29: 381-392.
- Pereira, E., Ribeiro, A., Carvalho, G., Monteiro, H. (1992). *Carta Geológica de Portugal*. Notícia Explicativa da Folha 1, Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa.

Geocronología del sedimento atrapado en una marmita de erosión (río Miño, Ourense, Noroeste de la Península Ibérica)

Álvarez-Vázquez, M.A.^{1,2*}; De Uña-Álvarez, E.²; Schmidt, S.³; Prego, R.¹

¹Grupo de Biogeoquímica Marina, Instituto de Investigaciones Marinas (IIM-CSIC), Vigo, España.

²Grupo GEAT, Área de Geografía Física, Campus de Ourense (Universidad de Vigo), Ourense, España.

³Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux (UMR5805 EPOC), Université de Bordeaux, Francia.

* Autor de correspondencia: M.A. Álvarez-Vázquez, malvarezv@iim.csic.es

Resumen

Las propiedades morfológicas y la evolución de las marmitas en el tramo fluvial de la ciudad de Ourense fueron presentadas en ediciones previas de este Simposio, estableciendo una profundidad crítica de 40 cm a partir de la cual comenzaban a acumular depósitos. Se aborda ahora el estudio geoquímico de los sedimentos atrapados en una marmita y la secuencia cronológica de relleno. El vaciado de una marmita ha proporcionado 11 muestras, una por cada 2 cm de profundidad, en una columna de sedimentos de 15x15 cm de superficie. La fracción fina (<0,063 mm), fue datada en el laboratorio EPOC (Universidad de Burdeos) mediante espectrometría γ y por la técnica del ^{210}Pb . Los resultados muestran una acumulación de sedimentos relativamente reciente. Los más profundos, con una antigüedad entre 33 y 35 años, presentan dos transgresiones, a los 7 y 13 cm, de sedimentos más antiguos. Entre los sedimentos atrapados había un número considerable de clastos antropogénicos, la mayoría vinculados a actividades de construcción coetáneas con abruptos cambios en la morfología del río, tales como la construcción del Puente del Milenio en 2001. Dichos cambios pueden además removilizar sedimentos estables, los cuales habrían roto el continuo estratigráfico de los sedimentos en la marmita. Las marmitas son eficientes trampas de sedimentos útiles para el estudio del impacto de los procesos de urbanización ocurridos en las márgenes fluviales de entornos urbanos.

Introducción

La alteración de los sistemas naturales y los cambios generados por las intervenciones humanas en el contexto de las interacciones sociedad-naturaleza comienzan a ser estudiados en el marco de la propuesta del Antropoceno (Crutzen y Stoermer, 2000) como una secuencia temporal desde finales del siglo XX, caracterizada por la magnitud global de la huella humana. En la actualidad, la comunidad científica apunta a mediados del siglo XX para establecer el inicio del Antropoceno (Zalasiewicz et al. 2015; Zalasiewicz et al. 2017) ya que, aunque hay registros anteriores de traza humana, es a partir de los años 50 cuando se generaliza, existiendo multitud de impactos a escala local que configuran un fenómeno global y sincrónico. Los estudios se realizan en registros estratigráficos recientes, para lo que se requiere de técnicas de geocronología con resolución anual o incluso estacional (Waters et al. 2018). Los trabajos ya realizados en sistemas fluviales son escasos, especialmente en pequeños ríos, ríos de cabecera y ríos sobre roca.

En trabajos previos (Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, 2015; Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, 2017) se definió la secuencia de crecimiento de las marmitas de erosión en un tramo urbano del río Miño a su paso por la ciudad de Ourense. En esos trabajos se observó que estas cavidades naturales horadadas en las rocas tenían capacidad de retener espesores estables de sedimentos al alcanzar una profundidad crítica de 40 cm. Estos sedimentos estaban, en cierta manera, consolidados, llegando a desarrollar suelos

incipientes que soportaban vegetación anual. Las características de estas acumulaciones de sedimentos llevaron a plantear la hipótesis de que se hubieran acumulado progresivamente sirviendo, por tanto, como testigos de los cambios ocurridos en el río a lo largo de un periodo de tiempo todavía no determinado. En consecuencia, el objetivo principal de este trabajo es evaluar la utilidad de las marmitas de erosión fluvial como trampas de sedimento a la hora de realizar trabajos geoquímicos en registros de sedimento, en especial, comprobar si sería posible realizar una geocronología que permitiera conocer la evolución temporal del sistema. Estos trabajos son de especial interés en ríos sobre roca donde los ambientes sedimentarios son escasos y la acumulación gradual de capas de sedimento puede estar dificultada por las propias características de alta energía del sistema (Tinkler y Wohl, 1998).

Selección y características de los sedimentos

Para llevar a cabo este estudio piloto se seleccionó una marmita fluvial colmatada de sedimentos, situada en el margen del río Miño a su paso por la ciudad de Ourense, muy cercana a la ciudad en el entorno entre el Puente del Ribeiriño y las instalaciones termales de A Chavasqueira (Figura 1). La elevada presencia de cantos no recomendaba la utilización de un sacatestigos por lo que la marmita se fue vaciando por capas de 2 cm de profundidad, seleccionando un área de 15x15 cm para la recolección de sedimentos. Se retiraron a mano los elementos más groseros (aquellos con un diámetro superior a 5 cm) y la fracción restante fue guardada en bolsas de plástico con cierre zip para su posterior procesamiento; se obtuvieron de esta manera 11 muestras (en una columna de sedimentos de 22 cm de profundidad).



Figura 1. Localización en el entorno urbano de la marmita de erosión fluvial seleccionada para este estudio. Imágenes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA, 2017) del Instituto Geográfico Nacional de España, ©IGN.

Las muestras fueron preparadas en el laboratorio de Biogeoquímica Marina (IIM-CSIC, Vigo) donde se secaron en estufa a $45\pm 5^\circ\text{C}$ hasta peso constante, y posteriormente fueron tamizadas para separar las fracciones de gravas ($>2\text{ mm}$), arenas ($<2\text{ mm} - >0,063\text{ mm}$) y fangos ($<0,063\text{ mm}$). Predomina en ellas la fracción arenosa (en promedio el 59% del peso total), seguida de las gravas (un 40%). Los fangos son muy minoritarios (1% del total recolectado); en las muestras a analizar se recogieron entre 2 y 12 g de esta fracción, la más adecuada para posterior determinación de la geocronología de estos sedimentos mediante el método del ^{210}Pb (Sánchez-Cabeza et al. 2012).

Cabe destacar también que entre los sedimentos atrapados en la marmita se encontraron numerosos materiales con origen en la actividad humana (Figura 2). Estos componentes denominados antropoclastos (Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, 2018), tecnoclastos o tecnofósiles (Zalasiewicz et al. 2014), son producto de la manufactura humana que pueden ser utilizados como marcadores para datar los estratos en los que se encuentran. Su presencia entre los sedimentos estudiados refleja el impacto humano en el tramo fluvial, siendo importante el peso de las actividades de construcción dada la elevada frecuencia de clastos como fragmentos de ladrillos, materiales cerámicos y fragmentos de materiales de hierro.

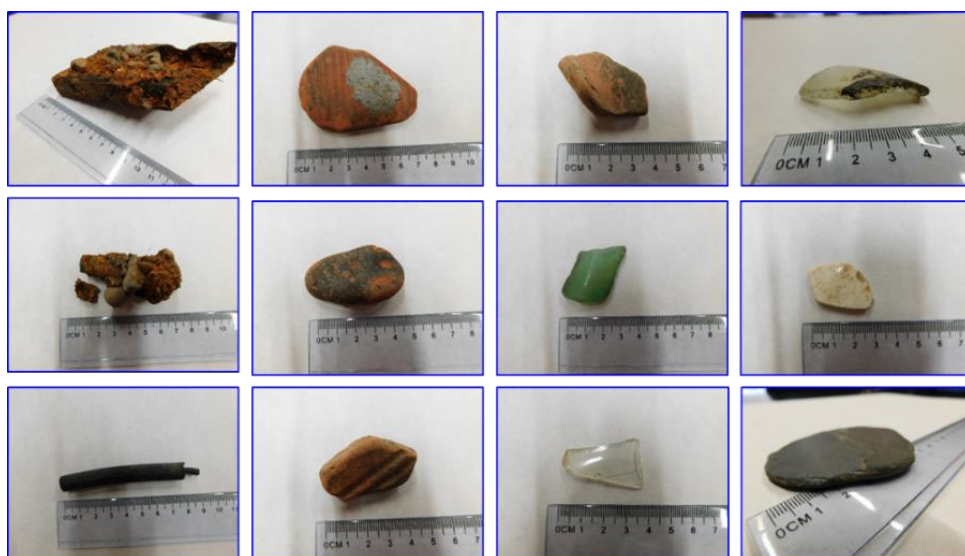


Figura 2. Tecnoclastos o tecnofósiles retirados de entre los sedimentos de la marmita bajo estudio.

Geocronología de los sedimentos

El isótopo radiactivo ^{210}Pb ha sido utilizado ampliamente en la datación de registros sedimentarios en periodos relativamente recientes ya que, su periodo de semidesintegración ($T_{1/2}$) de 22,3 años, permite datar con cierta precisión en rangos de tiempo que abarcan los últimos 100 años. Existen dos fuentes naturales de ^{210}Pb en sedimentos continentales (Sánchez-Cabeza et al. 2012): (i) por un lado, el ^{210}Pb producto de la desintegración del ^{226}Ra en los sedimentos, ambos radioisótopos, por estar confinados en la matriz que los contiene, se les considera en equilibrio secular, se le denomina ^{210}Pb soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{sup}}$); (ii) por otro lado, existe un aporte extra por deposición de ^{210}Pb , procedente de la desintegración del ^{226}Rn presente en la atmósfera, a esta fracción se la denomina ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$).

Conociendo la actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ en un registro sedimentario es posible estimar la intensidad de acumulación de sedimentos o su edad, i.e. el momento en el que los sedimentos se depositaron. Tras la deposición por vía atmosférica en la capa de superficie, la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ disminuye de manera exponencial en función de la ley de desintegración radiactiva (Stupar et al. 2014).

Para la determinación de la edad de las capas de sedimento se enviaron entre 1 y 2 g de cada muestra (fracción $<0,063$ mm) al laboratorio de *Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux* (EPOC – Universidad de Burdeos). Allí se determinaron simultáneamente por espectrometría γ las actividades de ^{210}Pb , ^{226}Ra , y ^{228}Th . La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ se puede calcular como la diferencia entre las actividades del ^{210}Pb y el ^{226}Ra . El ^{228}Th ha sido utilizado como normalizador de aportes diferenciales asociados a la litología. Las actividades de estos isótopos se encuentran en los rangos 135-199 mBq g^{-1} para ^{210}Pb , 92-138 mBq g^{-1} para ^{226}Ra y 91-117 mBq g^{-1} para ^{228}Th .

A la luz de los resultados, se observa una tendencia constante a la disminución de la actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ con la profundidad (Figura 3.A), que es lo esperado ya que el ^{210}Pb se va desintegrando. Este hecho indica una probable acumulación progresiva de los sedimentos dentro de la marmita. Hay dos puntos que se salen de esa tendencia (estrellas negras en la Figura 3.A), encontrados a las profundidades de 7 y 13 cm; presentan actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ inferiores a la de la tendencia (2,6 y 18,0 mBq g^{-1} respectivamente). Estas capas de sedimentos podrían ser el resultado de resuspensión de sedimentos más antiguos que se volverían a depositar dentro de la marmita.

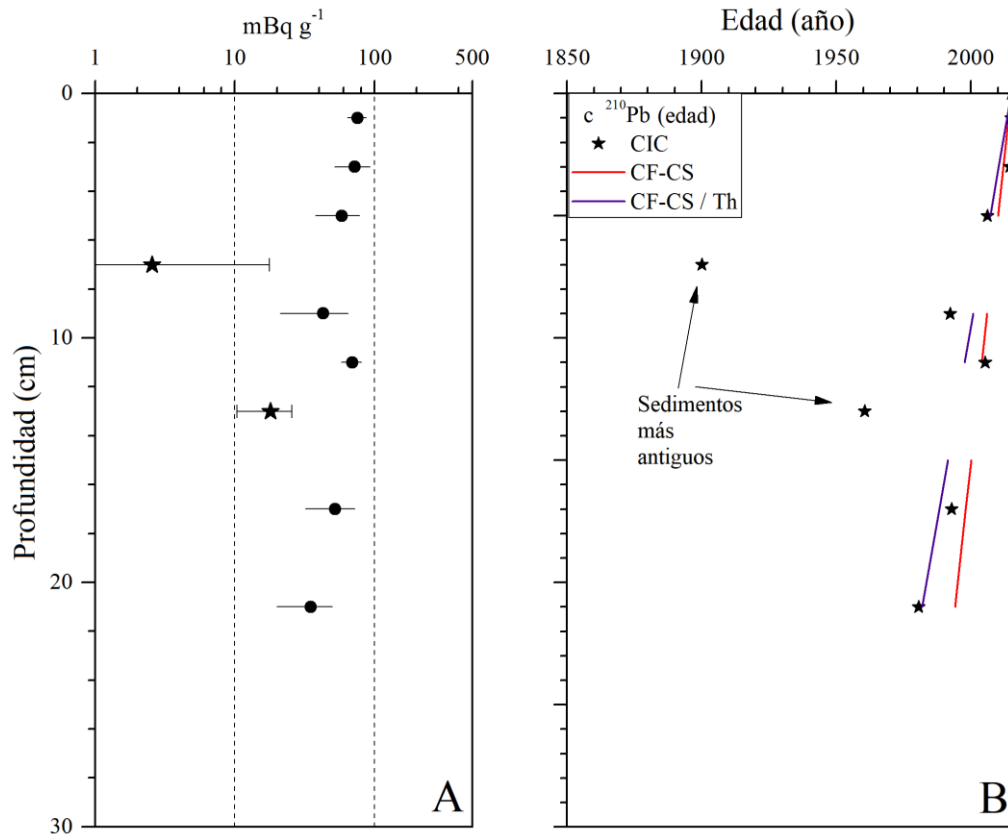


Figura 3. (A) actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ en relación con la profundidad en la columna de sedimento, las barras indican el error (\pm desviación estándar) (B) datación tras aplicar los modelos CIC y CF-CS.

Para determinar la edad de cada una de las capas de sedimento se emplearon dos modelos: (i) el de Concentración Inicial Constante (CIC, *constant initial concentration*), un ejemplo de desarrollo y aplicación se puede consultar en Bolliet et al. (2014); también se utilizó (ii) el modelo de Flujo y Sedimentación Constante (CF-CS, *constant flux-constant sedimentation*), ejemplo de desarrollo y aplicación en Stupar et al. (2014), normalizado con ^{228}Th para minimizar las diferencias de origen litogénico. Los resultados de ambos modelos son similares, marcando el comienzo del llenado de la marmita alrededor del año 1981. La representación gráfica del resultado de los dos modelos se presenta en la Figura 3.B.

Interpretación de los resultados

La marmita seleccionada se encuentra en un área que sufrió intensos cambios antropogénicos en las últimas décadas del siglo XX. El caudal fluvial fue regulado y su nivel de base alterado por la construcción de dos presas, aguas arriba (Velle, 1966) y aguas abajo (Castrelo de Miño, 1969). También por la construcción de puentes, vías de comunicación y la urbanización de las riberas. Durante el s. XX la población de la ciudad pasa de 15.194 en 1900 a 109.049 habitantes en 2001 (INE, 2018). La mayor tasa de crecimiento se concentra entre 1940 y 1990, creciendo con un promedio de 15.000 habitantes al año. Al comparar la fotografía aérea del vuelo americano (1956-1957) con las fotografías del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de 2007 (Figura 3.A y 3.B respectivamente), se pueden observar los profundos cambios que la acción humana ha causado en el tramo fluvial.

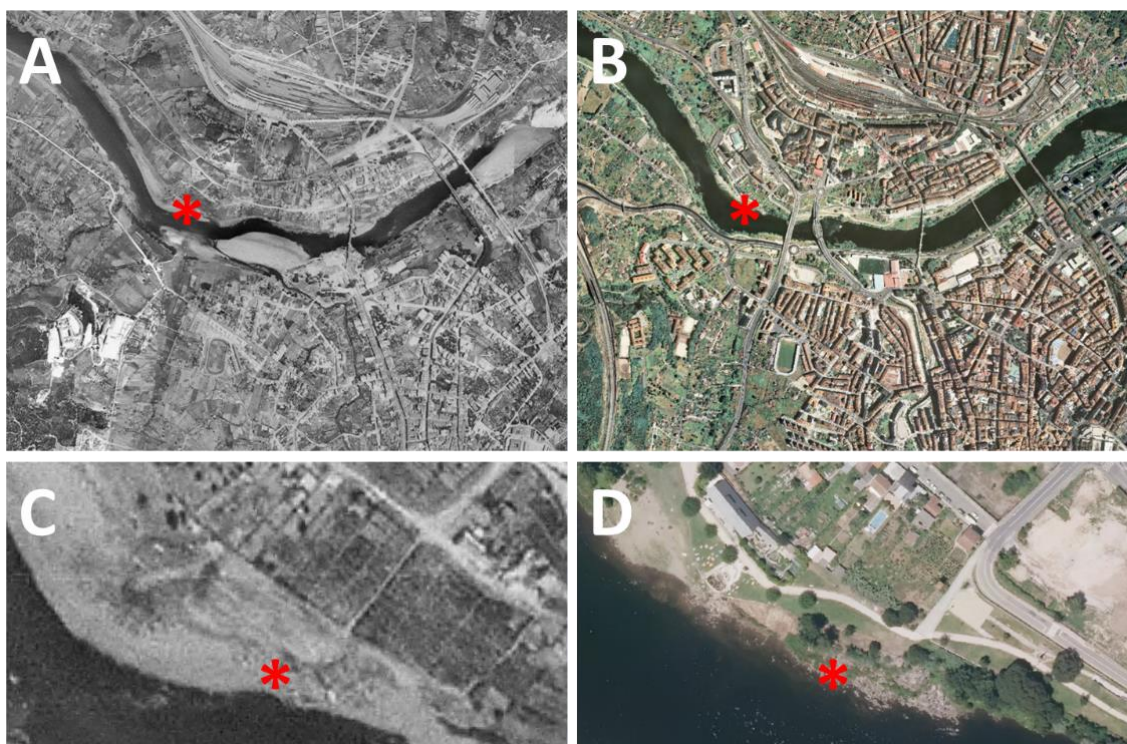


Figura 4. Entorno urbano del río Miño a su paso por la ciudad de Ourense y detalle de la localización de la marmita (asterisco rojo). (A) fotografía aérea del Vuelo Americano, entre los años 1956-1957. (B) mismo marco geográfico en la ortofotografía del PNOA en 2007. (C) entorno de la marmita en 1956-57. (D) mismo entorno en el PNOA de 2017. Instituto Geográfico Nacional de España, ©IGN.

Llama la atención la desaparición de los bancos de arena, bien por la modificación de la hidrodinámica del río tras la construcción de las presas y otras infraestructuras (muy cercano, el Puente Novísimo o del Ribeiriño fue construido en 1966), o por su dragado

para el uso de la arena en la construcción de edificios e infraestructuras; aunque posiblemente sea una combinación de ambos factores. La cantidad y naturaleza de los tecnoclastos encontrados entre los sedimentos (Figura 2) apuntan a una importante influencia de la actividad constructiva. La datación de la columna de sedimentos obtenida en la marmita de erosión apuntaba a que los sedimentos de fondo se depositaron alrededor del año 1981. Esta fecha debe ser inmediatamente posterior a la desaparición del banco sedimentario que cubría la zona (Figura 3.C y 3.D).

Desaparecida la arena y quedando la marmita al descubierto, su llenado se produce de forma gradual hasta los años 90. Según los resultados del modelo CIC entre 1992 y 2006 se intercalan capas de lo que parecen sedimentos más antiguos, o mezcla de sedimentos más antiguos con otros de nueva formación (estrellas negras en la Figura 3.A). Este tipo de anomalía suele estar relacionado con inundaciones, que incrementan las tasas de sedimentación diluyendo el ^{210}Pb que llega por vía atmosférica (Appleby, 1998; Aalto y Nitrouer, 2012); además, durante las inundaciones, sedimentos antiguos con bajo contenido en $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ pueden ser resuspendidos y transportados. En este caso, el incremento de las tasa de sedimentación podría estar vinculado a la acción humana por actuaciones como el acondicionamiento del río para actividades de ocio (construcción del paseo fluvial y de las instalaciones termales en 2001) o la construcción del cercano Puente del Milenio (también en 2001); estas acciones pudieron haber removido sedimentos antiguos del canal del río o sus márgenes.

Conclusiones

Las marmitas de erosión fluvial son trampas naturales de sedimento con capacidad de retener registros de la historia del río, al menos en el pasado reciente. Tras el muestreo de una columna de sedimentos atrapada en una marmita del tramo urbano del río Miño a su paso por la ciudad de Ourense, se ha podido determinar su geocronología mediante datación por ^{210}Pb . Los resultados indican que la deposición de sedimentos dentro de esta cavidad rocosa natural comenzó alrededor del año 1981, llenándose de manera constante, salvo en un periodo a finales del s. XX-principios del s. XXI donde el registro presenta varias anomalías que podrían estar relacionadas con tasas de sedimentación incrementadas. Estas anomalías podrían estar relacionadas con procesos de urbanización de la zona, construcción de infraestructuras de comunicación y acondicionamiento de áreas recreativas.

El estudio de las marmitas de erosión fluvial como trampas naturales de sedimento es un tema a desarrollar que muestra potencial para la realización de estudios geoquímicos y ambientales en áreas donde los ambientes sedimentarios son escasos, como pueden ser los ríos sobre roca.

Referencias

- Aalto, R., Nittrouer, C.A. (2012). ^{210}Pb geochronology of flood events in large tropical river systems. *Phil. Trans. R. Soc. A*, 370(1966), 2040-2074.
- Appleby, P.G. (1998) Dating recent sediments by ^{210}Pb : problems and solutions. En: Ilus, E. (ed.). *Dating of sediments and determination of sedimentation rate*. pp. 7-24.
- Álvarez-Vázquez, M.A., De Uña-Álvarez, E. (2015). Recursos Geomorfológicos: Evolución Morfológica de las Marmitas de Erosión en el Miño Medio. En Antunes, C. (Ed). *Actas do VII Simpósio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho*. Aquamuseu do Rio Minho, Câmara Municipal de Vila Nova de Cerveira. Pp. 1-5.
- Álvarez-Vázquez, M.A., De Uña-Álvarez, E. (2017). Growth of sculpted forms in bedrock channels (Miño River, northwest Spain). *Current Science*, 112(5), 996-1002.
- Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, E. (2018). Antropoclastos: resultados preliminares en el área termal del río Miño (Ourense, España). En Failde, J.M. et al. (Eds) *Proceedings of the II International Congress on Water*, Campus da Auga, Ourense, pp. 85-88
- Bolliet, T., Jorissen, F. J., Schmidt, S., Howa, H. (2014). Benthic foraminifera from Capbreton Canyon revisited; faunal evolution after repetitive sediment disturbance. *Deep Sea research part II: Topical studies in oceanography*, 104, 319-334.
- Crutzen, P.J., Stoermer, E.F. (2000). The "Anthropocene." *Global Change Newsletter* 41, 17–18. International Geosphere–Biosphere Programme (IGBP).
- INE – Instituto Nacional de Estadística. Alteraciones de los municipios en los Censos de Población desde 1842. Consultado en noviembre de 2018 en: <https://goo.gl/oXPumi>
- Lewis, S. L., Maslin, M. A. (2015). Defining the anthropocene. *Nature*, 519(7542), 171.
- Sanchez-Cabeza, J. A., Díaz-Asencio, M., Ruiz-Fernández, A. C. (2012). Radiocronología de sedimentos costeros utilizando ^{210}Pb : modelos, validación y aplicaciones. Organismo Internacional de Energía Atómica, Centro Internacional de Viena.
- Stupar, Y. V., Schäfer, J., García, M. G., Schmidt, S., Piovano, E., Blanc, G., ... Le Coustumer, P. (2014). Historical mercury trends recorded in sediments from the Laguna del Plata, Córdoba, Argentina. *Chemie der Erde-Geochemistry*, 74(3), 353-363.
- Tinkler, K. J., Wohl, E. (1998). *Rivers over rock: fluvial processes in Bedrock channels* (No. 107). American Geophysical Union.
- Waters, C.N., Fairchild, I.J., McCarthy, F.M., Turney, C S., Zalasiewicz, J., Williams, M. (2018). How to date natural archives of the Anthropocene. *Geology Today*, 34(5), 182-187.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Summerhayes, C.P., Wolfe, A.P., Barnosky, A.D., Cearreta, A., ... Haff, P. (2017). The Working Group on the Anthropocene: Summary of evidence and interim recommendations. *Anthropocene*, 19, 55-60.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Williams, M., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Crutzen, P., ... Haff, P.K. (2015). When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. *Quaternary International*, 383, 196-203.
- Zalasiewicz, J., Williams, M., Waters, C. N., Barnosky, A. D., Haff, P. (2014). The technofossil record of humans. *The Anthropocene Review*, 1(1), 34-43.

Caracterización de elementos traza en sedimentos atrapados por marmitas fluviales. Resultados preliminares en el caso de un pequeño río sobre roca en la cuenca del Miño (Noroeste de España)

Elena De Uña-Álvarez ¹, Miguel A. Álvarez-Vázquez ^{1,2}, Ricardo Prego ²

¹ Grupo GEAAT, Campus de Ourense, Universidad de Vigo, As Lagoas, 32004 Ourense, España
edeuna@uvigo.es

² Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC), Eduardo Cabello 6, 36208 Vigo, España

Resumen

El estudio presenta los resultados preliminares del análisis de los elementos traza contenidos en sedimentos de las marmitas fluviales (*fluvial potholes*), en un pequeño río sobre roca. El área del estudio corresponde a un tramo fluvial del río Loña, un afluente del Miño medio (provincia de Ourense, Galicia). Los elementos traza presentes en los sedimentos atrapados por las marmitas fluviales apenas han sido abordados. El análisis de las muestras de sedimentos atrapados en seis marmitas fluviales, teniendo en cuenta los contenidos de elementos traza en la fracción arenosa, proporciona una información significativa para examinar las condiciones ambientales en pequeños ríos sobre roca.

Introducción

Los ríos que circulan sobre roca presentan áreas de roca expuesta y conjuntos de formas esculpidas por la erosión que reflejan una dinámica fluvial propia de sistemas naturales de alta energía (Tinkler y Wohl, 1998; Fryirs y Brierley, 2013). Entre las formas erosivas de los ríos sobre roca, las cavidades denominadas marmitas (*potholes*) destacan por su valor científico, estético, educativo y patrimonial. La morfología y dimensiones de estas cavidades responde a la interacción de procesos de abrasión y remoción de los materiales, controlados por la estructura de las discontinuidades rocosas (Richardson y Carling, 2005). Las marmitas fluviales han sido objeto de investigación como formas erosivas ligadas a los procesos de incisión de los valles (Elston, 1917; Lorenc *et al.*, 1994; Springer *et al.*, 2006; De Uña-Álvarez *et al.*, 2009; Ortega *et al.*, 2014; Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, 2015; Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, 2017a) y como elementos representativos de nuestro patrimonio natural (Ortega y Durán, 2010; De Uña-Álvarez, 2012; De Uña-Álvarez y Álvarez-Vázquez, 2015 y 2016; Álvarez-Vázquez y De Uña-Álvarez, 2017b). Sin embargo, la investigación sobre los elementos traza presentes en los sedimentos atrapados por ellas apenas se ha considerado.

La caracterización de los sedimentos atrapados por las marmitas fluviales es de especial interés en los pequeños ríos sobre roca, ya que constituyen sistemas naturales donde los ambientes sedimentarios son escasos. Además, existe una carencia de datos específicos acerca de los sedimentos como indicadores del estado ambiental de los tramos locales en pequeños ríos sobre roca. Considerando la fracción arenosa retenida por las marmitas fluviales en el río Loña (afluente del río Miño en la provincia de Ourense, Galicia), los objetivos de la investigación son obtener datos específicos en el caso de un pequeño río sobre roca para evaluar el estado del tramo fluvial, y poseer información de referencia en la escala local. Este estudio corresponde a un avance de resultados preliminares generados por una línea de investigación en desarrollo a través de la colaboración entre investigadores del Grupo de Estudios en Arqueología, Antigüedad y Territorio (GEAAT) de la Universidad de Vigo (Área de Geografía Física, Campus de Ourense) y del Instituto de Investigaciones Marinas (IIM) perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España (CSIC) en Vigo.

Área de estudio

La red fluvial del río Loña (longitud total de 40,47 km) drena una cuenca de 138,48 km² de extensión superficial sobre rocas graníticas, entre las que dominan las granodioritas y los granitos de dos micas (IGME, 1989). La precipitación total anual oscila entre 700 y 900 mm y la temperatura media anual es de 14°C. Con una población total de 6.500 habitantes repartidos en 115 asentamientos, la densidad demográfica a escala municipal varía entre 22 y 40 hab·km⁻² en el sector de la cuenca donde se delimita el área de estudio; el uso del suelo es esencialmente forestal (70,6% del total) seguido del agrícola (16,23% del total) (IGE, 2014).

El curso principal del río Loña (altitud media de 400 m s.n.m.) tiene una longitud de 19,96 km siendo su caudal medio anual (natural) de 2,08 m³·s⁻¹ (CHMS, 2014) y tributa al cauce principal del río Miño en el noroeste de la Península Ibérica, al norte de la ciudad gallega de Ourense (100 m s.n.m.). El área de estudio (Fig. 1) corresponde a un tramo fluvial delimitado aguas arriba del embalse de Cachamuña (capacidad de 1,8 hm³), construido en el año 1954 para el abastecimiento de la ciudad de Ourense. La longitud del tramo de muestreo (coordenadas del punto central: 42° 19' 39" N 7° 47' 59" W) es de 300 m y su anchura aumenta aguas abajo desde 9 m hasta 56 m.

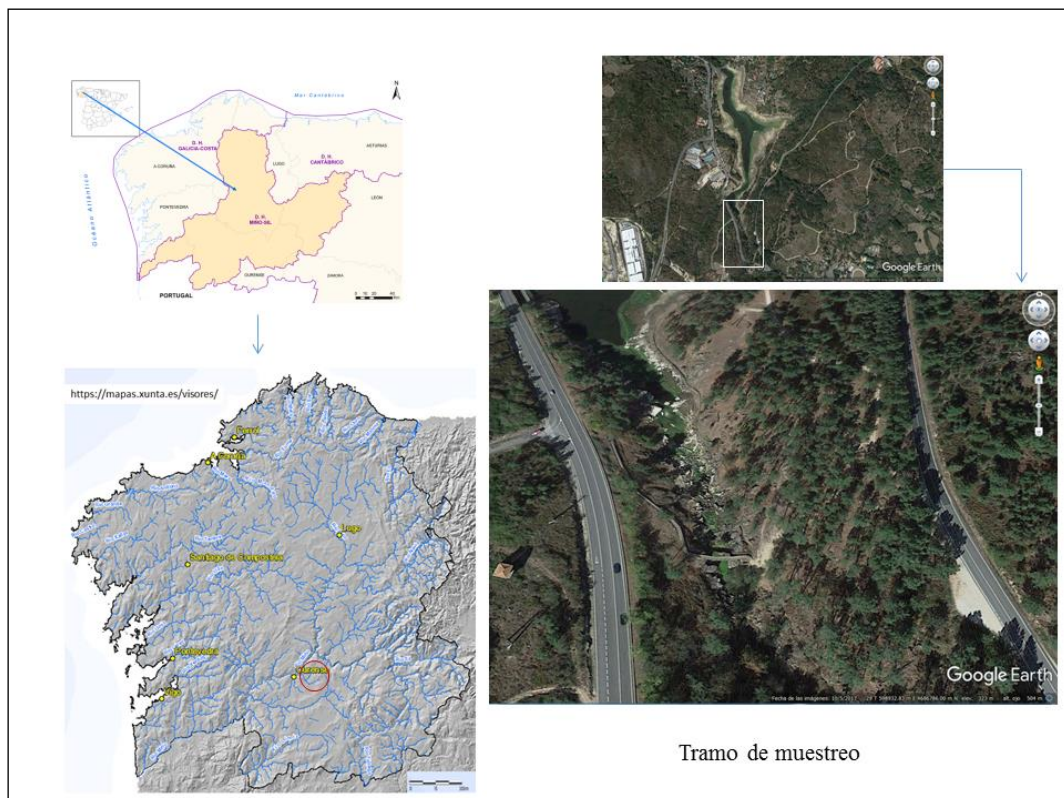


Figura 1. Localización del área de estudio y vista del tramo del muestreo (Fuentes: Confederación Hidrográfica Miño-Sil, Xunta de Galicia y Google Earth) (Elaboración propia)

Metodología

Teniendo en cuenta los estudios previos y el inventario detallado de las formas erosivas en el río Loña, iniciado en el período 2002-2005 y finalizado en 2013, se seleccionaron seis marmitas fluviales para llevar a cabo un estudio piloto. El muestreo de los sedimentos atrapados por las cavidades tuvo lugar durante el mes de Julio de 2014. La granulometría de las muestras fue analizada en el Laboratorio de Biogeoquímica Marina del IIM-CSIC en Vigo, obteniendo las fracciones de grava (>2 mm), arena (0.063 mm $<x<2$ mm), y fango (<0.063 mm). El análisis de la composición mineralógica y del contenido de elementos traza (Ba, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Rb, Sr, Y, Zn, Zr) fue realizado por el Centro de Asistencia Científica y Tecnológica (CACTI) de la Universidad de Vigo.

El análisis estadístico de los datos utilizó el programa StatGraphics. La aplicación de técnicas estadísticas no paramétricas, justificada por el número de casos (6 muestras de sedimentos) proporcionó los estadísticos resistentes para la concentración de elementos traza (mínimo, mediana, máximo y rango intercuartílico). En coherencia con este enfoque fueron obtenidos los agrupamientos jerárquicos, mediante el método del vecino más próximo, y los coeficientes de correlación por rangos (Spearman) de los elementos traza.

Resultados

En el tramo fluvial estudiado, las marmitas fluviales que conservan parcialmente sus paredes y que presentan una profundidad máxima entre 25 cm y 1,2 m constituyen el grupo de referencia para la selección de las cavidades erosivas objeto de muestreo. Estas marmitas tienen capacidad para atrapar sedimentos, acumulando entre 15 y 50 cm. Las seis marmitas elegidas para el muestreo de sedimentos (Fig. 2) están localizadas a una altitud entre 310 y 329 m s.n.m. en el centro y en el margen del canal fluvial.



Figura 2. Ejemplos de marmitas elegidas para el muestreo de sedimentos (Elaboración propia)

Los resultados del análisis granulométrico de los sedimentos (Fig. 3) reflejaron la escasez de la fracción fina (menor de 0.063 mm), cuyo porcentaje máximo en el conjunto de las muestras es del 1,5%. La fracción de arena (intervalo entre 0.063 y 2 mm) fue dominante en el conjunto de las muestras, siendo el valor de la mediana para el porcentaje de arenas un 72% (máximo 90%). Le sigue en importancia la fracción de gravas (mayor de 2 mm) con un valor del 27% para la mediana de su porcentaje en el conjunto de las muestras (máximo 80%). Debido a estos resultados, el análisis fue realizado sobre la fracción arenosa.

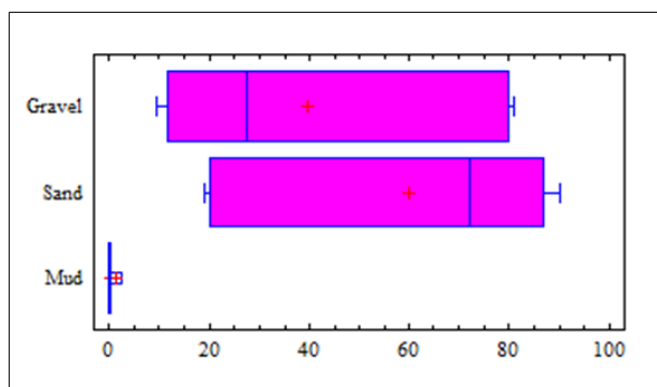


Figura 3. Diagrama de caja de la granulometría de los sedimentos (Elaboración propia)

El mineral de sílice resultó dominante en la composición mineralógica de la fracción arenosa (Tabla 1). Los resultados del contenido en elementos traza en las arenas figuran en las Tablas 2 y 3. Los resultados de las correlaciones por rango (coeficientes de Spearman con p-valor <0,05) mostraron una fuerte asociación positiva para Cr con sílice ($r=0,98$), Y con sílice ($r=0,92$), Sr con Rb ($r=0,98$), Sr con Ga ($r=0,98$) y Cr con Y ($r=0,94$); por el contrario, resultaron fuertes asociaciones negativas para Ni con Rb ($-0,88$) y Ni con Zr ($-0,88$).

Tabla 1. Mineralogía de la fracción arenas

Mineralogía (%)	Mn	Med	Mx
Silica (SiO_2)	74	77	83
Microclina (KAlSi_3O_8)	9	12	12
Albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$)	5	9	10
Muscovita ($(\text{K},\text{Na})(\text{Al},\text{Mg},\text{Fe})_2(\text{Si}_{3,1}\text{Al}_{0,9})\text{O}_{10}(\text{OH})_2$)	2	2	3

Mn = Valor mínimo, Med = Valor mediano, Mx = Valor máximo (Elaboración propia)

Tabla 2. Elementos traza (mg kg⁻¹)

Estadístico	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Ga
Mediana	26,9	128,2	10,2	16,3	29,8	14,1
Mínimo	9,8	94,4	6,6	9,4	12,0	0,7
Máximo	50,6	209,8	15,1	28,9	38,2	15,8
ICR	31,5	61,7	3,9	10,6	7,4	4,5

ICR = Rango intercuartílico (Elaboración propia)

Tabla 3. Elementos traza (mg kg⁻¹)

Estadístico	Rb	Sr	Y	Zr	Ba	Pb
Mediana	217	425	17,4	259	280	21,5
Mínimo	150	333	1,3	100	220	13,5
Máximo	336	650	24,0	344	400	32,2
ICR	80	200	11,3	129	60	7,0

ICR = Rango intercuartílico (Elaboración propia)

El agrupamiento de los datos aplicando técnicas jerárquicas (Fig. 4) diferenció los siguientes conjuntos de elementos traza según sus relaciones de proximidad: (Y, Zr, Cr); (Rb, Sr); y (Cu, Ba, Pb, Zn).

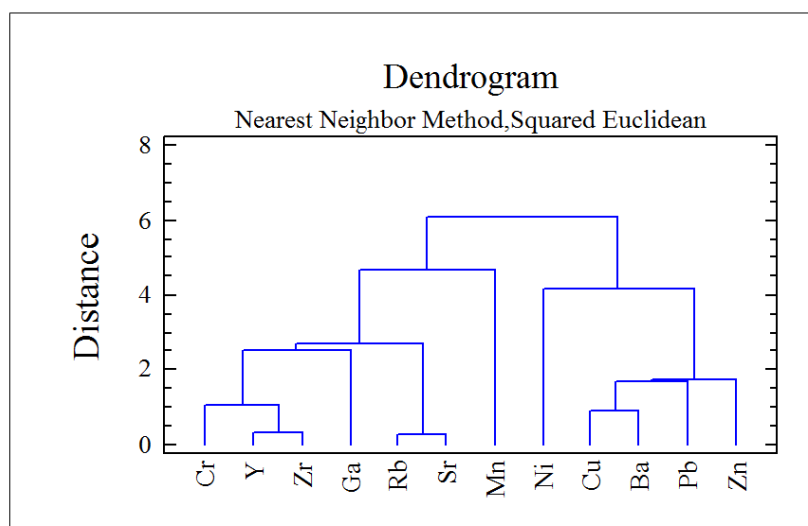


Figura 4. Agrupamiento jerárquico de los elementos traza en la fracción arenas (Elaboración propia)

Los estadísticos resistentes obtenidos con los datos de la concentración de los elementos traza, en la fracción arenosa, se encuentran dentro de los niveles de referencia disponibles (Tabla 4) para su comparación.

Tabla 4. Comparación de resultados para elementos traza (ET)

ET	Río Loña	Suelos/Granitos Galicia*	Suelos/Sedimentos Galicia*	Corteza Terrestre**
Cr	9-(27)-51	3-(15)-76	5-(21)-56	8,7
Ni	6-(10)-15	2-(22)-79	7-(25)-79	5
Cu	9-(16)-28	1-(7)-40	2-(12)-51	11
Zn	12-(30)-38	3-(46)-161	14-(44)-124	86
Ga	1-(14)-16	-	-	23
Rb	150-(217)-336	-	-	170
Sr	333-(425)-650	-	-	478
Y	1-(17)-24	-	-	11
Zr	100-(259)-344	-	-	309
Ba	220-(280)-400	7-(59)-200	26-(140)-396	1882
Pb	14-(22)-32	5-(23)-90	14-(20)-31	30

Valores mínimos (Mediana) máximos en mg kg⁻¹ (Elaboración propia)
(Datos de *Macías Vázquez y Calvo Anta, 2009; ** Hu y Gao, 2008)

Conclusiones preliminares

La litología y la diferente estabilidad de los minerales durante los procesos de meteorización muestran su influencia en estos resultados preliminares. La naturaleza del material fuente de los sedimentos, las rocas graníticas, está caracterizada por altos contenidos en SiO₂ (>70%) que aparece asociada a la mineralogía de los sedimentos. Por otra parte, la presencia y las fuertes asociaciones positivas entre determinados elementos (Rb, Sr, Ba, Zr y Ga) están relacionadas con el alto contenido de la roca en silicatos, alúmina y minerales alcalinos.

Cabe considerar como factor importante el diferente grado de estabilidad de los minerales durante los procesos de meteorización. La naturaleza de los procesos de alteración y meteorización del granito pueden relacionarse con el dominio de la fracción arenosa; aguas arriba del tramo estudiado está identificado un espesor de 4 m de aluviales procedentes de la alteración edáfica de las rocas graníticas. Además, las condiciones de la dinámica fluvial, caracterizadas durante largo tiempo por un sistema de alta energía (aunque en la actualidad es un sistema regulado), determinan la importante presencia de cantos y gravas.

Los resultados preliminares del estudio piloto presentado indican que los contenidos de elementos traza en los sedimentos atrapados por marmitas fluviales, en el caso de un pequeño río en roca, no están afectados por la contaminación antropogénica. Al mismo tiempo, estos resultados preliminares resaltan el interés de las marmitas como trampas de sedimentos útiles para futuros estudios más detallados.

Referencias

- Álvarez-Vázquez, M.A. y De Uña-Álvarez, E. (2015): Evolución Morfológica de las Marmitas de Erosión en el Miño medio (Galicia). In: C. Antunes (ed.) *Actas do VII Simposio Ibérico sobre a bacia hidrográfica do rio Minho*, Vila Nova de Cerveira, Portugal, pp. 1-5.
- Álvarez-Vázquez, M.A. y De Uña-Álvarez, E. (2017a): Growth of sculpted forms in bedrock channels (Miño River, northwest Spain). *Current Science*, 112(5): 996-1002.
- Álvarez-Vázquez, M.A. y De Uña-Álvarez, E. (2017b): Inventory and Assessment of Fluvial Potholes to Promote Geoheritage Sustainability (Miño River, NW Spain). *Geoheritage*, 9(4): 549-560.
- CHMS (2014): *Documentos de la planificación 2015-2021, Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil*. Anexo 1, Estudio general sobre la demarcación.
- Elston, E.D. (1917): Potholes: their variety, origin and significance. *The Scientific Monthly*, 5: 554-567.
- De Uña-Álvarez, E.; Vidal-Romaní, J.R.; Rodríguez Martínez-Conde, R. (2009): Erosive forms in river Systems. In A. Romero et al. (Eds.) *Advances in Studies on Desertification*, Murcia, Editum, pp. 465-468.
- De Uña-Álvarez, E. (2012): Patrimonio geomorfológico en la dimensión local: Formas graníticas en Galicia meridional (NW Península Ibérica). En *Respuestas de la Geografía Ibérica a la crisis actual*, Publicaciones de la AGE y USC: 1179-1183.
- De Uña-Álvarez, E. y Álvarez-Vázquez, M.A. (2015): Patrimonio geomorfológico del agua. Caracterización de microformas erosivas en el río Miño (Ourense, Galicia, NW Macizo Ibérico). In: C. Antunes (ed.) *Actas do VII Simposio Ibérico sobre a bacia hidrográfica do rio Minho*, Vila Nova de Cerveira, Portugal, pp. 159-165.
- De Uña-Álvarez, E. y Álvarez-Vázquez, M.A. (2016): Geo-recursos para la sostenibilidad del territorio. Evaluación preliminar del interés de las marmitas fluviales (Río Miño, Península Ibérica). In: A. Vieira et al. (Coord.) *A Geografía Física e a Gestao de Territórios Resilientes e Sustentáveis*, Universidade do Minho - Departamento de Geografia, pp. 687-696.
- Fryirs, K.A. y Brierley, G.J. (2013): Instream geomorphic units. In: *Geomorphic Analysis of River Systems*, First edition, Blackwell Publishers, Chapter 8, pp. 132-154.
- Hu, Z.; Gao, S. (2008). Upper crustal abundances of trace elements: a revision and update. *Chemical Geology*, 253(3-4): 205-221.
- IGE (2014): Datos estadísticos de Galicia. Acceso URL: <https://www.ige.eu/web/index.jsp?idioma=es>
- IGME (1989) *Memoria del mapa geológico de España. Ourense/Verín*. Instituto Tecnológico GeoMinero de España, Madrid, 284 páginas.
- Lorenc, M.W.; Muñoz Barco, P.; Saavedra Alonso, J. (1994): The evolution of potholes in granite bedrock, W Spain. *Catena*, 22, 265-274.
- Macías Vázquez, F. y Calvo Anta, R. (2009): *Niveles genéricos de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de Galicia*. Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, 229 páginas.
- Ortega, J.A. y Durán, J.J. (Eds.) (2010): *Patrimonio geológico: los ríos en roca de la Península Ibérica*. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, Serie Geología y Geofísica, Madrid, 4: 55 - 77.
- Ortega, J.A.; Gómez-Heras, M.; Perez-López, R.; Wohl, E. (2014): Multiscale structural and lithologic controls in the development of stream potholes on granite Bedrock Rivers. *Geomorphology*, 204: 588-598.
- Richardson, K. y Carling, P. (2005): *A Typology of Sculpted Forms in Open Bedrock Channels*. Geological Society of America, <https://doi.org/10.1130/0-8137-2392-2.1>
- Springer, G.S.; Tooth, S.; Wohl, E.E. (2006): Theoretical modelling of stream potholes based upon empirical observations from the Orange River, Republic of South Africa. *Geomorphology*, 82: 160-176.
- Tinkler, J. y Wohl, E. (Eds) (1998): *Rivers over Rock: fluvial processes in bedrock channels*. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Series, 107.

Numerical modelling simulations of the minho estuary hydrodynamics

I. Iglesias¹, P. Avilez-Valente^{1,2}, A. Bio¹, L. Bastos^{1,3}

¹ *Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research (CIIMAR/CIMAR), University of Porto, Terminal de Cruzeiros de Leixões. Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.*

² *Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal.*

³ *Department of Geosciences Environment and Spatial Planning, Faculty of Sciences, University of Porto, Rua Campo Alegre 687, 4169-007 Porto, Portugal.*

Abstract

Estuarine zones are of relevant environmental, economic and societal importance but are difficult to understand given the complexity of their physical, chemical, geological and biological processes and of the associated ecosystem services.

Because of the lack of continuous and long term observations needed for the characterization of an estuarine region through in-situ measurements, models are used to assess estuarine behaviour. High resolution numerical models have become essential as a decision-making support tool for an effective and integrated management, providing valuable and accurate scientific and technical information to promote population safety and the sustainability of estuarine ecosystems and services.

In this context, and within the scope of the ECOSERVICES project, a 2DH depth averaged circulation model (included in the hydrodynamic software package *openTELEMAC-MASCARET*) was applied to one of the main estuarine regions in Northern Portugal: the Minho estuary.

Besides risks associated with pollution, floods, erosion and coastal degradation, the main problem of this estuarine region is the siltation due to high sediment deposition rates and low current velocities. Hydrodynamic patterns and sediment deposition produce numerous bathymetric constraints and sand bars that, during low tide, become emerged. However, the Minho estuary dynamics are still essentially unknown.

The hydrodynamics of the Minho estuary was assessed through test case simulations including high/low and spring/neap tides, and high/low river flows. Numerical solutions depicted a tide dominated estuary with a typical semi-diurnal pattern and higher current velocities during the ebb tide than during flood tide. The highest current velocities occur in the narrowest cross-section of the river mouth, and the lowest ones are distributed along the wider stretch of the estuary upstream of the mouth. During low river flow conditions, a large part of the estuarine region upstream of the mouth becomes exposed to the air, with the river flow confined to two shallow channels. Under flood conditions, most of the estuary is flooded due to its alluvial plain features and existing wetlands, with high flow velocities throughout the estuarine region, except in the widest part upstream of the river mouth, where the widening of the estuary allows a large increase of the cross-sectional area of the flow.

Key words: Estuarine modelling, Hydrodynamics, Estuarine risks, Minho estuary, North Portugal.

Acknowledgments: This research was partially supported by the Strategic Funding UID/Multi/04423/2013 through national funds provided by FCT—Foundation for Science and Technology and European Regional Development Fund (ERDF) and by the Research Line ECOSERVICES, integrated in the Structured Program of R&D&I INNOVMAR: Innovation and Sustainability in the Management and Exploitation of Marine Resources (NORTE-01-0145-FEDER-000035), funded by the Northern Regional Operational Programme (NORTE2020) through ERDF.

Mecanismos que podem explicar a diminuição de bivalves de água doce após a invasão da amêijoia Asiática *Corbicula fluminea* no Rio Minho

Ronaldo Sousa ^{a*}, Vanessa Modesto ^a, Noé Ferreira-Rodríguez ^b & Martina Ilarri ^c

^aCBMA – Centre of Molecular and Environmental Biology, Department of Biology, University of Minho, Campos de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

^bDepartamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal. Facultade de Bioloxía. Campus As Lagoas – Marcosende, Universidade de Vigo, Vigo 36310, Spain.

^cCIIMAR/CIMAR – Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research, University of Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

*rg.eco.sousa@gmail.com

Resumo

Dados a longo termo (2004 a 2018) referentes a 16 locais de amostragem ao longo de mais de 30 km no Rio Minho demonstram que várias espécies nativas de bivalves de água doce estão em acentuado declínio. Uma possível explicação para este acentuado declínio é o possível impacto negativo da espécie invasora *Corbicula fluminea*. No entanto, os possíveis mecanismos que explicam como esta espécie invasora afeta a densidade e distribuição de bivalves de água doce permanecem altamente especulativos. Nesta apresentação, e através de resultados obtidos em várias experiências de campo e laboratório, serão explorados possíveis mecanismos responsáveis por este declínio e que incluem: possível filtração das larvas (gloquídeos) dos bivalves nativos por parte de *C. fluminea* e consequente diminuição no recrutamento; competição por alimento e/ou espaço; mortalidade recorrentes de *C. fluminea* durante extremos climáticos e que podem também levar à mortalidade de bivalves nativos. Pese embora os dados obtidos demonstrarem forte impacto negativo da espécie invasora *C. fluminea* nas espécies de bivalves nativos no Rio Minho outros fatores não estudados, e que incluem poluição, alterações climáticas e perda de habitat, podem igualmente ser responsáveis pelos acentuados declínios registados nos últimos 14 anos.

Implicações fisiológicas das alterações climáticas nos bivalves de água doce

Paulo Castro^{a*}, Manuel Lopes-Lima^{b,c}, Elsa Froufe^c, Francisco Arenas^c, Vanessa Modesto^{a,c}, Martina Ilarri^c, Francisco Carvalho^a & Ronaldo Sousa^{a,c}

^a CBMA – Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal.

^b CIBIO/InBIO - Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Universidade do Porto, Campus Agrário de Vairão, Vairão, Portugal.

^c CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

Resumo

No futuro as alterações climáticas podem ser responsáveis por mudanças nas condições abióticas dos ecossistemas aquáticos e levar a alterações significativas na biodiversidade. As populações de bivalves de água doce (Bivalvia:Unionida) estão em declínio mundialmente, incluindo no rio Minho. Estes organismos constituem um dos grupos faunísticos mais vulneráveis a perturbações, e as alterações climáticas podem afetar negativamente estes organismos. Com isto em mente, e tendo em conta a importância destes seres vivos nos ecossistemas, é crucial aprofundar o conhecimento científico neste tópico. Foi avaliada a temperatura crítica máxima (CTM), usando sensores Hall de fluxo magnético, em 3 espécies de bivalves de água doce em risco, nomeadamente *Anodonta anatina*, *Potomida littoralis* e *Unio delphinus*, aclimatados a 2 temperaturas diferentes (15 e 25°C). Adicionalmente, a tolerância à salinidade foi avaliada em *P. littoralis* e *U. delphinus*, onde a taxa de consumo de oxigénio foi registada face a 4 concentrações distintas (0, 2, 4, 6 ppt) e tempos de exposição (0, 4 e 8 dias), aclimatados a 15 e 25°C. Relativamente aos ensaios de CTM, *A. anatina* e *U. delphinus* apresentam uma menor tolerância ao aumento de temperatura, contudo esta resposta é afetada pela temperatura de aclimação. A temperatura e a salinidade influenciam o metabolismo de *P. littoralis* e *U. Delphinus*, e ambas as espécies apresentam respostas semelhantes, sendo que apresentam de uma forma geral redução no metabolismo com o aumento da salinidade e não toleram concentrações de 6ppt.

Efeitos do aumento da temperatura e da variação do caudal do Rio Minho na produtividade total do estuário do Minho

Irene Martins¹, Ester Dias¹, Martina Ilarri¹, Francisco J. Campuzano², Lúgia Pinto², Miguel M. Santos^{1*}, Carlos Antunes^{1, 3*}

1-CIIMAR- Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research, University of Porto, Novo Edifício do Terminal do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos S/N, 4450-208 Matosinhos, Portugal

2-MARETEC- IST, University of Lisbon, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal

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

Resumo

Um modelo do ecossistema do estuário do rio Minho foi desenvolvido no AQUATOX 3.1 (EPA), de modo a estudar os efeitos do aumento da temperatura e de variações no caudal do rio Minho na produção de biomassa do sistema e identificar o tipo de interacções entre “stressors”.

O modelo foi parameterizado com dados físico-químicos, hidrodinâmicos e bióticos específicos para a zona mais a jusante do estuário do Minho (até 1 km a montante da embocadura), incorporando 12 variáveis externas e uma cadeia trófica com produtores primários, macroinvertebrados bentónicos, peixes e detritos.

As simulações sugerem que, enquanto o sistema se mantém ou aumenta ligeiramente a GPP e a produção da biomassa dos consumidores em cenários de aumentos de temperatura (RCP2.6 e RCP 8.5), a ocorrência de interacções antagonísticas entre o aumento de temperatura, a ocorrência de anos secos ou chuvosos ou a redução do caudal do rio contrariam esta tendência, com efeitos particularmente negativos durante anos chuvosos.

Os resultados evidenciam a forte dependência da produtividade das comunidades estuarinas em relação ao caudal do rio Minho. Consequentemente, recomenda-se uma gestão cuidada e integrada do caudal na bacia do Rio Minho, particularmente, tendo em conta as alterações climáticas expectáveis para esta zona do planeta.

Indicadores de seca na parte portuguesa da bacia do rio Minho

Metodologia aplicada atenta a realidade espanhola

Juliana Mendes ⁽¹⁾, Miguel Costa ⁽²⁾ e Rodrigo Maia ⁽³⁾

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias s/n, 4200-465 Porto,

Emails: (1) juliana@fe.up.pt, (2) mapcosta@fe.up.pt, (3) rmaia@fe.up.pt,

Resumo

O projeto RISC_ML¹ prevê, entre outras atuações, a definição de novos indicadores de seca com vista ao desenvolvimento de um plano de seca conjunto, entre Portugal e Espanha, para a globalidade da região hidrográfica internacional das bacias do Minho e do Lima. Neste âmbito, apresenta-se aqui a metodologia aplicada para a definição dos indicadores de seca para a parte portuguesa da bacia do rio Minho, atenta o tipo de indicadores e o respetivo procedimento de avaliação, definidos para a parte espanhola da bacia no âmbito da revisão do “*Plan Especial de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía de la Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil*” de dezembro de 2017.

Na parte espanhola da bacia do rio Minho, os indicadores de seca baseiam-se na utilização dos registos mensais acumulados dos 12 meses anteriores, relativos à precipitação ponderada na bacia e ao escoamento em regime natural num ponto da rede hidrográfica, aos quais se aplicam processos de normalização e posterior reescalonamento, seguindo-se depois a agregação dessas variáveis, de forma ponderada e adimensional, no designado “Índice de estado de seca prolongada”. Pretendendo aplicar para a parte portuguesa da bacia os principais conceitos de base e os processos utilizados na definição e avaliação dos indicadores de seca da parte espanhola, e dada a ausência de registos de escoamento nas sub-bacias portuguesas não regularizadas, recorreu-se à modelação hidrológica de uma sub-bacia (do rio Mouro, na secção de Segude) para obter os dados hidrológicos necessários. Para tal, utilizou-se o *software* HEC-HMS em modo de simulação contínua, e os dados de precipitação diária registada em estações pluviométricas existentes na região. Devido à falta de dados reais de escoamento para calibrar o modelo hidrológico, foram utilizados os parâmetros de simulação obtidos e validados para uma sub-bacia próxima, localizada na margem direita do rio Lima (do rio Vez, em Pontilhão de Celeiros).

Os resultados preliminares do “Índice de estado de seca prolongada” para a parte portuguesa da bacia, obtidos para o período de 1980/81 a 2016/17, com base nos dados registados da precipitação ponderados para essa área e no escoamento gerado pelo processo e modelação hidrológica, indicam que, de uma forma geral, os episódios de seca foram mais frequentes na parte espanhola – especialmente na zona do interior – do que na parte portuguesa, mas os principais períodos de seca mais gravosos (1989/90, 2004/2005-2005/2006, 2011/2012 e 2016/2017) afetaram a totalidade da bacia internacional.

¹ O projeto RISC_ML é um projeto co-financiado pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do Programa Interreg V-A Espanha-Portugal (POCTEP) 2014-2020, que tem como finalidade o desenvolvimento de medidas conjuntas (entre Espanha e Portugal) para região hidrográfica internacional das bacias do Minho e do Lima, orientadas para a prevenção, preparação, previsão e para uma melhor gestão dos fenómenos hidrológicos extremos, tais como inundações e secas, de modo a mitigar os seus efeitos. (<http://risc-ml.eu>)

Helminths gastrointestinales de la trucha salvaje: ¿posibles indicadores de la calidad del agua de un río?

Seila Couso-Pérez*, Hipólito Gómez-Couso y Elvira Ares-Mazás

Laboratorio de Parasitología, Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Farmacia, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Vida, 15782 Santiago de Compostela, A Coruña, España
seila.couso@rai.usc.es

Resumen

La trucha salvaje (*Salmo trutta*) es un pez salmónido nativo de los ríos de la Península Ibérica, donde constituye un recurso económico y social muy importante por su elevado interés en la pesca deportiva (Doadrio, 2002; Almodóvar y Nicola, 2004). La región de Galicia presenta una extensa y densa red fluvial en la que la trucha salvaje es la especie más representativa debido a su abundancia y amplia distribución (Hervella y Caballero, 1999). Durante la temporada de pesca del año 2015 (marzo-agosto) un total de 178 ejemplares de trucha salvaje fueron capturados por pescadores locales en 9 ríos del norte de la cuenca hidrográfica del río Miño. El tracto gastrointestinal de cada ejemplar se diseccionó en estómago, ciegos pilóricos e intestino. Inicialmente, se realizó una observación macroscópica con el fin de detectar formas adultas de parásitos helmintos y, a continuación, las muestras se homogeneizaron y se procesaron mediante una técnica difásica en PBS/éter etílico (2:1). Los sedimentos obtenidos se observaron bajo microscopía de campo claro para analizar la presencia de huevos de helmintos. De las 178 muestras analizadas, 155 (87,08%) presentaron alguna forma parasitaria de las siguientes especies: *Crepidostomum metoecus* (n=125, 70,22%; Trematoda); *Salmonema ephemeridarum* (n=102, 57,30%; Nematoda); *Raphidascaris acus* (n=26, 14,61%; Nematoda); *Capillaria coregoni* (n=5, 2,81%; Nematoda); y, *Echinorhynchus truttae* (n=6, 3,37%; Acantocephala). La parasitación conjunta por *C. metoecus* y *S. ephemeridarum* fue la más frecuentemente observada (n=75, 48,38%). Esta coinfección podría justificarse por la existencia en sus ciclos biológicos de un hospedador intermediario común, insectos acuáticos del orden Ephemeroptera, constituyentes de la comunidad béntica de los ríos, la cual se considera uno de los bioindicadores más importantes del estado ecológico de los cuerpos de agua según la Directiva Marco del Agua (Anónimo, 2000; Sures, 2008). Consecuentemente, y aunque son necesarios posteriores estudios, la complejidad biológica de la parasitofauna gastrointestinal de estos salmónidos, dependiente de organismos acuáticos empleados para inferir el estado ecológico de los ríos, podría ser indicativa de la calidad del agua de los mismos.

Los autores agradecen a los pescadores locales por su colaboración. Estudio financiado por la Xunta de Galicia (ED431C 2017/31).

Referencias

- Almodóvar, A. y Nicola, G. G. (2004). Angling impact on conservation of Spanish stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. *Fisheries Management and Ecology* 11, 173–182.
- Anónimo (2000). Directiva 2000/60/EC del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de Octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 327, 1–73.
- Doadrio, I. (2002). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. 2nd ed. (Ed. Doadrio, I.) Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 358 pp.
- Hervella, F. y Caballero, P. (1999). *Inventariación piscícola de los ríos gallegos*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela. 124 pp.
- Sures, B. (2008). Environmental parasitology. Interactions between parasites and pollutants in the aquatic environment. *Parasite* 15, 434–438.

Resultados preliminares do Proxecto LATERCO: a pesca fluvial tradicional nas estacadas do rio Tea

Lois Ladra*

**Lúnula – Servizos Profesionais de Património Cultural e Arqueoloxía
lunulapatrimonio@gmail.com*

Resumo

A implementación do Projeto LATERCO como consecuencia da concessão do Prémio de Investigación Fermim Bouça-Brei permitiu realizar por vez primeira un estudo etnolóxico sistemático sobre a tecnoloxía tradicional da pesca artesanal de ciclóstomos na comarca do Condado. Esta pequena rexión comprende o trecho inferior do vale do río Tea, tributario pola margem dereita do Minho. As pesquisas no tereno, realizadas ao longo dos primeiros meses do ano 2018 e a etnografía baseada na observación participante desta actividade piscatória forneceram un rexistro exhaustivo de quase dúas dúzias de instalacións temporáreas utilizadas para a captura sazonal da lampreia através de medios artesanais. Estas estruturas, localmente coñecidas como *estacadas*, contan con antecedentes documentais que facilitan o estudo etnolóxico e etno-histórico de toda unha serie de prácticas e coñecimentos ictiolóxicos singulares para as identidades culturais locais e para a antropología da pesca em águas continentais.

Introdución

O Concello de Ponteareas convoca desde hai varios anos, en homenaxe a un dos seus fillos predilectos e gran estudioso da Arqueoloxía e da Etnoloxía galegas, o Premio de Investigación “Fermín Bouza-Brey”. A proposta de pesquisa etnolóxica que deu lugar a este traballo – o Proxecto LATERCO – mereceu o recoñecemento do xurado da sétima edición, correspondente ao bienio 2017-2018. Os membros que formaban parte deste tribunal fixérono en representación institucional do Consello da Cultura Galega, do Consello Galego de Museos, da Universidade de Vigo, do *IEGPS - Consejo Superior de Investigaciones Científicas* e do Concello de Ponteareas.

LATERCO é o acrónimo ou forma apocopada do relatorio final e do título do tema que orientou a nosa pesquisa: “A LAmprea nas TERras do CONdado. Aspectos etnolóxicos da pesca artesanal no río Tea” (Ladra, 2018). O presente texto é un brevísimo resumo da monografía que a Concellaría de Cultura e a presidencia da corporación municipal de Ponteareas se comprometeron a publicar no ano 2019.

ESTADO DA ARTE, XUSTIFICACIÓN, OBXECTIVOS E HIPÓTESE PREVIA

A día de hoxe existen varios libros publicados a partir da realización de estudos etnográficos consagrados ás diversas instalacións para o exercicio da pesca fluvial artesanal na Galiza: Lorenzo, 1983; Portela, 1985; Alonso, 1989; Ladra, 2008; Piñeiro, 2008; González e Ces, 2010. Na comarca do Condado captúrase a lamprea por varios procedementos, sendo o das “estacadas” no río Tea o menos coñecido. Con anterioridade ao noso traballo tan só existía un breve artigo de carácter divulgativo, publicado nunha coñecida revista local (Rodríguez Suárez, 2016).

As estacadas do río Tea constitúen unha manifestación cultural única en Galiza, baseada na implementación anual dun conxunto de estruturas temporais que se colocan sobre o leito fluvial coa finalidade de capturar artesanalmente o mais coñecido dos ciclóstomos. As construcións, os aparellos, as técnicas e os procedementos empregados con este propósito son exclusivos desta zona e totalmente diferentes dos tradicionalmente utilizados no resto do país.



Fig. 1: Estacada para a pesca artesanal da lamprea no río Tea. Foto: © Lois Ladra – 2018

O que se pretendía coa implementación efectiva do Proxecto LATERCO era desenvolver unha etnografía específica que, xunto coa pesquisa bibliográfica e arquivística, nos permitira analizar, definir, caracterizar e comparar esta senlleira tecnoloxía pesqueira artesanal en termos etnolóxicos e históricos. Tratábase de aproveitar a tempada anual de pesca nocturna da lamprea no río Tea, que se desenvolve normalmente

entre os meses de Xaneiro e Abril, para estudar de primeira man as instalacións piscatorias, os grupos de pescadores e as técnicas de captura.

Considerando a elocuente sinxeleza procedimental deste tipo de actividade, o mais que notorio carácter arcaizante que preside esta tecnoloxía e a aparente ausencia de paralelos etnográficos nos restantes ríos de Galiza, estimamos que existía unha certa posibilidade de estarmos perante un *unicum* na etnoloxía ibérica. Esta hipótese tiña que ser verificada ou desbotada en función dos resultados obtidos durante os traballos de campo (investigación etnolóxica) e as pesquisas de gabinete (investigación histórica).

Interesábanos especialmente, logo de realizar unha análise exhaustiva, poder chegar a contextualizar no tempo histórico e no espazo ibérico as estacadas do Tea. Para iso era necesario desenvolver unha pesquisa suficientemente abranxente e transversal: primeiro había que coñecer ben as estacadas, antes de poder chegar a calquer tipo de conclusións sobre as súas eventuais orixes e paralelos etnográficos (antigas vs. recentes, locais vs. foráneas...).

BREVES ASPECTOS METODOLÓXICOS

As bases metodolóxicas que rexeron o desenvolvemento do Proxecto LATERCO foron as habitualmente implementadas na Antropoloxía Cultural a traveso do denominado Método Etnográfico: traballo de campo, observación directa, observación participante, entrevistas orais, inquéritos semi-dirixidos e pesquisa bibliográfica e documental.

As actividades desenvolvidas ao longo dos cinco meses que durou a nosa investigación pódense dividir en dous grupos: pesquisas no terreno e traballos de gabinete. Todos eles foron realizados de maneira discontinua e alternada, aínda que interconectada, debido principalmente ás limitacións económicas e loxísticas inherentes ao marco desta investigación.

MARCO XEOGRÁFICO E ANTECEDENTES HISTÓRICOS

A comarca pontevedresa do Condado está oficialmente conformada polos concellos de Mondariz, Mondariz-Balneario, As Neves, Pontearreas e Salvaterra de Miño.

Ocupa unha superficie aproximada de 341 km² e no ano 2016 contaba con 41.828 habitantes oficialmente censados. A capital desta bisbarra é a vila de Ponteareas e o seu principal eixo fluvial estruturante é o río Tea.

O río Tea é un espazo fluvial natural espallado lonxitudinalmente polos concellos do Covelo, Fornelos de Montes, Mondariz, Mondariz-Balneario, Ponteareas e Salvaterra de Miño. Actualmente conta con dúas figuras de protección legal: a de Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) e a de Zona de Especial Protección dos Valores Naturais (Rodríguez González, 2005: 29).

Como todos os ríos salvaxes e sen grandes encoros da vertente atlántica europea, o Tea presenta un caudal irregular ao longo do ano, sendo frecuentes nel tanto as secas estivais como as cheas invernaís. E disto último temos constancia histórica, como aconteceu coas famosas crecidas dos anos 1909 e 1914, por tan só referir dous exemplos concretos.

As orixes históricas exactas das estacadas do río Tea son, hoxe por hoxe, incertas. Porén, varias fontes atrévense a suxerir o seu bretemoso nacemento. Así, por exemplo, o mesmo que algúns petróglifos prehistóricos son explicados localmente como sendo o resultado da pasaxe mítica do apóstolo Santiago, das pegadas do cabalo de Roldán, ou da borriquiña que levaba á Virxe, existe unha interesante versión que relaciona as primeiras estacadas no Tea coa querencia que á pesca do ciclóstomo lle tiña un coñecido cura. Amais destas narrativas locais, tamén hai investigadores que apuntan as orixes das estacadas cara a un momento indeterminado do século pasado, sen especificar a fonte de información na que se basea tal aseveración (Piñeiro, 2008: 88).

Sexa como for, o certo é que, cando menos, contamos con antecedentes históricos e referencias documentais para as mesmas que nos retrotraen, no estado actual da investigación, ao século XVIII. Así, por exemplo, podemos consultar un dos magníficos traballos de Joseph Cornide, significativamente titulado *Tratado de diversas pescas, redes y aparejos*.

A pesca da lamprea no Tea é unha actividade nocturna e individual que se realiza desde unhas instalacións localmente coñecidas como “estacadas” ou “puentes”, con unha arte arreboladiza a xeito de grande garfo metálico chamada “fisga”. O vocábulo “estacada” derivaría da acumulación de estacas utilizadas na construción destas “pontes” artesanais. Este significado etimolóxico abondancial tamén é utilizado para outras

estruturas piscatorias coñecidas fora da Galiza cando a materia vexetal de referencia para a súa construción son as canas: “cañal”, “cañaleta”, “encañizada”... A semellanza etimolóxica formal e lexical do “cañal” castelán cos caneiros de pedra do Alto Miño lucense xa ten sido apuntada noutros traballos (Ladra, 1998).

No relativo á “fisga”, o seu antecedente formal e funcional mais remoto poderíase procurar nos arpóns paleolíticos, tamén concibidos como artes de pesca arreboladizas, encabadas nunha haste de madeira e de perfil marcadamente denticulado ou aserrado (Ladra, 2009).

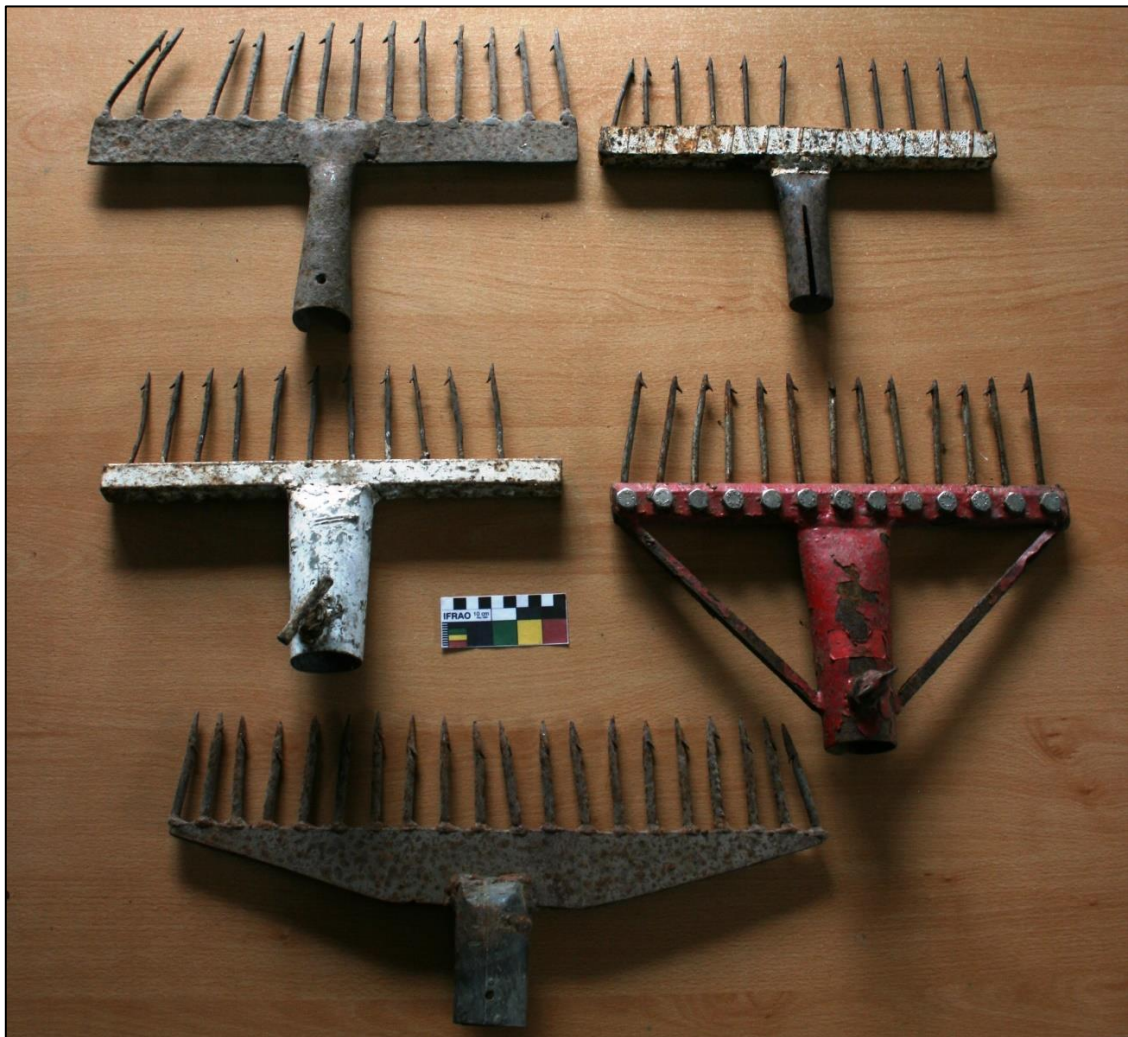


Fig. 2: Varios tipos de fisgas para a pesca da lamprea no río Tea. Foto: © Lois Ladra – 2018

Afirma don Joseph Cornide (1788: 192 e 218), no seu *Tratado de diversas pescas, redes y aparejos* que: “Es la fisga o francado un harpón [sic] de muchos dientes de que usan (...) en los rios para las lampreas y salmones, arrojándosela á las primeras, al pasar

por debaixo de algun puente, adonde las esperan, sin que por lo comun pierdan el golpe, y disparándola á los segundos desde tierra quando las márgenes de los rios no están muy distantes (...).”

A fisga non só se utiliza para a captura de lampreas no Tea, pois temos constancia no primeiro cuarto do século pasado, de que “en el rio Miño se emplea también (...) una [fisga] expresamente para la lamprea, que por eso se llama *fisga de lamprea*, y que se usa por los mismos pescadores que llevan el arte de *lampreira* [sic], empleando la fisga cuando ven la lamprea en la superficie en noches de luna, porque entonces, al observar los peces, les clavan la fisga con fuerza, para cuyo efecto lleva este instrumento un corcho muy grande para que flote, y además, el mango, un cordel largo para poder halar de él” (Rodríguez Santamaría, 1923: 457).

MARCO LEGAL E NORMATIVA APLICADA

Todos os anos, logo no mes de Xaneiro, a administración autonómica galega procede ao sorteo público dos postos habilitados para a instalación das estacadas entre aqueles pescadores que previamente se teñen inscrito como suxeitos interesados. Os postos onde se poderán implementar temporalmente as estacadas son definidos polas autoridades e ocupan uns espazos físicos concretos. A diferenza das pesqueiras do rio Miño, que son construcións fixas de propiedade privada elaboradas en granito, as estacadas do Tea son temporais e feitas con madeira, non podendo herdarse o posto que ocupan, ao ser un espazo públicamente concesionado durante a tempada de pesca.

No ano 2018 foron a sorteo case que meio cento de postos. No entanto, só chegaron a ser implantadas efectivamente un total de dezanove estacadas, que foron convenientemente inventariadas e catalogadas durante os traballos de campo (Ladra, 2018, Anexo 1). Non estamos perante un fenómeno etnolóxico estático ou ríxido, pois trátase de unha realidade dinámica, adaptativa e cambiante, que conta co seu propio vocabulario e lexislación oficial, emitida e renovada todos os anos.

A Orde do 3 de Novembro do 2017, reza o seguinte para regulamentar a pesca de lamprea entre a ponte do comboio de Fillaboa e a praia da Moscadeira, nun período hábil comprendido entre o 22 de Xaneiro e o 28 de Abril:

“A pesca autorízase cos medios coñecidos como estacada, fisga e luz artificial.

Enténdese por estacada unha pasarela de madeira sobre o río, colocada en dirección perpendicular á corrente e con unha lonxitude máxima que non supere a metade da anchura do leito. A pasarela erguerase sobre postes que non impidan a libre circulación das augas, nos locais previamente indicados pola administración. Estes locais serán numerados secuencialmente desde a foz cara á nacente e contarán con identificación visible. En cada estacada poderá haber ata catro pescadores. Cada pescador poderá utilizar unha única fisga e a iluminación artificial será paralela á estacada, sempre por riba dela e con proxección homoxénea de intensidade”.

“A pesca é nocturna, de luns a sábado, de 21:00 a 08:00 horas. Cada estacada ostentará un número, sendo que as estacadas pares pescarán os días considerados pares (Ma-Xo-Sa) e as impares os días impares (Lu-Me-Ve). Se os pescadores de dúas estacadas contiguas deciden xuntarse nunha soa estrutura, poderán facelo na que fique mais perto da foz e cada equipa manterá o seu turno de pesca en días alternos. Polo tanto, nunha estacada “dupla” poderase pescar durante seis días seguidos, pero sempre por dúas equipas diferentes e alternas”.

“A atribución de postos para a instalación temporal das estacadas é realizada por sorteo entre os candidatos previamente inscritos. O sorteo realízase no refuxio de pescadores da Freixa, na parroquia ponteareá de Ribadetea e para pescar será necesario contar coa licenza e permiso pertinentes. A cuantificación da pesca será recollida nun libro de rexistro de capturas, que será entregado no final da tempada”.

BREVE DESCRICIÓN DAS ESTACADAS

As estacadas facíanse antigamente de madeira, con táboas de piño sobre postes de piñeiro ou de eucalipto e a iluminación era a base de lámpadas de carburo. Co devalo do tempo, os materiais e as formas adoptadas foron mudando, de tal xeito que hoxe podemos observar unha grande amalgama de madeiras, ferros e aluminios, a xeito de pilotes, escadas, andamios, palés, estadas... Os dous elementos principais de unha estacada son a base e a pasarela: a primeira, de desenrolo vertical, debe estar firmemente asentada no terreno, mentres a segunda, de desenrolo horizontal, ten que facilitar a circulación e a permanencia dos pescadores.

No decurso dos traballos de campo identificamos un total de dezanove estacadas: nove implantadas na marxe dereita do río e dez na esquerda. Todas elas tiñan unha caseta de abrigo para os pescadores e cando menos en oito casos constatamos a presenza de unha

pequena embarcación de apoio. Só unha das estacadas identificadas tiña toda a estrutura de madeira, mentres cinco amosaban a pasarela de metal, sendo as restantes mistas.

Se consideramos o carácter verticalmente estático ou móbil das estacadas, poderémolas dividir en dous grupos: fixas ou levadizas. Estas últimas, aparecidas recentemente, teñen a vantaxe de que poden erguer a pasarela para evitar que as cheas do río a arrastren ou a destrúan.

As estacadas son normalmente construídas polos propios pescantíns nos días anteriores ou inmediatamente posteriores ao comezo oficial da tempada de pesca; nestes traballos é habitual que colaboren amigos, veciños e familiares, pois case sempre se fan durante a fin de semana e/ou fora do horario laboral cotián. No caso de que os membros da cuadrilla sexan persoas xubiladas, a disponibilidad efectiva de tempo libre permítelles escoller as datas e os momentos que consideren mais oportunos e pertinentes para desenvolver estes labores. Os traballos requiren unha certa habilidade, fortaleza física, experiencia e saber-facer, ao tempo que fomentan a convivencia intragrupal nun ambiente lúdico e prevalentemente masculino.



Fig. 3: Vista nocturna de unha estacada para a pesca da lamprea no río Tea. Foto: © Lois Ladra – 2018

A XEITO DE CONCLUSIÓN PRELIMINAR

Con estas breves pinceladas, extraídas do relatorio final do Proxecto LATERCO que dará lugar a unha ampla monografía en vías de publicación, pretendimos divulgar entre a comunidade científica e na medida das posibilidades que este simposio ibérico nos ofrece, unha realidade etnolóxica senlleira, merecente de estudo e protección.

A captura artesanal de lampreas que se leva a cabo nas estacadas do río Tea, de xeito nocturno e coa arte de pesca coñecida como fisga, constitúe unha particularidade cultural única na Galiza, que forma parte da peculiar identidade etnolóxica do Condado. No entanto, esta práctica específica conta con algúns paralelos etnográficos, até certo punto semellantes, noutros ríos da fachada occidental da Península Ibérica, como poden ser o Lima, o Mondego ou o Cávado.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ALONSO, Eliseo (1989): *Pescadores del río Miño (tramo gallego-portugués)*. Pontevedra: Deputación Provincial.
- CORNIDE, Joseph (1788): *Ensayo de una historia de los peces y otras producciones marinas de las costas de Galicia...* [Reedición facsimilar de 1983]. Sada: Edicións do Castro.
- GONZÁLEZ PÉREZ, Clodio e CES, Manuel (2010): *A pesca da lamprea no río Tambre. Historia, artes e gastronomía*. Noia: Toxosoutos, Col. "Divulgación e Ensaio".
- LADRA, Lois (1998): "Os caneiros de Portomarín". *Cuadernos de Estudios Gallegos*, 45 (110): 257-286.
- LADRA, Lois (2008): *Caneiros, pescos e pesqueiras. A pesca tradicional nos ríos de Galiza*. Santiago de Compostela: Sotelo Blanco Edicións [Premio de Investigación "Vicente Risco"].
- LADRA, Lois (2009): "Artes tradicionais da pesca fluvial". *Ardentía – Revista Galega de Cultura Marítima e Fluvial*, 5: 62-67.
- LADRA, Lois (2017): "Três estudos de etnología fluvial no río Tua: pesca artesanal, moagem de cereais e travessia ribeirinha", en *Estudo histórico e etnológico do vale do Tua*, vol. II, pp. 244-348. Porto: EDP.
- LADRA, Lois (2018): *A lamprea nas terras do Condado. Aspectos etnolóxicos da pesca artesanal no río Tea*. Relatorio final depositado na Biblioteca Municipal do Concello de Pontearreas [no prelo].
- LORENZO, Xaquín (1983): *O mar e os ríos*. Vigo: Galaxia, Col. "Biblioteca Básica da Cultura Galega", n.º 13.
- PIÑEIRO, Miguel (2008): *Lampreas e pesqueiras. Historia, artes de pesca e receitairo*. Vigo: Galaxia, Col. "Guías Galaxia".
- PORTELA, César (1985): *As pesqueiras do río Miño*. Santiago de Compostela: Xunta de Galiza, Col. "Monografías do Patrimonio Monumental Galego", n.º 1.
- RODRÍGUEZ GONZÁLEZ, Román [Coord.] (2005): *O Condado e A Paradanta*. Vigo: Ir Indo Edicións, Col. "Galicia en comarcas", n.º 8.
- RODRÍGUEZ SANTAMARÍA, Benigno (1923): *Diccionario de artes de pesca de España y sus posesiones*. Madrid: Sucesores de Rivadeneyra [Reed. facs. publ. 2000].
- RODRÍGUEZ SUÁREZ, Sofía (2016): "As estacadas do Tea". *Pregón – Revista do Corpus Christi de Pontearreas*, pp. 46-47.

Mejora del conocimiento y de las condiciones adecuadas para la preservación del patrimonio natural del río Miño

García Vázquez, David^{1*}; Gutiérrez Rial, David¹; Méndez Martínez, Gonzalo²; Pombal Diego, Manuel Ángel³; Román Geada, Marta²; Soto González, Benedicto⁴ & Garrido González, Josefina¹

¹Universidad de Vigo, Departamento de Ecología y Biología Animal * dagarcia@uvigo.es

²Universidad de Vigo, Departamento de Geociencias Marinas y Ordenación del Territorio

³Universidad de Vigo, Departamento de Biología Funcional y Ciencias de la Salud

⁴Universidad de Vigo, Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo

Introducción

La combinación de diferentes hábitats a lo largo del tramo internacional del río Miño así como la alta productividad de sus aguas, dan lugar a ecosistemas de alta riqueza ecológica (Lobo, 2012). Además las montañas que lo circundan acogen una serie de comunidades vegetales de alta biodiversidad, como resultado de los diferentes tipos de relieves, altitudes e influencias climáticas (Antunes & Cobo, 2012), que proporcionan un hábitat adecuado a diferentes grupos faunísticos.

Con el fin de conservar y gestionar correctamente todo este rico patrimonio natural se han desarrollado en los últimos años diversos programas de monitorización y vigilancia ambiental, dentro del marco de cooperación de la euroregión Galicia-Norte de Portugal. En esta línea, la Deputación de Pontevedra y el CIM Alto-Minho trabajan conjuntamente en un proyecto Interreg, **0044_VISIT_RIO_MINHO_1_P**, con el objetivo de garantizar la preservación y la puesta en valor de los recursos naturales y culturales de la cuenca internacional del Miño, la más importante del noroeste de la Península Ibérica.

Dentro de los diferentes campos de actuación de este proyecto, el soporte científico es llevado a cabo por diversos grupos de investigación de la Universidad de Vigo. El área de estudio está centrada en la subcuenca internacional del río Miño, un área de 1934 km² que incluye la sección fronteriza del río Miño, desde la presa de Frieira hasta su desembocadura en el Océano Atlántico, así como todos los afluentes del tramo (Fig. 1).

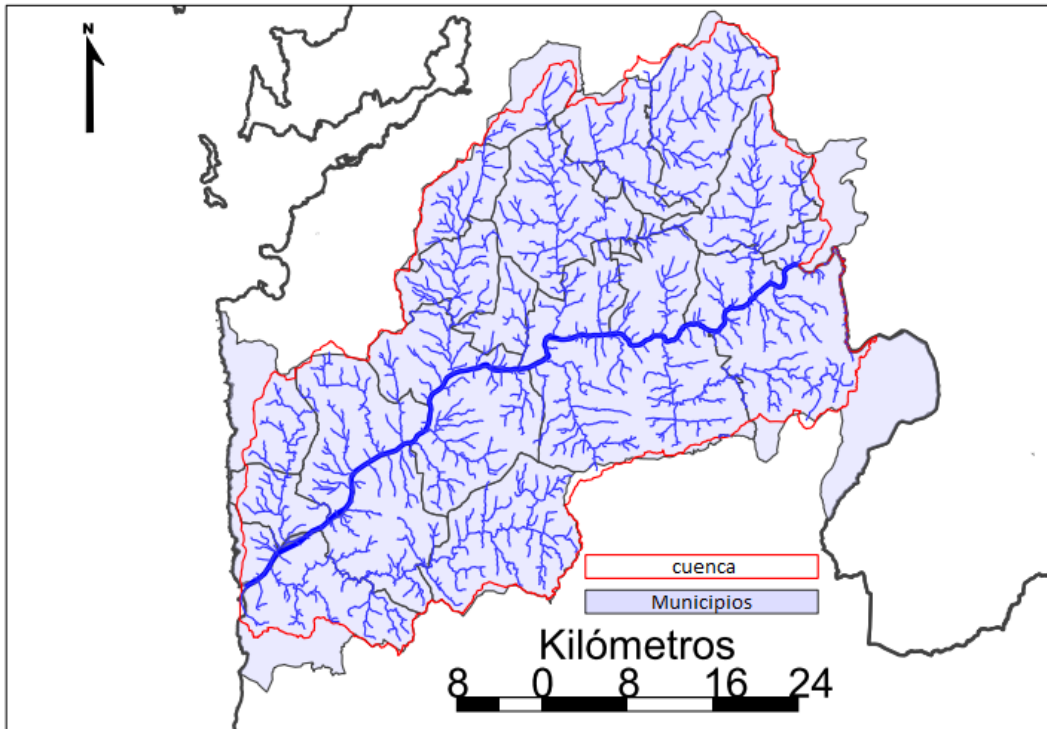


Figura 1. Subcuenca internacional del río Miño, incluyendo afluentes y los municipios que la integran.

OBJETIVOS DEL PROYECTO VISIT RIO MINHO

El grupo de trabajo está formado por 8 investigadores de la Universidade de Vigo pertenecientes a diferentes áreas científicas, lo que le proporciona un enfoque multidisciplinar.

Las actividades fundamentales a desarrollar están estructuradas de forma que en primer término se pretende evaluar el estado ecológico del tramo internacional del río Miño y su cuenca a través de toda la información existente. Esto se verá materializado en la elaboración de un documento recopilatorio que unifique toda la información disponible, tanto del lado gallego como del portugués, dividido en 5 apartados principales:

- (a) Descripción geográfica y del medio físico de la cuenca internacional del Miño.
- (b) Caracterización climatológica: análisis completo de diferentes variables climáticas a partir de los datos de las estaciones meteorológicas situadas en el área de estudio.
- (c) Caracterización hidrológica de los principales cursos de agua.
- (d) Descripción de la riqueza natural y ecológica, identificando las áreas con mayor biodiversidad.
- (e) Identificación de las principales amenazas medioambientales en la zona.

Esta información esta complementada con el desarrollo de campañas de campo para determinar la calidad del agua desde el punto de vista biológico y fisicoquímico, con aplicación de los índices ecológicos correspondientes de acuerdo a la Directiva Marco del Agua. Esta caracterización ecológica incluye, entre otros, muestreos de

macroinvertebrados acuáticos para su posterior uso como bioindicadores de calidad de los principales afluentes del Miño.

Por otro lado, todo el conocimiento adquirido será implementado en una base cartográfica, delimitando la zona riparia y la llanura de inundación y caracterizando las principales unidades edafológicas, con el fin de diseñar planes de aprovechamiento sostenible. En última instancia se procederá a la elaboración de una serie de propuestas a los organismos y entidades competentes de las necesidades de mejora y mantenimiento del medio natural.

MATERIAL Y MÉTODOS (MUESTREOS DE CAMPO)

Las campañas de campo para la determinación de la calidad biológica y físico-química del agua de los afluentes del Miño son efectuadas una vez por cada estación del año en 9 puntos de control seleccionados. Previo paso a la selección de los puntos de control se divide el tramo internacional del Miño en 3 secciones de acuerdo a su diferente morfología:

- Tramo 1 Frieira-Monçao: el río discurre por un valle estrecho encajado entre paredes rocosas, donde el flujo de agua alcanza mayor velocidad.

- Tramo 2 Monçao-Tui: sección intermedia que coincide con el inicio del estuario donde el río se ensancha y el flujo de agua se ralentiza, llevando a la deposición de material suspendido.

- Tramo 3 Tui- Océano Atlántico: a nivel de mar y bajo la influencia del agua salada, donde la alta tasa de sedimentación origina numerosas islas y bancos de arena.

En cada tramo se seleccionan los 3 afluentes más significativos, estableciendo el punto de control en el lugar más cercano posible a su confluencia con el Miño. Cada punto de control debe ser el mismo para cada uno de los muestreos efectuados a lo largo del año, pudiendo variar ligeramente en función de las condiciones de caudal. En la Figura 2 se muestran los 9 afluentes seleccionados para establecer los puntos de control.

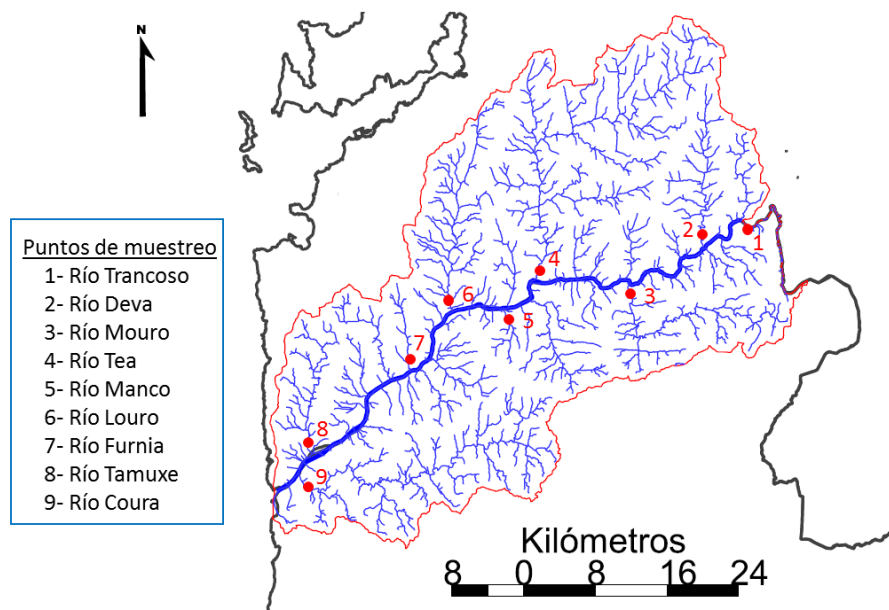


Figura 2. Puntos de control establecidos para la determinación de la calidad biológica y físico-química de las aguas

En cada punto de control se realizan 3 tipos de mediciones:

- 1) Recogida de agua para el posterior análisis de nutrientes (fluoruros, cloruros, nitritos, nitratos, fosfatos, sulfatos, amonio, Carbono Total Orgánico) y metales pesados en dependencias especializadas.
- 2) Medición *in situ* de parámetros físico-químicos mediante sonda ultraparamétrica con diferentes sensores: temperatura, pH, Conductividad, Salinidad, O₂, % O₂, TDS y potencial redox.
- 3) Muestreo de macroinvertebrados acuáticos utilizando redes de captura de 500 µm de luz de malla. El muestreo se realiza siguiendo el *Protocolo de muestreo y Laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables*, aprobado por la Secretaría de Estado de Medio Ambiente en 2013. Dicho protocolo está orientado a la obtención de datos de composición y abundancia de macroinvertebrados bentónicos, que son el grupo utilizado en la clasificación del estado ecológico. El material obtenido será identificado en laboratorio para proceder al cálculo del índice *Iberian Biological Monitoring Working Party* (IBMWP-2013) siguiendo el *Protocolo de Cálculo del índice IBMWP* aprobado por la Secretaría de Estado de Medio Ambiente en 2013. Dicho índice asigna una puntuación a cada familia, obteniéndose un valor que determina el potencial ecológico de la masa de agua analizada.

RESULTADOS Y CONCLUSIONES PRINCIPALES

Los resultados obtenidos serán divulgados a lo largo del año 2019 mediante la presentación de varios informes, y a través de la creación de una web, para dar a conocer la riqueza de la zona y los resultados del proyecto.

Se exponen a continuación algunos de los aspectos que consideramos más relevantes en cuanto a la importancia medioambiental de la cuenca internacional del río Miño y sus principales factores de amenaza.

1) RIQUEZA ECOLÓGICA

En la cuenca internacional del río Miño se dan una alta diversidad de hábitats, incluyendo ecosistemas de montaña, fluviales, estuarinos, litorales y humedales. Esa alta diversidad es reconocida a través de la inclusión de 11 áreas dentro de la Red Natura 2000, que resultan de la aplicación de la Directiva Hábitats 92/43 EEC y la Directiva Aves 2009/147/EEC, siendo la zona fronteriza con mayor porcentaje de área clasificada como protegida de la Península Ibérica y una de las mayores de Europa (Fig. 3). Tres de estas áreas están además incluidas en la red de espacios protegidos de las administraciones de Galicia o Portugal; tal es el caso del Parque Nacional Peneda-Geres, la Paisagem Protegida de Corno do Bico y el Parque Natural Monte Aloia.

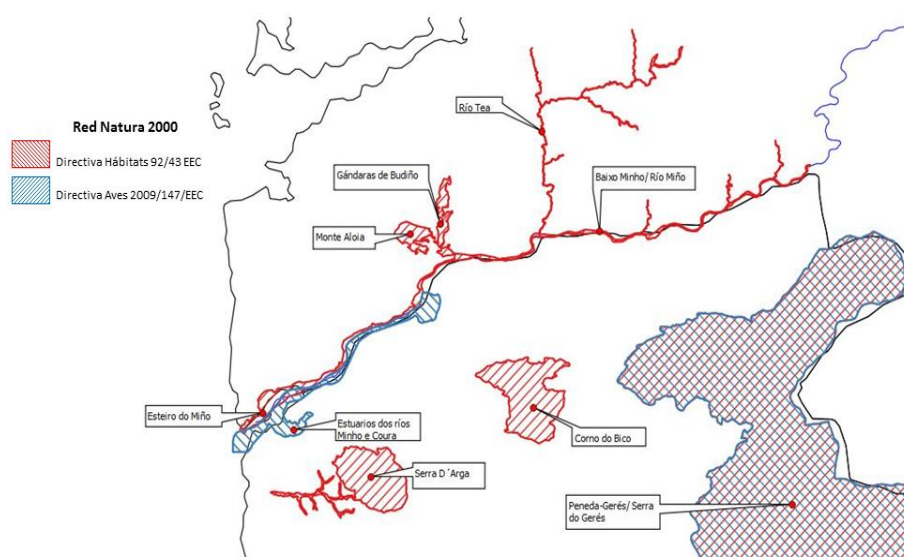


Figura 3. Áreas protegidas de la cuenca del Miño.

Todas estas áreas protegidas acogen en conjunto hasta 48 tipos de Hábitats de Interés Comunitario (incluidos en el Anexo I de la Directiva Hábitats), siendo los robledales de *Q. robur* y *Q. pirenaica* (9230), los brezales secos europeos (4030) y los bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fracinus excelsior* (91E0), los más representativos.

La designación de estas áreas protegidas ha resultado además de la rica biodiversidad que contiene. La importancia ornitológica de las áreas montañosas de la región viene dada por la existencia de diversas especies típicas de climas templados, más características de latitudes superiores, que encuentran aquí el límite meridional de su área de distribución

como nidificantes (Elias, 2015). No obstante el área más importante en términos de avifauna es el estuario del Miño, con más de 170 especies identificadas (lo que supone más del 50 % de la avifauna portuguesa; Rodrigues, 2008). Resulta de gran importancia para aves acuáticas invernantes, especialmente anátidas y limícolas, motivo por el cual ha sido designada un área de más de 5000 ha entre el lado español y el portugués, como Zona de Especial Protección para las Aves (Fig. 4), además de ser considerada como *Important Bird Area* (IBA-PT001, 3393 ha) por *Birdlife International*, organización internacional dedicada al estudio y conservación de las aves. Las mayores abundancias pueden encontrarse entre noviembre y principios de marzo, cuando se alcanzan concentraciones en torno a los 2000 individuos, superando los 5000 en algunos años (Ferreira & Pombal, 2012).

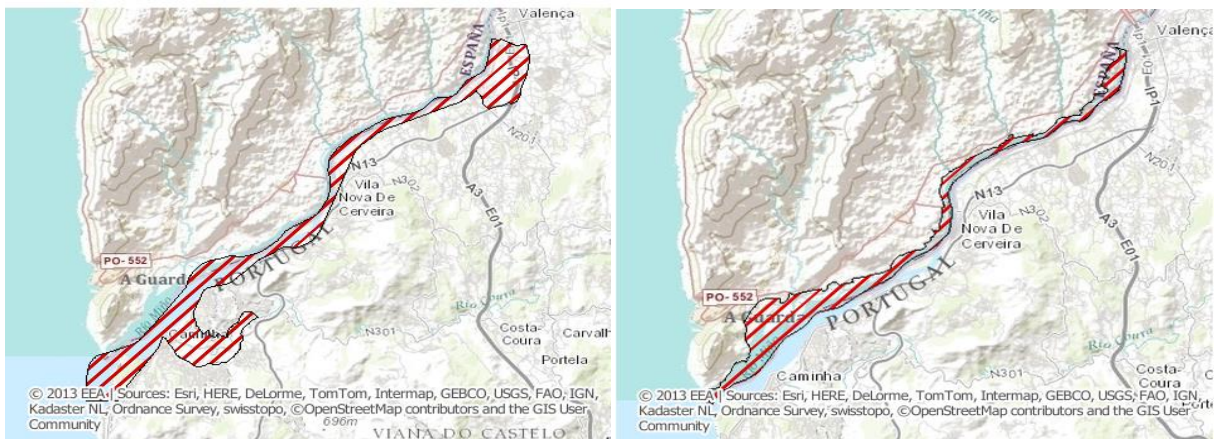


Figura 4. Localización de las zonas ZEPA del tramo internacional del río Miño. Izquierda, ZPE Estuários dos rios Minho e Coura- PTZPE0001. Derecha, ZEPA Esteiro do Miño- ES0000375. Tomada de EUNIS.

El río Miño está incluido en el inventario de Aguas importantes para la ictiofauna (Directiva. 78/659/CEE), siendo considerado como el principal sistema de paso en Portugal para peces migradores (APA & ARH-Norte, 2012). En el Miño se pueden encontrar 6 especies diádromas; siendo una de ellas catádrroma, la anguila Europea (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) y las otras 5 anádromas: la lamprea marina (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758), el reo (*Salmo trutta morpho trutta* Linnaeus, 1758), la saboga (*Alosa fallax* Lacépède), el sábalo (*Alosa alosa* Linnaeus, 1758) y el salmón atlántico *Salmo salar* Linnaeus, 1758), que tiene en el río Miño el límite meridional de su área de distribución. En el río Miño, las especies migradoras han sido históricamente objeto de pesca y uno de los principales soportes económicos para la zona. Actualmente, la pesca comercial está centrada en la lamprea y la anguila (Cobo *et al.*, 2011a), siendo uno de los pocos ríos de la Península Ibérica donde se permite la comercialización de su fase juvenil, la anguila.

2) PRINCIPALES AMENAZAS

2.1. Fragmentación del hábitat: Posiblemente el mayor impacto que sufre este ecosistema está relacionado con los efectos de la presa de Frieira, interrumpiendo la continuidad fluvial. Esta fragmentación afecta especialmente a las especies de peces migradores, que ven imposibilitado el acceso a buena parte de su hábitat original. Además, las repentinas variaciones de caudal evitan el asentamiento de comunidades

vegetales en sus márgenes, especialmente en la sección superior del río, aparte de afectar la hidrodinámica natural del río así como la deposición sedimentaria.

2.2. Especies invasoras: Uno de los principales problemas ecológicos que afectan a la cuenca internacional del río Miño es la introducción y propagación de especies invasoras. Así, hasta 20 especies vegetales exóticas han sido inventariadas en la zona (Cobo et al., 2011b; Fagúndez & Barrada, 2007). Por su parte, de acuerdo con Sousa *et al.*, (2008a), hasta 15 especies invasoras de diferentes grupos faunísticos, la mayor parte acuáticas, han sido detectadas a lo largo del tramo fronterizo del Miño. De todas ellas, la más destacada es la almeja asiática (*Corbicula fluminea* Muller, 1774), aparecida en el Miño por primera vez en 1989 (Ferreira-Rodríguez & Pardo, 2016) y actualmente extendida por todo el tramo internacional alcanzando densidades superiores a los 1000 ind/km², lo que supone más del 90 % de la biomasa del macrozoobentos (Sousa *et al.*, 2008b). La expansión de *C. fluminea* es reconocido como uno de los principales factores que ha contribuido al declive en las poblaciones autóctonas de bivalvos de agua dulce, incapaces de competir por los recursos.

2.3. Cambio climático: Para comprobar el efecto que el calentamiento global está teniendo en la cuenca internacional del río Miño, se han recopilado datos climáticos históricos de la base de datos e-obs (www.ecad.eu, 2018). Se han utilizado las series diarias de temperatura máxima, mínima y media del período 1950-2017, para 12 puntos ubicados en el área de estudio. La temperatura ha subido un promedio de 0,2-0,26 °C por década en el caso de las temperaturas medias y entre 0,26-0,38 °C para las máximas. Como se puede ver en la Figura 5, el aumento ha resultado más acusado en las zonas más interiores, donde el efecto tamponador del océano es más atenuado, con aumentos de hasta 0,4 °C por década.

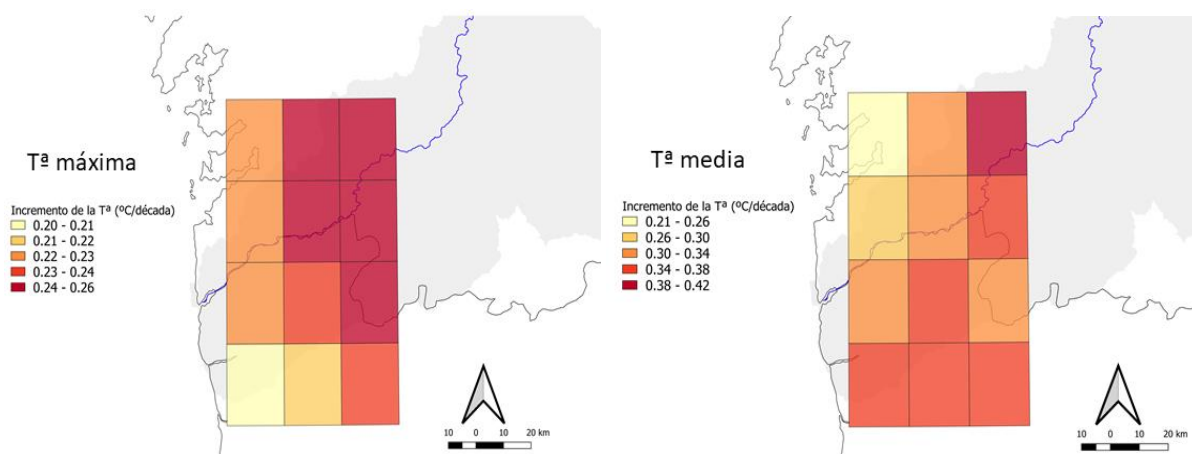


Figura 5. Aumento de temperaturas por década. Periodo 1970-2017.

La temperatura del agua en los ríos de la región está fuertemente condicionada por la temperatura del aire (Fig. 6), con un Coeficiente de correlación de 0,95. La subida de las temperaturas puede afectar por tanto a las especies acuáticas, algunas con requerimientos térmicos bastante estrictos. Las especies más vulnerables serán aquellas para las que el río Miño representa una posición marginal dentro de su área de distribución, como por ejemplo el salmón atlántico, que encuentra en el Miño su límite meridional. Estudios

fenológicos llevados a cabo con esta especie (Otero *et al.*, 2014) a lo largo de su área de distribución demuestran que, en respuesta al aumento de las temperaturas, han adelantado la migración hacia el mar 2,5 días por década desde los años 60. Estudios en ríos del Cantábrico (García-Valiente *et al.*, 2010; Hórreo *et al.*, 2011) muestran además un aumento de la tasa de intercambio entre ríos vecinos en sus migraciones para desovar, al no encontrar condiciones de flujo o temperatura adecuadas en sus ríos natales. Estas evidencias muestran que la especie ya está respondiendo al aumento de las temperaturas con lo que, de seguir esta tendencia positiva, la pervivencia de esta especie en la cuenca del Miño podría verse en entredicho.

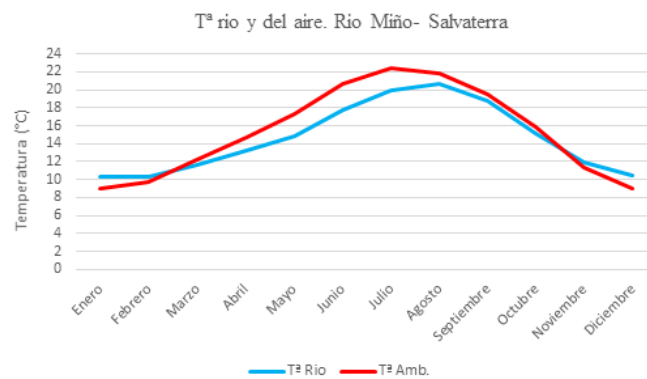


Figura 6. Relación entre la temperatura del agua y la del aire para el río Miño en Salvaterra.

2.4. Incendios: Los incendios forestales se repiten de forma recurrente en la región, a ambos lados del Miño, con enormes consecuencias, tanto a nivel ecológico como económico, debido a factores como la extensión de los monocultivos de especies pirófitas o las consecuencias derivadas del cambio climático. La superficie quemada para el conjunto de la subcuenca internacional fue calculada mediante el tratamiento de imágenes proporcionadas por el satélite Landsat 8. En la Figura 7 se muestra la superficie quemada durante el periodo 2016-2017, señalando el incendio de octubre de 2017 iniciado en Monçao que se propagó cruzando el Miño hacia el vecino municipio de As Neves, donde arrasó con la práctica totalidad de su masa forestal. Los incendios representan un problema común y compartido ya que el río no siempre ejerce de cortafuegos natural, sobretudo en su tramo superior, al ser más estrecho, por lo que las llamas pueden pasar de una orilla a la otra. Esto pone de manifiesto la necesidad de adoptar medidas de prevención y gestión del territorio conjuntas para ambos países.

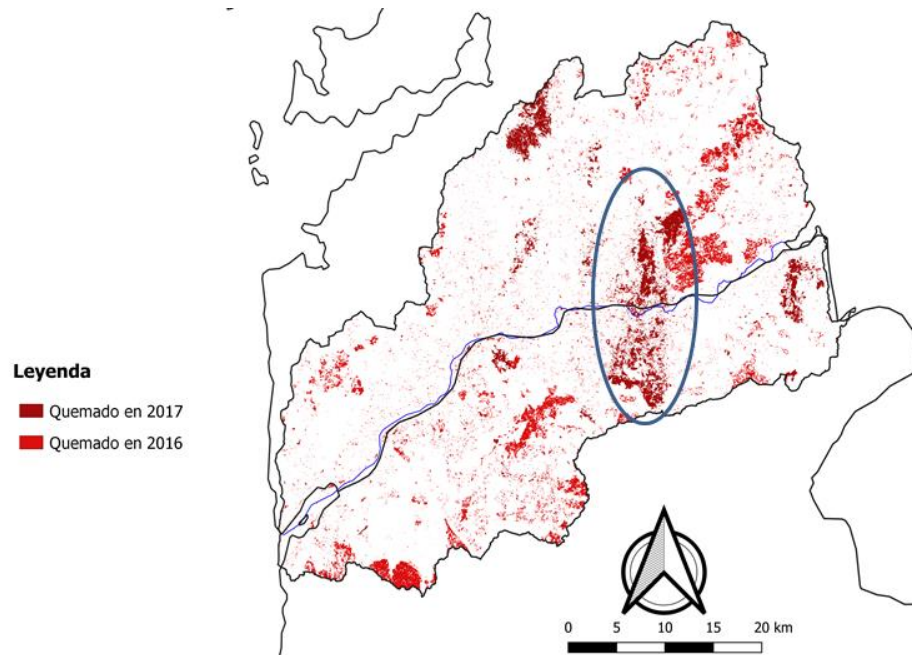


Figura 7. Superfície queimada en el periodo 2016-2017.

Referencias bibliográficas

- Antunes, C., & Cobo, F. (2012). *Valorização dos recursos naturais da bacia hidrográfica do rio Minho - relatório final do Projecto Natura Minho-Miño*. CIIMAR, Porto 173 pp.
- Agencia Portuguesa do Ambiente (APA) & Administração da região ARH do Norte I.P. (2012). *Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Minho e Lima (PGRH Norte)*. Relatório de base. Parte 2: caracterização e diagnóstico da região hidrográfica.
- Cobo, F., Sanchez, J., Vieira, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Nachón, D. J., Silva, S., Morquecho, C., Gómez, P., & Lago, L. (2011a). *Estado e evolución das poboacións das especies de peixes migradores do Miño: Distribución, abundancia e características*. Bloque II. Parte II. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela. (32 pp.).
- Cobo, F., Sanchez, J., Vieira, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Nachón, D. J., Silva, S., Morquecho, C., Gómez, P., & Lago, L. (2011b). *Inventario dos habitats de interese comunitario*. Bloque I. Parte I. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela. (126 pp.).
- Elias, G. (2015). Guia práctico de observação de aves no distrito de Viana do Castelo. Aves de Portugal (www.avesdeportugal.info).
- Fagúndez, J. & Barrada, M. (2007). *Plantas invasoras de Galicia: bioloxía, distribución e métodos de control*. Xunta de Galicia, Dirección Xeral de Conservación da Natureza.
- Ferreira, N., & Pombal, M. A. (2012). Ecological values of the Miño estuary and good practices related to ornithology. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute*, 18, 33-42.
- Ferreira-Rodríguez, N., & Pardo, I. (2016). An experimental approach to assess *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) resistance to osmotic stress in estuarine habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176, 110-116.
- García-Valiente, A., Beall, E., & García-Vázquez, E. (2010). Population genetics of south European Atlantic salmon under global change. *Global change biology*, 16, 36-47.

- Horreo, J. L., Machado-Schiaffino, G., Ayllon, F., Griffiths, A. M., Bright, D., Stevens, J. R., & Garcia-Vazquez, E. (2011). Impact of climate change and human-mediated introgression on southern European Atlantic salmon populations. *Global Change Biology*, 17, 1778-1787.
- Lobo, F M S. 2012. *Gestão Integrada da Zona Estuarina do Rio Minho, no contexto da Implementação da DQA*. Tese de Mestrado. Porto: Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 137 pp
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2013). Protocolo de muestreo y Laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables. Código ML-Rv-I-2013. URL: www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/Protocolos-de-muestro-laboratorio-y-calculo-de-indices.aspx
- Otero, J., L'Abée-Lund, J. H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Størvik, G. O., Jonsson, B., ... & Dionne, M. (2014). Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Global Change Biology*, 20, 61-75.
- Rodrigues, J S. (2008). *A avifauna do estuário do rio minho (aves aquáticas): Caracterização, importância e perspectivas de uso turístico*. Dissertação de Candidatura ao grau de Mestre de Ciências do Mar, Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto. Porto.
- Sousa, R, Dias, S, Guilhermino, L, & Antunes, C. (2008a). Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquatic Biology*, 3, 237-250.
- Sousa, R, Dias, S, Freitas, V, & Antunes, C. (2008b). Subtidal macrozoobenthic assemblages along the River Minho estuarine gradient (north-west Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 1063-1077.
- Valiente, A. G., Beall, E., & Garcia-Vazquez, E. (2010). Population genetics of south European Atlantic salmon under global change. *Global change biology*, 16, 36-47.

Variaciones en la comunidad de peces causada por obstáculos de pequeño y mediano tamaño en afluentes del Baixo Miño

Sergio Silva¹, Rufino Vieira-Lanero¹, Sandra Barca¹, Javier Sánchez-Hernández², Pablo Gómez-Sande¹, M. Carmen Cobo¹ & Fernando Cobo^{1,2}

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

²Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España

Email: sergio.silva@usc.es

Resumen

Tradicionalmente la atención de investigadores y gestores se ha centrado en los impactos que las grandes presas tienen sobre la comunidad de peces. Sin embargo, los obstáculos de pequeño y mediano tamaño, aunque normalmente parcialmente permeables, son mucho más abundantes y pueden llegar a causar un importante impacto acumulado en estas comunidades. El objetivo de este estudio fue el de investigar el efecto de obstáculos de pequeño y mediano tamaño sobre la comunidad de peces en afluentes del Baixo Miño. Para ello se realizaron tres campañas de muestreos de pesca eléctrica en verano de 2017, con un lapso de 15 días entre muestreos sucesivos. Los trabajos se realizaron en 5 obstáculos repartidos en cuatro afluentes, los ríos Pego, Furnia, Caselas (2 obstáculos) y Deva. En cada obstáculo se muestrearon 1-2 tramos de 100 m aguas abajo y 1-2 tramos de 100 m cada uno aguas arriba. Los resultados mostraron un impacto significativo de los obstáculos sobre la comunidad de peces, con diferencias registradas aguas arriba y aguas abajo, tanto en la composición de especies como en su densidad y biomasa. Estas diferencias se deben fundamentalmente a la infranqueabilidad o franqueabilidad parcial del obstáculo y al cambio de hábitat causado por este. Por ello se hace necesario el desarrollo de proyectos, como el proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO, de restauración de la conectividad fluvial mediante eliminación o permeabilización de obstáculos de cara a una correcta conservación de las especies, muchas de ellas protegidas, de esta y otras cuencas.

Introducción

La fragmentación del hábitat y la reducción de la conectividad fluvial es una de las principales amenazas para la comunidad de peces en ecosistemas fluviales. Así, la presencia de grandes presas ha reducido de forma significativa el hábitat disponible para las especies diádromas en la Península Ibérica (Araújo *et al.*, 2016). Como consecuencia, la presencia e impacto de las grandes presas recibió especial atención durante las últimas décadas por parte de gestores e investigadores. Por otro lado, los azudes de pequeño y mediano tamaño, mucho más abundantes, recibieron poca o ninguna atención hasta la última década. Sin embargo, la sucesión de pequeños obstáculos limita la continuidad fluvial de forma que sólo las especies o 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 (Vieira-Lanero *et al.*, 2010). Como consecuencia, se produce un efecto acumulativo, de manera que los obstáculos ejercen una selección que provoca cambios en la comunidad de peces a lo largo del eje fluvial. Además, los obstáculos de pequeño y mediano tamaño también tienen otros efectos negativos como el aumento del gasto energético y del tiempo de migración, que

no estará disponible para la reproducción, o el aumento de la mortalidad por depredación y pesca (Quintella *et al.*, 2009; Vieira-Lanero *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2016; Thiem *et al.*, 2016).

La cuenca del río Miño es un buen ejemplo de esta situación, en la que la presencia de grandes presas ha reducido la superficie actual disponible para las especies diádromas a 76 km de canal principal y los afluentes de esta subcuenca. Asimismo, la presencia de azudes es generalizada en los afluentes accesibles para estas especies. Por ello, el objetivo de este estudio fue el de investigar el efecto de obstáculos de pequeño y mediano tamaño sobre la comunidad de peces en afluentes del Baixo Miño.

Material y métodos

Área de estudio

El río Miño tiene una longitud de 343 km, desde su nacimiento, en el norte de la provincia de Lugo, hasta su desembocadura en el Océano Atlántico, en A Guarda. Los últimos 76 km sirven de frontera entre España y Portugal. Debido a la presa de Frieira, obstáculo totalmente infranqueable para los peces, este tramo internacional y sus afluentes son el único hábitat accesible actualmente para las especies migradoras.

Los trabajos de campo se realizaron entre los meses de julio y septiembre de 2017 en un total de 5 localidades de muestreo repartidas en cuatro afluentes (tabla 1, figura 1): los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva. En cada uno de ellos se seleccionó el obstáculo cuya permeabilización se consideró prioritaria para aumentar la disponibilidad de hábitat para las especies migradoras. En el caso del río Caselas se seleccionaron dos obstáculos, ya que la escasa separación entre ambos, de 50 m aproximadamente, hace necesario que las actuaciones se lleven a cabo en las dos estructuras para que sean eficaces.

Tabla 1. Localidades de muestreo visitadas en el Baixo Miño entre los meses de julio y agosto de 2017.

Localidad	Coordenadas geográficas	
Furnia M-R	42° 00' 24.25"N	08°41' 32.16"O
Pego M-R	41°58' 38.74"N	08°45' 19.89"O
Caselas M-R (Obstáculo 1)	42° 03' 26.56"N	08°33' 24.17"O
Caselas M-R (Obstáculo 2)	42° 03' 20.42"N	08°33' 25.24"O
Deva M-R	42° 07' 8.14"N	08°17' 44.08"O



Figura 1. Obstáculos de estudio seleccionados en los ríos (de izquierda a derecha y de arriba hacia abajo) Pego, Furnia, Caselas (2 obstáculos) y Deva.

Diseño experimental

Como método de captura se empleó la pesca eléctrica, siguiendo el procedimiento establecido en la norma europea UNE-EN 14011 sobre “Muestreo de peces con electricidad”. En cada localidad se muestrearon tramos de 100 m, al menos uno aguas arriba y otro aguas abajo del obstáculo seleccionado. El objetivo fue el de determinar la composición específica y la abundancia de estas especies aguas arriba y aguas abajo de los obstáculos. Cada localidad se muestreó en tres ocasiones, dejando pasar una semana entre muestreo y muestreo, entre la primera semana de agosto y la tercera semana de septiembre. En cada tramo se realizó un pasada de pesca eléctrica por visita, a excepción de la primera campaña (1ª semana de agosto), en la que se realizaron hasta tres pasadas por tramo.

Los individuos capturados fueron protegidos a la sombra, en cubetas de gran capacidad, con agua fresca, aireada, y renovada constantemente. Para facilitar su manipulación los peces fueron anestesiados con benzocaína (6 ml por cada 20 L de agua). De cada ejemplar se tomó el peso en gramos (se usaron balanzas con una precisión de ± 0.01 g para ejemplares de hasta 50 g de peso, y de ± 0.1 g para el resto de ejemplares) y la longitud

furcal utilizando un ictiómetro de 50 cm (precisión ± 1 mm), o la longitud total en especies sin escotadura en la aleta caudal como la lamprea (*Petromyzon marinus*), la colmilleja (*Cobitis paludica*), la anguila (*Anguilla anguilla*), el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*), la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y la solla (*Platichthys flesus*). Una vez contabilizados y manipulados, y una vez finalizada la pesca, los peces fueron liberados en la zona de captura.

En cada tramo se calculó la densidad y biomasa de individuos por unidad de superficie (individuos y gramos por metro cuadrado respectivamente) de cada especie. Para ello se utilizaron los datos de la primera pasada de cada día de muestreo con registros para cada especie. Debido a la baja capturabilidad de los individuos de menor tamaño con pesca eléctrica se calculó la densidad y biomasa de los individuos de más de 5 cm de longitud total o furcal. Las únicas excepciones fueron el espinoso, para el que se cogieron todos los ejemplares, ya que en ningún caso superaron los 5 cm, y la anguila, para la que se utilizaron los ejemplares de más de 12 cm longitud.

Resultados y discusión

En las localidades seleccionadas se capturaron un total de 12 especies (tabla 2), 11 de ellas autóctonas, 9 protegidas y 6 endémicas de la Península Ibérica. También se capturaron cuatro especies diádromas.

Tabla 2. Especies capturadas en el río Miño y sus afluentes.

	Autóctona	Endémica PI	Protección en España
<i>P. marinus</i>	Autóctona	Si	Vulnerable
<i>A. anguilla</i>	Autóctona	No	Vulnerable
<i>A. arcasii</i>	Autóctona	Si	Vulnerable
<i>C. paludica</i>	Autóctona	Si	Vulnerable
<i>G. aculeatus</i>	Autóctona	No	En peligro
<i>G. holbrooki</i>	Exótica	No	-
<i>G. lozanoi</i>	Autóctona	Si	-
<i>P. duriense</i>	Autóctona	Si	Vulnerable
<i>S. carolitertii</i>	Autóctona	Si	Vulnerable
<i>S. salar</i>	Autóctona	No	En peligro
<i>S. trutta</i>	Autóctona	No	Vulnerable
<i>P. flesus</i>	Autóctona	No	-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-	Híbrido	-

Se registraron diferencias en la composición y en la densidad y biomasa de especies aguas arriba y aguas abajo de los obstáculos de estudio en todas las localidades de muestreo (tabla 3).

Tabla 3. Distribución de las especies con respecto a los obstáculos seleccionados en los cuatro ríos de estudio.

	Pego	Furnia	Caselas	Deva
Presencia aguas abajo pero no aguas arriba	<i>G. aculeatus</i> , <i>S. salar</i>	<i>C. paludica</i>	<i>C. paludica</i> , <i>G. lozanoi</i> , <i>P. flesus</i>	<i>A. arcasii</i> , forma anádroma de <i>S. trutta</i> (reo)
Presencia aguas arriba pero no aguas abajo	<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	<i>G. lozanoi</i> , <i>P. duriense</i>	<i>P. marinus</i> , <i>A. arcasii</i> , <i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	<i>S. carolitertii</i>
Menor densidad y biomasa aguas arriba	<i>A. anguilla</i> , <i>C. paludica</i> , <i>G. lozanoi</i> , <i>P. duriense</i> , <i>S. trutta</i>	<i>A. anguilla</i>	<i>A. anguilla</i> , <i>S. salar</i>	<i>S. trutta</i> , <i>P. duriense</i> , y <i>A. anguilla</i> y <i>S. salar</i> (biomasa)
Mayor densidad y biomasa aguas arriba	<i>A. arcasii</i>	<i>P. marinus</i> , <i>A. arcasii</i> , <i>S. trutta</i>	<i>P. duriense</i> , <i>S. trutta</i> (biomasa)	<i>A. anguilla</i> y <i>S. salar</i> (densidad)

Estas diferencias se deben a varios factores causados directamente por la barrera. El impacto más claro ocurre cuando el obstáculo es infranqueable, por lo que ciertas especies están presentes aguas abajo pero no aguas arriba del mismo. Esto es más frecuente en las especies de menor capacidad natatoria como la lamprea o las especies residentes de menor tamaño (tabla 3). Sin embargo, también se observó para las especies de mayor capacidad natatoria como el salmón en el río Pego o el reo en el río Deva (tabla 3).

La permeabilidad parcial del obstáculo hace que el número de individuos que llega a los tramos situados aguas arriba sea menor a la que se daría en condiciones normales, provocando una menor abundancia de la población, como reflejan los datos de densidad y biomasa presentados en este informe. La reducción de la población aguas arriba de los obstáculos es más clara en las especies diádromas, que necesitan realizar migraciones entre el mar y el río. En el caso de las especies residentes, estas pueden mantener poblaciones estables y reproductoras aguas abajo y arriba de obstáculos infranqueables. Por ello, pueden presentar abundancias similares o incluso mayores aguas arriba del obstáculo (tabla 3), ya que estas estarán más afectadas por las características del hábitat que por la restricción en la migración. No obstante, las especies residentes también realizan desplazamientos a lo largo del curso fluvial relacionados con la reproducción, la alimentación, la búsqueda de refugio, etc. (Cobo *et al.*, 2015). Por ello, la presencia de obstáculos también provoca un impacto significativo en estas especies, entre los que se incluye el aislamiento de las poblaciones, mayor mortalidad, mayor riesgo de desaparición de la población por impactos externos, mayor competencia, pérdida de diversidad genética, etc.

Además de las restricciones en el paso los obstáculos provocan una modificación significativa del hábitat fluvial que será mayor cuanto mayor sea el tamaño de la

estructura. Así, aguas arriba de estas construcciones se produce un embalsamiento de agua y por lo tanto unas características más propias de un ecosistema léntico: aumento de la profundidad, descenso de la velocidad de corriente, aumento de la deposición de sedimento, con presencia de mayores porcentajes de las fracciones más finas, aumento de la superficie húmeda, etc. Este cambio de hábitat favorece la presencia y aumento poblacional de ciertas especies como los ciprínidos, en detrimento de las especies características de hábitats lóticos como los Salmónidos, tal y como se observó en el presente estudio (tabla 3).

En el caso de la anguila debe tenerse en cuenta que desde el año 2011 se han capturado anguilas que llegan a la presa de Frieira, primer obstáculo infranqueable para en el curso principal del río Miño, para su posterior translocación a lo largo de los afluentes de la margen española, incluyendo los ríos de estudio. De esta manera, la presencia y abundancia de la especie en cada tramo de río está muy ligada a las translocaciones realizadas, lo que enmascara el efecto de los obstáculos sobre la especie.

Conclusiones

- Se registró un impacto significativo de los obstáculos sobre la comunidad de peces (composición de especies y densidad/biomasa de especies presentes).
- Causas principales: infranqueabilidad o franqueabilidad parcial y cambio de hábitat provocado por los obstáculos.
- Evidencia: necesidad de proyectos de restauración de la conectividad fluvial como el proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho (0016_MIGRA_MINO_MINHO_1_E), "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Bibliografía

- Cobo F, Vieira R, Barca S, Sánchez J, Silva S, Nachón D, Gómez P, Morquecho C, Lago L, Couto MT, Servia MJ, & Cobo MC. 2015. *La trucha en la pesca a mosca. La biología de la trucha común*. Sekotia S. L.: Madrid.
- Quintella BR, Póvoa I, Almeida PR. 2009. Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 46–54.
- Silva S, Barca S, Cobo F. 2016. Advances in the study of sea lamprey *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758, in the NW of the Iberian Peninsula. In *Jawless Fishes of the World*, Orlov A, , Beamish R (eds). Cambridge Scholars Publishing: Newcastle upon Tyne; 346–385.
- Thiem JD, Dawson JW, Hatin D, Danylchuk AJ, Dumont P, Gleiss AC, Wilson RP, Cooke SJ. 2016. Swimming activity and energetic costs of adult lake sturgeon during fishway passage. *The Journal of Experimental Biology* 219: 2534–2544.
- Vieira-Lanero R, Servia M, Barca S, Couto M, Rivas S, Sánchez J, Nachón D, Silva S, Gómez-Sande P, Morquecho C, et al. 2010. Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. In *V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho* 138–145

As lampreias também comem nas árvores?

Ester Dias^{1*}, Maria L. Miranda², Ronaldo Sousa², Carlos Antunes^{1,3}

¹CIMAR/CIIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade do Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos, 4450-208 Matosinhos,

²CBMA - Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campos de Gualtar, 4710-057 Braga.

³ Aquamuseu do Rio Minho, Parque do Castelinho s/n, 4920-290 Vila Nova de Cerveira.

*esterdias@ciimar.up.pt

Resumo

As populações da lampreia-marinha *Petromyzon marinus* (Linnaeus, 1758) estão sujeitas a diferentes tipos de pressões nas suas áreas nativas de distribuição tais como redução da conectividade entre habitats, aumento da poluição e flutuações irregulares dos caudais, entre outras. O aumento da pressão humana pode ter efeitos negativos no crescimento e sobrevivência das fases larvares desta espécie, os amocetes, que colonizam os rios e seus afluentes durante esta fase. No entanto, a informação relativa às fontes de alimento usadas pelos amocetes, é ainda escassa. Assim, este estudo teve como objectivo identificar as principais fontes de matéria orgânica (MO) utilizadas pelos amocetes no rio Minho, uma região onde esta espécie tem um elevado valor económico e cultural. Para isso, foram recolhidos amocetes no rio de Veiga da Mira, afluente do rio Minho, no final do Verão de 2014 e no final do Inverno de 2015. Para identificar as fontes de MO usadas pelos amocetes e quantificar a sua importância, foram determinados os rácios isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$: $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) e azoto ($\delta^{15}\text{N}$: $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) quer dos amocetes quer das suas potenciais fontes de MO. As fontes de MO com maior contributo relativo para a biomassa dos amocetes foram a vegetação ripária e a MO com origem terrestre (e.g. detritos e MO particulada). Os resultados dos modelos de mistura de isótopos estáveis (95% IC) indicam que a vegetação ripária teve um contributo máximo de 47% para a biomassa dos amocetes, no final do Verão, e um contributo de até 31%, no final do Inverno. A MO com origem terrestre teve um contributo superior a 40%. A MO no sedimento (MOS), bem como os microfítobentos (MFB), foram também identificados como fontes de alimento. De uma forma geral, observou-se um decréscimo no contributo da MOS até ao final do Inverno, enquanto que o inverso ocorreu na assimilação dos MFB. Este estudo mostra que existe uma elevada conectividade entre a cadeia trófica aquática e o ecossistema ripário adjacente. Assim, a preservação do coberto ripário e florestal é essencial para preservar a ligação terrestre-aquática, fundamental para suportar o desenvolvimento dos amocetes da lampreia-marinha.

Monitorização a longo termo da comunidade de peixes e sua importância para deteção de novas ameaças

Martina Ilarri ^{a*}, Allan T. Souza ^b, Ester Dias ^a & Carlos Antunes ^{a,c}

^a CIIMAR/CIMAR – Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research, University of Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal.

^b Institute of Hydrobiology, Biology Centre of the Czech Academy of Sciences, Czech Republic

^c Aquamuseu do Rio Minho, Parque de Lazer do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

*martinailarri@gmail.com

Resumo

A monitorização a longo termo é uma ferramenta que permite avaliar a qualidade do ecossistema aquático e detetar alterações nas diferentes comunidades. No caso dos peixes, esta monitorização revela-se particularmente importante porque incluem espécies de valor ecológico e comercial. Com o objetivo de identificar possíveis alterações na comunidade de peixes, no estuário do rio Minho, analisaram-se os dados monitorizados desde 2010, usando-se nassas, em área fixa na zona média do estuário. No conjunto, foram registadas 14 espécies de peixes e 1 espécie de crustáceo. Verificaram-se diferenças sazonais e interanuais na diversidade, riqueza em espécies e uniformidade, ao longo do tempo. Estas diferenças ocorreram sobretudo a partir de 2014, coincidindo com o aparecimento da espécie exótica *Lepomis gibbosus* (perca-sol). Outras espécies exóticas como *Cyprinus carpio* (carpa), *Tinca tinca* (tenca) e *Procambarus clarkii* (lagostim vermelho da Louisiana) sofreram igualmente um ligeiro aumento da abundância, enquanto espécies nativas como *Anguilla anguilla* (enguia), *Platichthys flesus* (solha) diminuíram a partir de 2015. A introdução de espécies exóticas, associada a fenómenos ambientais atípicos pode causar desequilíbrios no ecossistema, criando pressões sobre as espécies nativas.

Conhecimento Ecológico Local (CEL) e Valorização dos Recursos Piscícolas nas Comunidades Piscatórias da Bacia Hidrográfica do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal)

Heitor O. Braga*, Amadeu M.V.M. Soares, Mário J. Pereira, Fernando Correia,
Fernando Morgado, Ulisses M. Azeiteiro

Departamento de Biologia & CESAM, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, Aveiro, Portugal.

** heitorob@gmail.com*

Resumo

O conhecimento ecológico local (CEL) de biorecursos por parte de comunidades piscatórias tradicionais representa uma valiosa fonte de informação acerca da dinâmica dos recursos piscatórios. Além disso, a integração do conhecimento científico convencional e tradicional facilita e apoia a negociação social durante o desenvolvimento e implementação de medidas socioeducativas, conservação e gestão e estratégias de comunicação e sensibilização. Nesse âmbito, o presente projeto tem como objetivo registrar o CEL dos pescadores acerca da Lampreia (*Petromyzon marinus*) e do Sável (*Alosa alosa*) na bacia hidrográfica do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal). Além disso o projeto tem como intuito atuar na valorização destas espécies de grande importância para as comunidades do Rio Minho através de ferramentas de educação ambiental. Adicionalmente será elaborado um conjunto de ações junto aos atuais (e potenciais) consumidores destas espécies e aos diferentes segmentos da comunidade local em função da valorização bio-ecológica e ambiental, socio-ambiental e sociocultural, da lampreia e do sável (painéis indicativos/cartazes, conteúdos *online*, guia ecoturístico, e campanhas de promoção/stands). Posteriormente à aplicação de medidas socioeducativas será realizado um trabalho de campo que procurará avaliar a comunicação e a formação não técnica da população através de metodologias quali-quantitativas. Questionários acerca da biologia e ecologia das espécies alvo da pesca local em destaque também serão aplicados como forma de absorver todos os possíveis CEL dos pescadores do Rio Minho, como forma de evidenciar suas percepções e os seus conhecimentos acerca das possíveis mudanças relacionadas as espécies em estudo face às múltiplas pressões ambientais atuantes no ecossistema.

Valorização de produtos da pesca do rio Minho: Perceção dos Consumidores e Desenvolvimento da Marca dos Produtos Piscícolas

Nina Vigon Manso¹, Ana Pinto de Moura² e Luís Miguel Cunha^{1*}

¹GreenUPorto/DGAOT, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Campus de Vairão, Rua da Agrária, 747, 4485-646 Vila do Conde, Portugal

²GreenUPorto/DCEt, Universidade Aberta, Rua do Ameal, 752, 4200-055 Porto, Portugal

*Autor correspondente: lmcunha@fc.up.pt

Resumo

O vale do rio Minho destaca-se no panorama Ibérico pelos seus valores naturais, em particular os recursos piscícolas que são explorados pela comunidade piscatória. A pesca, assim como o turismo gastronómico associado apresentam-se como fatores de competitividade para a região. É assim do interesse comum fornecer ao mercado de consumo produtos da pesca valorizados pela garantia da autenticidade e da utilização de recursos explorados de forma sustentável, proporcionando a satisfação do consumidor e promovendo a responsabilidade social. Enquadrado no projeto de investigação Contribuição para a Gestão e Valorização de Produtos da Pesca do Rio Minho (COOPERMINHO), o presente trabalho visa identificar os principais objetivos e abordagens metodológicas associadas à problemática da valorização de produtos da pesca do rio Minho: perceção dos consumidores e desenvolvimento da marca dos produtos piscícolas.

1. Introdução

A bacia hidrográfica do Rio Minho apresenta uma riqueza florística e faunística imensa. Semelhante a outros peixes migradores anádromos de outros rios portugueses, o sável (*Alosa alosa*) e a lampreia-marinha (*Petromyzon marinus*) estão significativamente representados no Rio Minho, sendo uma das principais riquezas faunísticas da área. Com um elevado valor económico (Rogado & Carrapato, 2001), as duas espécies são essenciais para as comunidades piscatórias da região, para o desenvolvimento do turismo e gastronomia local, sendo também partes integrantes do património cultural da região, através das artes pesqueiras utilizadas. Anualmente, a pesca artesanal no Rio Minho gera cerca de 3 a 3,5 milhões de euros, acrescido pelas atividades económicas relacionadas com a restauração e hotelaria. Todavia, para manter e incrementar esta relevância económica, e de forma sustentável, é necessário gerir conflitos de interesse existentes, tais como a importação peixe (lampreia) de outras áreas geográficas, as fugas à lota e uma gestão de pescas não fundamentada cientificamente para a região.

É de conhecimento geral, que a ingestão de peixe faz parte de uma dieta saudável e equilibrada (World Health Organization, 2003), existindo um interesse crescente interesse dos consumidores Europeus por saúde e alimentação saudável (Pieniak et al., 2008). Neste contexto, o consumo de

peixe tem vindo a aumentar, sendo que o consumidor considera que o consumo de peixe contribui para o bem-estar das pessoas (Ares et al., 2015).

Não obstante o consumo de pescado *per capita* em Portugal seja um dos mais elevados no mundo e o mais elevado na Europa, são escassos os estudos sobre as atitudes e a perceção do consumidor em relação ao consumo de pescado (Moura et al., 2012) e muito particularmente em relação às origens e tipos de pesca, e valorização dos produtos piscícolas.

2. Valorização de produtos da pesca do rio Minho: perceção dos consumidores e desenvolvimento da marca dos produtos piscícolas

No âmbito do projeto-piloto COOPERMINHO, do Município de Vila Nova de Cerveira, para proteção, promoção e valorização da produção piscatória do Rio Minho, um dos seus desígnios é de fornecer ao mercado de consumo, produtos da pesca que estejam valorizados e cerceados pela garantia da autenticidade e da utilização de recursos explorados de forma sustentável. Neste contexto, pretende-se:

- i) Avaliar o grau de conhecimento que consumidores e operadores da restauração locais têm sobre a região e sobre os produtos do rio Minho
- ii) Identificar as associações que os consumidores locais e urbanos e os operadores da restauração da região têm em relação aos produtos do rio Minho (lampreia e sável), bem como em relação à região do rio Minho.
- iii) Apoiar no desenvolvimento de um protótipo de rótulo que comunique os produtos do rio Minho (lampreia e sável), identificando os elementos percebidos pelo consumidor como relevantes para a construção do rótulo.
- iv) Avaliar o impacto dos diferentes ambientes (ex: restaurante típico ou restaurante moderno) na valorização dos produtos do Rio Minho, através da utilização de contextos evocados.

Para alcançar os objetivos gerais propostos, as ações envolvidas, iniciadas em julho de 2018 e com a duração de 30 meses, foram estruturadas em duas fases sequências: i) estudos da perceção do consumidor e, ii) desenvolvimento da marca produtos piscícolas (Quadro 1).

Quadro 1. Atividades relacionadas com a valorização de produtos da pesca do rio Minho: percepção dos consumidores e desenvolvimento da marca dos produtos piscícolas

Subactividades	Períodos/ Semestres					
	Julho - Dezembro 2018	Janeiro - Março 2019	Abril - junho 2019	Julho - Dezembro 2019	Janeiro - Junho 2020	Julho - Dezembro 2020
Atividade A – Estudo da percepção do consumidor						
Subactividade – Perceções dos consumidores e operadores locais sobre os produtos do rio Minho/região						
Subactividade – Perceções dos consumidores e operadores urbanos sobre os produtos do rio Minho/região						
Atividade – Desenvolvimento da marca dos produtos piscícolas						
Subactividade - Valorização do rótulo/imagens de divulgação dos produtos do rio Minho						
Subactividade – Ambiente de restauração						

2.1. Estudos da percepção do consumidor: objetivos, atividades e metodologia

Nesta fase, pretende-se avaliar de que modo os consumidores locais e urbanos, e os operadores da restauração adstritos à região do rio Minho interpretam e valorizam os produtos do rio Minho, com particular destaque para a lampreia e o sável, bem como avaliam as potencialidades da própria região.

2.1.1. Perceções dos consumidores e operadores locais sobre os produtos do rio Minho/região

Nesta atividade, procura-se aferir junto de consumidores e operadores da restauração da região sobre as suas associações em relação aos produtos do rio Minho (lampreia e sável), bem como as suas associações em relação à região do rio Minho. Pretende-se, assim, avaliar o grau de conhecimento que consumidores e operadores da restauração têm sobre a região e sobre os produtos do rio Minho.

Para o efeito, recorre-se à metodologia qualitativa através da entrevista individual em profundidade como técnica de recolha de informação, mediante aplicação de um guião a ser previamente construído, após discussão com os promotores do projeto.

A população-alvo é constituída pelos habitantes locais da região do rio Minho, bem como pelos operadores da restauração local. Prevê-se a realização de 20 entrevistas a consumidores, os quais

serão selecionados de acordo com a sua familiaridade com os produtos em avaliação e de 10 entrevistas a operadores do rio Minho.

As entrevistas serão gravadas (áudio e vídeo). Após a realização das entrevistas e respetiva transcrição *verbatim*, a análise temática das mesmas (Braun & Clarke, 2006) será realizada com o apoio do aplicativo informático QSR Nvivo 10®.

Será apresentado a todos os participantes um consentimento informado, garantindo-se o anonimato das suas declarações, as quais serão analisadas em conjunto. Os consumidores serão gratificados pela sua participação.

2.1.2. Perceções dos consumidores e operadores urbanos sobre os produtos do rio Minho/região

Nesta atividade será realizado um questionário, a aplicar nos grandes centros urbanos que visa avaliar as perceções do consumidor face à região e aos produtos em estudo. O questionário compreenderá um conjunto de questões de associação livre e outro de caracterização de diversos construtos relacionados com a escolha alimentar, bem como a caracterização dos hábitos alimentares relacionado com os produtos da Região, sendo aplicado a um total de 300 consumidores, estruturando-se a amostra em função do sexo, do escalão etário e do grau de formação dos inquiridos. O questionário estará articulado com os resultados relevantes da atividade anterior e com as especificidades do projeto COOPERMINHO.

Garante-se o anonimato dos participantes e a sua colaboração será gratificada, de modo a garantir uma resposta mais espontânea e uma participação menos limitada em termos da disponibilidade mental dos inquiridos.

Os resultados serão analisados, através da construção de classes de termos que contemplem a identificação dos principais fatores de valorização da Região e dos seus produtos, bem como dos determinantes dessa valorização, recorrendo a metodologias avançadas de análise de dados (Análise de Correspondências Múltiplas – para a avaliação dos resultados provenientes da componente de associação livre-, Análise Fatorial e Regressão Logística Binária, entre outras, definidas em função da tipologia dos dados resultantes).

2.2. Desenvolvimento da marca produtos piscícolas: objetivos, atividades e metodologia

Pretende-se, numa segunda fase, potenciar o desenvolvimento da marca dos produtos piscícolas, tendo por base a informação recolhida anteriormente, bem como a própria imagem do projeto, a ser desenvolvida no âmbito do COOPERMINHO (a qual decorrerá no primeiro semestre de desenvolvimento do projeto). Para o efeito, pretende-se propor um protótipo de marca que comunique os produtos do rio Minho (lampreia e sável). Pretende-se, assim, construir uma identidade de marca, identificando os elementos percebidos pelo consumidor como relevantes

para a construção da marca, muito particularmente no que diz respeito à valorização do rótulo e de imagens de divulgação dos produtos do rio Minho em local de venda e de consumo. Esta fase contempla assim atividades relacionadas com a valorização do rótulo/imagens de divulgação dos produtos do rio Minho, e o ambiente de restauração.

2.2.1. Valorização do rótulo/imagens de divulgação dos produtos do rio Minho

Tendo por base o logótipo desenvolvido e definido no âmbito do projeto COOPERMINHO, serão estudadas diferentes propostas de rotulagem do produto, tendo em vista a maximização da perceção da qualidade associada aos produtos. Procurar-se-á desenvolver uma imagem para o rótulo, uma imagem para colocar em placards junto ao peixe vendido a granel e ainda uma outra para colocação nos menus da restauração, a ser disponibilizada posteriormente aos operadores económicos da região.

As diferentes propostas a serem avaliadas serão testadas com recurso a técnicas de valorização contingencial, combinadas com a aplicação de *Eye-tracking* – recorrendo à utilização do equipamento *Tobii - Eye-tracker T60*. Pretende-se, assim, evidenciar os elementos com uma saliência visual mais marcada. Esta etapa será realizada com avaliação de 200 consumidores, procurando-se contrastar as suas respostas em função da frequência de consumo de lampreia e de sável, a ser avaliada através de breve questionário sobre o comportamento de consumo. Garante-se o anonimato dos participantes e a sua colaboração será gratificada, de modo a garantir uma participação menos limitada em termos da disponibilidade mental dos inquiridos

2.2.2. Ambiente de restauração, relativamente aos estudos em ambiente de restauração

Nesta etapa, pretende-se avaliar o impacto dos diferentes ambientes (exemplo: restaurante típico ou restaurante moderno) através da utilização de contextos evocados, bem como da simulação de consumo em ambientes reais. Esta etapa será desenvolvida com um máximo de 100 consumidores. Pretende-se, deste modo, contrastar a avaliação do impacto dos rótulos quanto às expectativas geradas, com a aceitação dos próprios produtos da Região. Deste modo, combinam-se as dimensões sensoriais, da caracterização dos produtos em análise com as dimensões da valorização, das atitudes e demais perceções associadas aos produtos.

A componente de utilização dos contextos evocados será desenvolvida em laboratório de análise sensorial, de modo a combinar a avaliação com a prova efetiva dos produtos: lampreia e sável. Procurar-se-á a colaboração de dois operadores da área da restauração, com ofertas diferenciadas dos produtos à base do sável e da lampreia, de modo a realizar a componente de ambiente real nas suas instalações. Garante-se o anonimato dos participantes e a sua colaboração será gratificada, de modo a garantir uma resposta mais espontânea e uma participação menos limitada em termos da disponibilidade mental dos inquiridos. Estes participantes terão acesso prévio a um

consentimento informado, garantindo-se o anonimato dos participantes e a sua colaboração será gratificada.

Para além da avaliação da aceitação global do produto, recorrer-se-á à aplicação de metodologias de perfil sensorial expedito, de modo a identificar o perfil sensorial da lampreia e do sável, tal como é percecionado pelos consumidores.

3. Conclusões

Perante as características intrínsecas dos produtos do rio Minho, em particular a lampreia e o sável, importa valorizar estes produtos da pesca, mediante a auscultação dos consumidores e dos operadores económicos, no sentido de desenvolver a imagem do rótulo dos produtos piscícolas. Face às competências da equipa do GreenUPorto- – Centro de Investigação em Produção Agroalimentar Sustentável, nas áreas das Ciências do Consumo, prevê-se a recolha de informação pertinente para os distintos atores da região.

Referências Bibliográficas

- Ares G., de Saldamando L, Giménez A, Claret A, Cunha LM, Guerrero L, de Moura AP, Oliveira DCR, Symoneaux R, Deliza R (2015). Consumers' associations with wellbeing in a food-related context: a cross-cultural study. *Food Quality and Preference*, 40, 304-315.
- Braun V, Clarke V (2006). Using thematic analysis in psychology. *Qualitative Research in Psychology*, 3, 77–101.
- Moura AP, Cunha LM, Castro-Cunha M, Costa Lima R (2012). A comparative evaluation of women's perceptions and importance of sustainability in fish consumption: An exploratory study among light consumers with different education levels. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 23, 451-461.
- Pieniak Z, Verbeke W, Scholderer J, Brunsø K and Olsen SO (2008). Impact of consumers' health beliefs, health involvement and risk perception on fish consumption: a study in five European countries. *British Food Journal*, 110, 898-915.
- Rogado L, Carrapato C (2001). Peixes do Parque Natural do Vale do Guadiana. Parque Natural do Vale do Guadiana/ Instituto da Conservação da Natureza.
- World Health Organization (2003), Food Based Diet

Projectos de Educação Ambiental no Alto Minho: Reflorestar Monção & Campanhas de Eco vigilância

Patrícia Louro, Raquel Rodrigues, Elizabeth Teixeira, Isabel Neves, Célia Gonçalves

RAIA - Associação Transfronteiriça de Educação Ambiental
geral.raia@gmail.com

A história repetida ano após ano, de incêndios e de proliferação de espécies invasoras, no território do Alto Minho, com consequente diminuição da área florestal nativa, é o mote para o desenvolvimento do Projecto de Educação Ambiental – Reflorestar Monção.

No âmbito deste projecto, a equipa de voluntários da RAIA tem vindo a realizar, desde o Outono de 2016, várias acções de sensibilização nas escolas deste concelho, com crianças e professores do ensino pré-escolar e do 1º ciclo.

Aplicando uma metodologia educativa baseada na pesquisa-acção, convidamos os alunos a meterem as mãos na terra, e o desafio tem sido bem recebido. As crianças preparam sementeiras de bolotas de Carvalho, e acompanham o seu crescimento, até que estas se tornem pequenas árvores, quase do seu tamanho! Sentem os aromas e as texturas, surpreendem-se com as minhocas que de lá saem, riem e conversam muito sobre as sementes e os bichos que as furam, as árvores e a sombra que dão, a importância da água e da luz para o seu crescimento, e sobre o prazer de colher frutos de árvores sãs (Fig1.) Este processo natural requer o seu tempo, e assim, todos aprendem mais sobre os ritmos da Natureza.

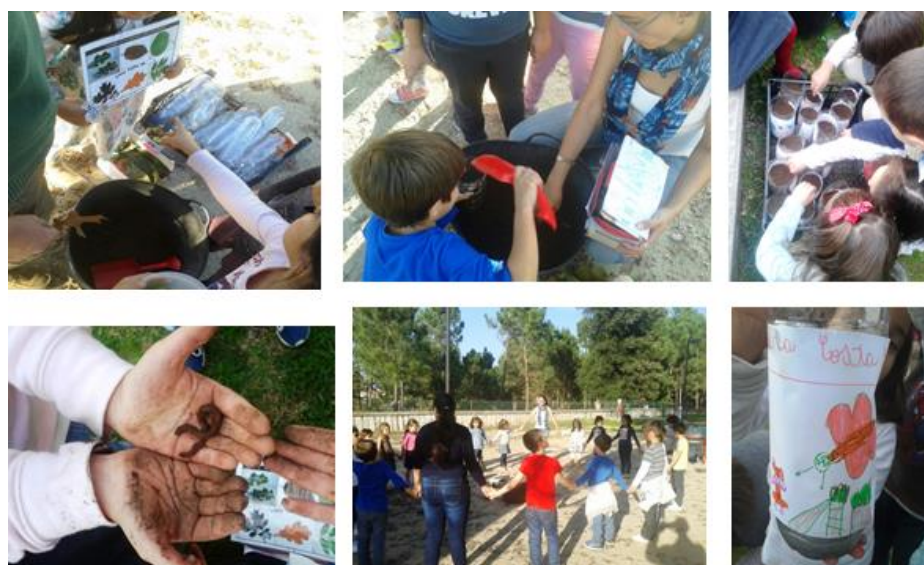


Fig1. ReFlorestar Monção: sensibilização em todas as escolas locais, com sementeiras de bolotas de Carvalho “Bolotários”.

A continuidade deste projecto abrange, para além das sementeiras, acções de reflorestação em áreas públicas, com espécies autóctones, onde crianças, jovens e adultos, podem entregar à Mãe Terra, as árvores que entretanto se vão desenvolvendo, e engloba ainda acções de monitorização e remoção de espécies invasoras (Fig2.).

Em 2018, em parceria com a Junta de Freguesia de Barbeita, e com o apoio de Voluntários do Agrupamento de escolas de Monção, da EPRAMI e do IPVC de Ponte de Lima, tivemos a satisfação de criar a primeira parcela de terreno apta para reflorestação, numa área ardida, onde removemos as espécies invasoras e iniciamos a planeamento das espécies a serem repostas, conscientes no entanto de que muito mais há por fazer...



Fig2. Monitorização do terreno ardido, para identificação de espécies invasoras.

A RAIÁ desenvolve também, de forma integrada e contínua, desde 2017, o Projecto de Educação Ambiental - Campanhas de EcoVigilância, cujo principal objectivo é promover o envolvimento dos cidadãos nos processos de uso responsável e conservação dos recursos naturais.

Com vasta participação de grupos, desde o pré-escolar, passando por todos os níveis de ensino, universidade sénior e ocupação de tempos livre, a metodologia deste projecto, envolve a participação de forma activa, na monitorização dos resíduos encontrados nas margens, com registo em fichas de campo, e a elaboração de conteúdos de informação e sensibilização para implementar nestes espaços naturais.

Nas Campanhas de EcoVigilância, realizadas entre a Primavera e o Verão de 2018, os grupos participantes evitaram que mais de 1700 itens de lixo contaminassem o ambiente! O tratamento estatístico das informações que temos vindo a recolher, permite-nos perceber de uma forma muito concreta que, entre as grandes categorias de resíduos que encontramos nas margens do rio, estão os plásticos e as beatas de cigarros, e que portanto, urge mudar hábitos e atitudes! (Fig3.)

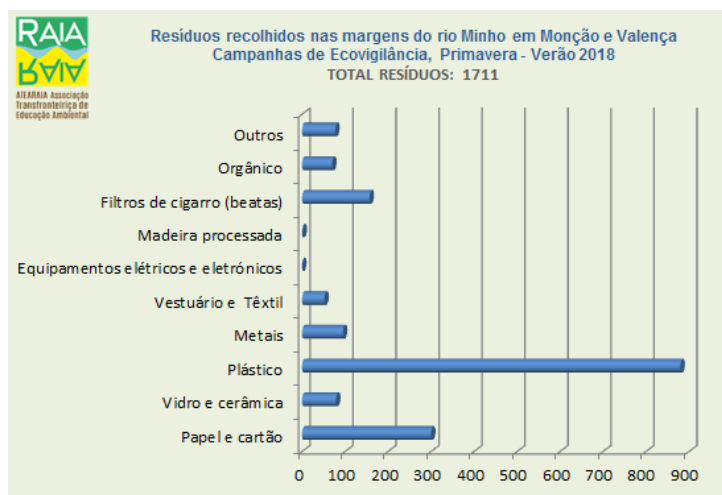


Fig3. Categorização dos resíduos recolhidos nas Campanhas de EcoVigilância.

No âmbito deste projecto, estabeleceram-se contactos com o Município de Monção, Juntas de freguesia e todas as autoridades competentes, para apoiar a execução de painéis informativos, com mensagens e criações artísticas das crianças, acompanhados de informação técnica, elaborada pela RAIA, no sentido de promover amplamente a conservação e as boas práticas em três espaços naturais seleccionados: Parque de merendas da Nossa Sra. da Cabeça, Parque das Caldas e Ecopista na margem do rio Minho, locais com elevada utilização e onde frequentemente registamos poluição por resíduos urbanos (Fig4.).

Este projecto está acessível também à participação de grupos informais, e pode ser implementado nos vários Municípios do Alto Minho, assim como em colaboração com associações, e outras entidades regionais e da Galiza, que tenham interesse em adaptar a sua metodologia.



Fig4. Apresentação pública de painéis de sensibilização ambiental no âmbito das Campanhas de EcoVigilância da RAIA.

Caranguejo-peludo-chinês (*Eriocheir sinensis*), uma espécie invasora: sensibilizar para minimizar as consequências de uma introdução no Rio Minho

Barrocas, Cláudia¹, Antunes, Carlos² e Correia, Fernando¹

¹Laboratório de Ilustração Científica, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal; claudiabarrocas87@gmail.com

²Aquamuseu do Rio Minho, Parque de Lazer do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal.

Resumo

A globalização tem promovido a introdução de vários tipos de organismos em áreas fora da sua área nativa. Algumas destas espécies introduzidas (exóticas) [1], graças a características intrínsecas que as dotam de um enorme potencial competidor pelos recursos locais [3], são capazes de estabelecer populações autossustentáveis adquirindo o caráter de invasoras.

As espécies exóticas invasoras (EEI) são uma das principais causas da perda de biodiversidade devido à sua capacidade para provocar danos nas espécies nativas e no meio ambiente [10]. Os ecossistemas de água doce têm sido especialmente afetados e depois de uma EEI se estabelecer numa área torna-se praticamente impossível de eliminar [13]. Embora várias destas EEI tenham sido introduzidas intencionalmente, outras surgiram acidentalmente, através das águas de lastro dos navios, ou associadas a plantas e animais ornamentais de aquário [11].

Uma das mais prejudiciais EEI é o caranguejo-peludo-chinês (*Eriocheir sinensis*), que já se instalou em vários pontos da Europa e Estados Unidos [3]. Prevê-se que continuará a migrar e invadir toda a Península Ibérica, inevitavelmente chegando ao Rio Minho, caso não sejam implementadas medidas preventivas [5].

A sensibilização das populações locais, em especial da comunidade piscatória residente, para a problemática da introdução das EEI e do seu papel danoso para com o delicado equilíbrio destes ecossistemas fluviais e estuarinos, pode ser promovida através da criação de campanhas de consciencialização. Este é o objetivo maior deste trabalho, em colaboração com o Aquamuseu do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal), por forma a constituir uma peça vital na promoção das práticas de proteção dos recursos endógenos.

Estas campanhas de consciencialização e sensibilização pretendem comunicar novos conhecimentos e assim chegar à melhor forma de evitar que a espécie se venha a instalar e deteriorar este ecossistema já fragilizado, evitando também o prejuízo das indústrias de pesca locais [3]. Apresenta-se uma proposta para um póster, enquanto unidade comunicacional autónoma e de natureza predominantemente visual (tendo Ilustrações científicas como parque imagético), dirigido aos pescadores locais, procurando alertá-los para a ameaça que este caranguejo representa para as suas atividades económicas e, simultaneamente, promovendo boas práticas de prevenção - sua introdução.

Palavras-Chaves: Espécies aquáticas invasoras; Caranguejo-peludo-chinês (*Eriocheir sinensis*); Ilustração científica; Prevenção; Consciencialização/sensibilização; Unidade comunicacional

Introdução

Espécies exóticas invasoras

A globalização decorrente das atividades humanas, tem promovido a introdução de vários tipos de organismos em áreas fora da sua área nativa. Algumas destas espécies introduzidas (exóticas) são aí capazes de estabelecer uma população viável entre as comunidades nativas (alóctones). Algumas destas populações tornam-se autossustentáveis, migrando e colonizando novos nichos, adquirindo carácter de invasoras [13].

O carácter invasor deve-se às suas características intrínsecas que as dotam de enorme plasticidade ecológica e enorme potencial competidor pelos recursos locais como sejam uma grande tolerância às condições ambientais, gerações curtas, maturação sexual precoce, elevada fecundidade e plasticidade na dieta, e elevada capacidade de dispersão, aspetos que cumulativamente contribuem para a colonização bem-sucedida de novas áreas [3].

As espécies exóticas invasoras são uma das principais causas da perda de biodiversidade devido à sua capacidade inata para provocar danos direta e indiretamente nas espécies nativas e no meio ambiente [10]. Muitas destas foram introduzidas de forma intencional como é o caso das espécies piscícolas trazidas para fins de pesca desportiva e recreativa, consumo humano (aquacultura em viveiro) ou passatempo (criação em aquariofilia). No entanto outras foram introduzidas acidentalmente através das águas de lastro dos navios ou associadas a plantas e animais de aquário [11].

Os ecossistemas de água doce têm sido especialmente afetados pelas ocorrências destas espécies e os impactos daí decorrentes tendem a aumentar em crescendo, já que o número de espécies exóticas que aí se estabelecem não para de aumentar. Depois de uma espécie se estabelecer numa área, em termos ecológicos, torna-se extremamente difícil ou mesmo impossível de a remover ou eliminar, em termos logísticos, financeiros e ecológicos. Deste modo e com o objetivo de proteger a biodiversidade e minimizar custos torna-se assim bastante mais eficaz adotar uma postura preventiva [13].

A sensibilização das populações humanas locais, em especial da comunidade piscatória residente, para a problemática da introdução das espécies invasoras e do seu papel danoso para com o delicado equilíbrio destes ecossistemas fluviais e/ou estuarinos, pode ser promovido através da criação de produtos de apoio a campanhas de sensibilização e consciencialização, sejam eles destinados ao público escolar e/ou à sociedade em geral. Este é o objetivo maior deste trabalho, encetado em colaboração com o Aquamuseu do Rio Minho (Vila Nova de Cerveira, Portugal), por forma a constituir uma peça vital na promoção da proteção dos recursos endógenos, adotando medidas preventivas eficazes, e da sensibilização das populações para a necessidade de conhecer e preservar a fauna e flora autóctone que caracterizam importantes habitats do Rio Minho.

Uma das mais conhecidas espécies invasoras é o caranguejo-peludo-chinês (*Eriocheir sinensis*), nativo do continente Asiático, mas que pode ser encontrado em vários pontos do hemisfério norte, sendo que a maioria das populações estabelecidas fora da sua área nativa estão distribuídas pela Europa e na costa oeste dos Estados Unidos [3]. Da análise dos modelos de distribuição deste crustáceo e dos seus comportamentos de

disseminação facilmente se prevê que este continuará a migrar e a invadir o continente Europeu enquanto existirem áreas com estuários adequados e temperaturas toleráveis, o que inevitavelmente acabará por incluir o Rio Minho, se não forem implementadas medidas preventivas adequadas [5].

Descrição do *Eriocheir sinensis*

A carapaça, de forma quadrangular, com uma largura entre 5 e 10 cm, e as pinças brancas, cobertas de cerdas semelhantes a pelos (especialmente densas nos machos adultos), são as principais características que distinguem este caranguejo de outras espécies de crustáceos europeus. A cor varia do amarelo ao castanho, mais raramente púrpura. Quando atingem 1 ou 2 cm de carapaça os machos e fêmeas podem ser distinguidos pela forma do abdómen que é redondo e largo na fêmea, mas afilado e estreito no macho. Ostenta quatro espinhos frontais bem marcados em cada lado da margem da carapaça e um entalhe localizado entre os olhos, flanqueado de cada lado por dois pequenos espinhos [6].

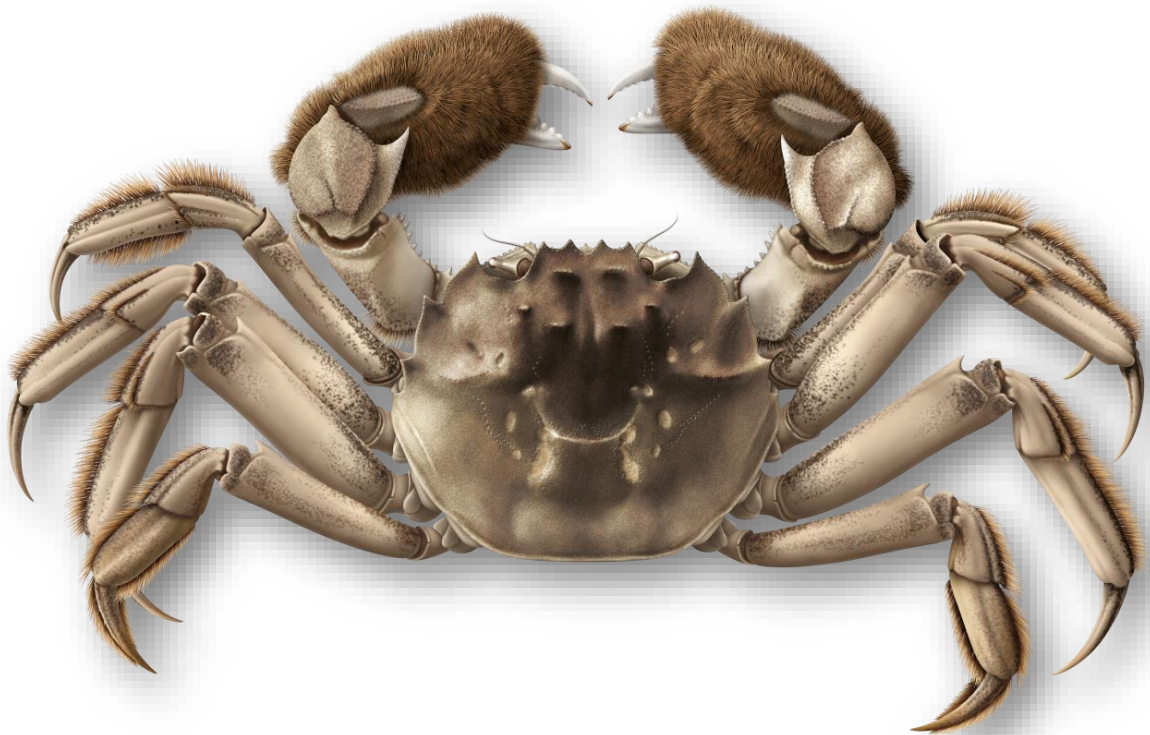


Fig 1. *Eriocheir sinensis* adulto.

Distribuição Nativa

Endêmico da região do Mar Amarelo, habita os rios, estuários e outros habitats costeiros nas regiões temperadas ou tropicais entre a Rússia e o Sul da China, a península da Coreia, Japão e Tailândia [8],[7].

Os caranguejos juvenis e adultos encontram-se numa grande variedade de habitats incluindo sistemas de água corrente (pequenos ribeiros, rios, canais) e lântica (lagos e lagoas), mesmo que as suas águas estejam poluídos. Conseguem sobreviver durante bastante tempo fora de água, 10 dias se dentro das suas tocas e em situação de seca, ou até 35 dias, se em campos húmidos [6].

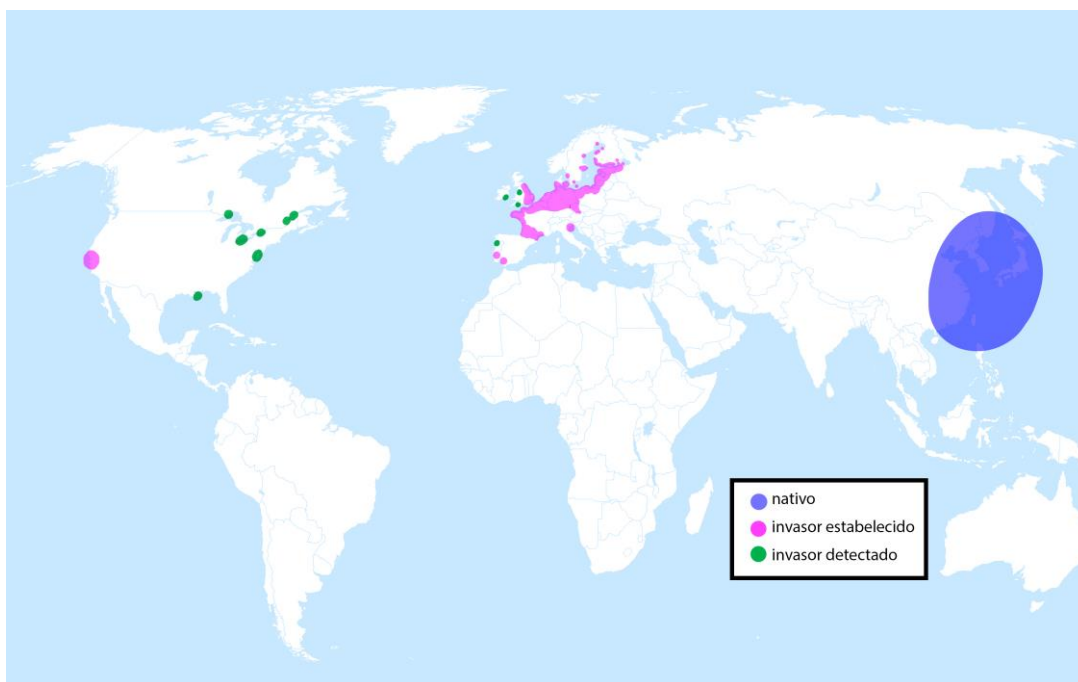


Fig.2 Mapa de distribuição do *E. sinensis*.

Biologia Reprodutiva

O *E. sinensis* tem um ciclo de vida invulgar. Trata-se de uma espécie eurihalina (que tolera uma vasta gama de salinidades) e catádroma que passa a maior parte da vida em água doce mas precisa de regressar ao mar para se reproduzir. Machos e fêmeas deslocam-se rio abaixo durante o final do verão e atingem a maturidade sexual já nos estuários. Os adultos são semelparos, ou seja, morrem depois de acasalarem uma única vez. Após eclosão, as larvas são planctónicas durante um ou dois meses [14] e o desenvolvimento larvar ocorre na zona da foz. Após a última metamorfose os juvenis já formados assentam no fundo e vão-se deslocando gradualmente para águas mais doces para completarem o ciclo de vida [1].

Idade e crescimento

O caranguejo-peludo-chinês tem uma longevidade de 1 a 5 anos, sendo que o limite máximo é condicionado pelo tempo necessário para atingir a maturidade reprodutiva, já que o caranguejo só se reproduz uma vez antes de morrer. As longevidades mais curtas

entre 1 e 3 anos ocorrem em populações de aquacultura no sul da china, enquanto no norte da europa, onde o clima é mais frio, o tempo até à maturidade pode chegar aos 4 a 5 anos. O tempo necessário para o desenvolvimento dos estádios larvares também é influenciado pela temperatura e salinidade da água, sendo que nenhuma larva sobrevive para lá do primeiro estágio em águas abaixo dos 9°C. Em condições experimentais o crescimento dos juvenis é interrompido abaixo dos 7° e acima dos 30°C, pelo que a temperatura ideal ronda entre os 20 e os 30°C [14].

Alimentação

O *E. sinensis* adulto é omnívoro mas os hábitos alimentares são diferentes nos estádios de desenvolvimento: as larvas alimentam-se de fito e zooplâncton, enquanto os juvenis de plantas e os adultos sobretudo de animais (ovos de peixe, macroinvertebrados). Têm um apetite voraz que atinge o seu pico durante a estação de crescimento entre Julho e Setembro. Normalmente alimentam-se à noite mas quando se aproxima da plenitude da maturidade sexual, onde impera um acumulo energético, também procuram alimento de dia [1].

Vias de introdução

Vias naturais

O *E. sinensis* tem um forte instinto migratório e desloca-se naturalmente para o mar para se reproduzir, percorrendo distâncias de até 1500 km, enquanto os juvenis migram no sentido inverso, para encontrarem água doce [1].

Uma vez estabelecidos num novo habitat, o caranguejo-peludo-chinês consegue invadir e colonizar corpos de água próximos, quer seja por transporte larval, quer pela migração de juvenis. Depois de eclodir em água salobra os estádios larvais vagueiam até distâncias consideráveis pelas águas costeiras antes de assentarem. Os juvenis metamorfoseados são capazes de efetuar longas migrações ativas em direção a montante, o que introduz o caranguejo em novos sistemas de água doce adjacentes àquele onde já se estabeleceram. Esta deriva natural terá sido responsável pela proliferação do *E. sinensis* pela Europa de Norte, durante o século XX [14].

Vetores Humanos

É largamente aceite que a proliferação mundial do caranguejo-peludo-chinês se deveu a atividades humanas (causas antropogénicas) e não a causas naturais. Identificaram-se várias formas de introdução (intencionais e não intencionais) que explicam a introdução e traslado desta espécie de caranguejo por todo o mundo:

- Transporte de adulto ou juvenis alojados nas incrustações dos cascos [14].

As comunidades que incrustam os cascos dos navios são geralmente compostas por espécies sésseis, muito embora e ocasionalmente as espécies móveis também podem aderir momentaneamente. Por exemplo, foram encontrados espécimes de *E. sinensis*

dentro de conchas vazias de cirrípedes sobre a superfície dos cascos de embarcações. A importação ilegal para os mercados também é frequente [2].

- Transporte de larvas ou juvenis com a água de lastro [14].

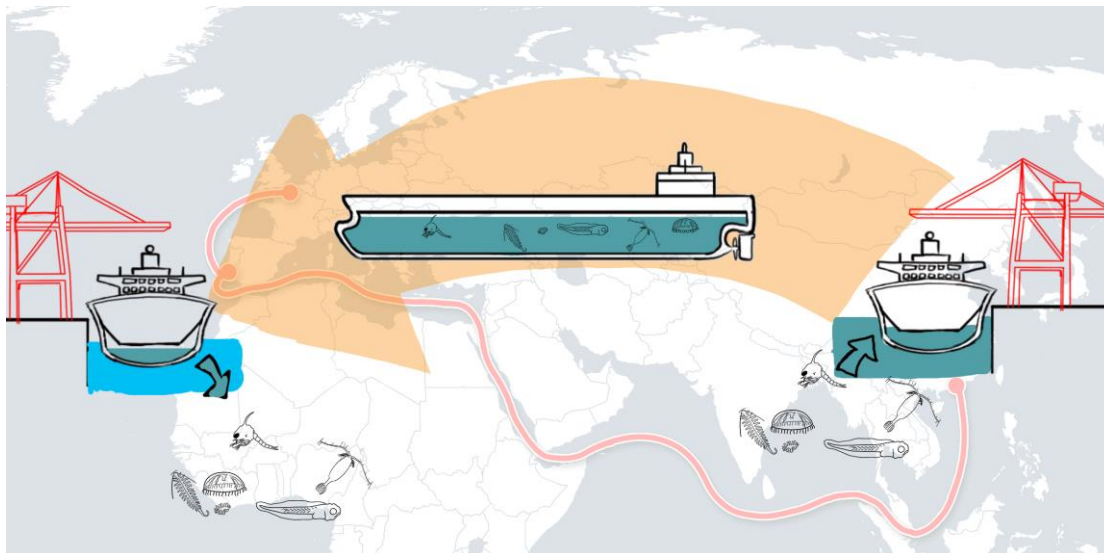


Fig 3. Introdução de espécies exóticas através do lastro dos navios.

Os navios comerciais são infames por transportarem organismos marinhos através das bacias oceânicas, nas águas com que enchem os tanques de lastro. Como consequência direta deste processo acabam por transportar larvas e caranguejos pós-larvares para qualquer parte do mundo, tanto das zonas originais como de outras já invadidas, mal as despejem ou permitam circulação de água onde aporte.

Há ainda a considerar outras vias:

- Transporte de adultos ou juvenis com produtos de pesca e de larvas na água de transporte de peixes vivos
- Fugas ou libertações de aquários públicos, privados ou de investigação
- Transferência intencional para criar um recurso alimentar [14].

No entanto é praticamente certo que a principal via de introdução do caranguejo-peludo-chinês foi a água de lastro dos navios. Apurou-se que o *timing* da invasão coincidiu com a mudança de lastro sólido (utilizado até então pelas frotas marítimas) para lastro de água do mar, nos navios europeus.

Depois de introduzido o *Eriocheir sinensis* mostra elevadas taxas de expansão, tanto pela costa, como pelo interior. No Reino Unido e Europa continental foram registadas taxas de expansão de 400km/ano ao longo da orla costeira, e de 50km/ano em sistemas interiores. Prevê-se que continue a expandir o seu território para sul e este [5].

Progresso da invasão

Introdução na Europa

Eriocheir sinensis fez a sua primeira aparição na Europa no início do século XX e a primeira explosão populacional, com relatos de milhões de juvenis a sair do mar e migrar por terra em direção a cursos de água doce, registou-se na Alemanha, em 1930 [1].

Depois de se estabelecerem na Alemanha, Países Baixos, Bélgica e França, a disseminação foi facilitada pela extensa rede de canais que liga os principais rios do Mar do Norte, Canal Inglês e costa atlântica da França. Em meados do século XX os caranguejos já tinham atingido o mar Báltico e sido detetados na Finlândia e Rússia. A expansão do caranguejo no Reino Unido foi lenta depois do primeiro relato no Tamisa nos anos 30 e não foi encontrado em números consideráveis, até aos anos 90. Só depois disso se começou a espalhar rapidamente por toda a bacia hidrográfica do Tamisa incluindo o rio Essex que entra pelo lado norte no estuário do Tamisa [5].

O primeiro relato de caranguejo peludo na América do norte surgiu em 1965, quando se encontrou um espécime num cano de recolha de água dos Grandes Lagos. Embora mais exemplares tenham sido encontrados na zona desde então, a população não parece ser ainda autossustentável [9].

Até à data a única população comprovadamente estabelecida na América do norte encontra-se delimitada à Baía de São Francisco, Califórnia. Ainda está por esclarecer se a introdução foi intencional, resultado de uma tentativa deliberada de estabelecer uma indústria pesqueira, ou se seguiu uma rota mais normal com a água de lastro a transportar larvas para a baía. Fosse qual fosse a rota de introdução, a partir dos anos 90 a população expandiu-se rapidamente mas não há ainda provas de que tenha estabelecido populações estáveis em mais nenhuma outra área, muito embora as condições sejam propícias à sua reprodução [5].

Presença Confirmada em Portugal

O estuário do Tejo assume especial relevância devido a tratar-se de um estuário com elevada diversidade de habitats e comportar um dos portos mais importantes a nível nacional, além de possuir diversas marinas de recreio com tráfego internacional significativo. Amostragens realizadas no estuário do Tejo confirmaram a presença significativa de *E. sinensis* nas zonas de menor salinidade do estuário e a sua ausência na região mais a jusante [3].

Limites à expansão futura

Não há dúvidas que o caranguejo-peludo-chinês vai continuar a espalhar-se pela Europa e América do norte. As limitações fisiológicas poderão impedir a expansão para leste em direção ao mar Báltico, essencialmente devido a fatores abióticos limitantes, como a baixa salinidade. No entanto a população deverá manter-se estável com a migração de adultos vindos do Mar do Norte. Nos Estados Unidos da América e no Canadá as baixas temperaturas juntamente com as características físicas dos estuários também deverão

limitar a proliferação a norte, pela costa oeste. Apesar de o *E. sinensis* ainda não ter atingido o hemisfério sul é muito provável que invada qualquer área onde se encontrem estuários adequados e se expanda por todas as zonas temperadas da África do Sul, Australásia e América do Sul. Tal perceção apoia-se no comportamento invasivo semelhante do *Carcinus maenas* que já foi introduzido na Austrália, África do Sul e América do Sul e continua a expandir-se nessas regiões. Por isso, excetuando o requisito adicional de acesso a rios adequados ao crescimento do adulto, não há qualquer razão para que o *E. sinensis* não invada também o hemisfério sul onde quer que as temperaturas sejam toleráveis [5].

Os caranguejos-peludos-chineses podem ser difíceis de detetar mesmo quando presentes. Ocorrem geralmente em águas rasas (menos de 6 metros de profundidade) em baías e estuários, bem como mais a montante em rios e ribeiros. Quando em água doce os caranguejos passam grande parte do tempo em tocas nas margens e debaixo de rochas [9].

Embora a presença de caranguejos reprodutores possa parecer impossível, é frequente as populações manterem-se confinadas a poucos efetivos populacionais, por muitos anos e em habitats de água doce, evitando assim a deteção, antes de se dar uma “explosão” populacional que subitamente os torna evidentes [12].

Hábitos daninhos

Sobre o habitat

Considerada uma das 100 “Piores Invasoras do Mundo” o impacto desta espécie torna-se mais óbvio durante as explosões populacionais [7].

Após a metamorfose e assentamento no fundo do estuário, o caranguejo-peludo-chinês juvenil procura abrigo entre seixos e pedras. Durante os anos seguintes migra lentamente rio acima, utilizando vários refúgios que estejam disponíveis. São notáveis escavadores, criando túneis nas margens macias dos cursos de água. Estes túneis podem chegar a um metro de comprimento e originam um depósito considerável de silte/limo nos fundos dos rios [5].

As margens dos rios protegem os terrenos adjacentes de inundações porque desviam e capturam o fluxo de água, por isso a erosão acelerada causada pelas tocas dos caranguejos podem ter consequências, tanto locais como mais abrangentes. A continuação das escavações em margens recentemente colapsadas, juntamente com a ação das ondas, resulta na remoção contínua de sedimentos da margem. Os sedimentos removidos das margens aumentam a turbidez da água, o que afeta a qualidade da água e todo o ecossistema. Quando os sedimentos assentam no fundo cobre o habitat de muitos animais e plantas bentónicos; enquanto estão suspensos bloqueiam a luz solar para as plantas, obstruem as guelras dos peixes, reduzem o oxigénio dissolvido na água e depositam poluentes e metais pesados no rio [4].

Estas escavações são particularmente preocupantes em canais controlados por represas uma vez que o enfraquecimento ou destruição destas infraestruturas constitui uma séria ameaça às estratégias de controlo de inundações e abastecimento de água [6].



Fig 4. Erosão das margens acelerada pelas tocas de *E. sinensis*.

Sobre outras espécies:

O consumo de espécies nativas, incluindo macroalgas, invertebrados e peixes pode resultar numa redução significativa dos efetivos populacionais dessas espécies e até doutros crustáceos competidores deste caranguejo. De facto, algumas espécies de lagostim, especialmente as raras e ameaçadas, podem ser negativamente afetadas pelas abundantes populações de caranguejos porque partilham tanto o habitat, como os recursos alimentares [6].

Sobre o ecossistema em geral:

Redução de biomassa: os caranguejos adultos migram para longe dos sistemas de água doce e vão reproduzir-se e morrer nos estuários. Este fenómeno biológico é assim responsável por subtrair elevadas cargas de biomassa dos ecossistemas de água doce exportando-a para os estuários, o que pode ter impacto na cadeia alimentar dos primeiros, em particular quando grandes densidades de caranguejos migram ao mesmo tempo.

Redução da biodiversidade nativa: trata-se de um omnívoro oportunista que consome plantas aquáticas, macroalgas, detritos, ovos e larvas de peixe, e uma considerável variedade de macroinvertebrados.

Predação: muito embora o impacto da predação na população de peixes adultos possa ser considerada relativamente baixa (só 2.4% do conteúdo estomacal de caranguejos analisado na Alemanha consistia em peixe), também é verdade que o *E. sinensis* poderá reduzir as populações de invertebrados nativos, introduzindo assim uma alteração significativa na estrutura das comunidades bentónicas [6].

Sobre a população e a economia:

Para o público geral as preocupações centram-se no roubo de isco e nos danos ao material de pesca. Na Califórnia este caranguejo é um sério incómodo para os pescadores porque ataca uma grande variedade de iscos da pesca recreativa, desportiva, artesanal e/ou mais industrial, incluindo o lagostim-da-areia e o arenque [6]. Não raras vezes os caranguejos danificam as redes (fragilizando-as e diminuindo a resistência do emalhado em uso repetido), quando se alimentam dos peixes capturados.

Quando alcançam lagoas de aquacultura ao longo das suas migrações alimentam-se não só dos peixes ali criados, como também da ração com que são criados [2]. O *E. sinensis* reproduz-se e migra em número tão grande que bloqueiam condutas de água para irrigação e abastecimento. Além disso podem ficar presos em tanques anti-peixes (contentores temporários para onde os peixes são conduzidos antes de serem libertados mais a montante, impedindo que sejam acidentalmente aspirados pelas turbinas, em sistemas de irrigação ou produção de energia elétrica), atacando os peixes que lá se encontram e reduzindo a circulação de água, o que aumenta a mortalidade e requer elevados investimentos para prevenir a entrada dos caranguejos [6].

Também ocorrem entupimentos dos filtros de canos de colheita de água, como os coletores destinados às estações de tratamento de água para consumo, ou ainda aqueles que alimentam sistemas de arrefecimento industrial [7].

O impacto negativo do caranguejo-peludo-chinês foi particularmente óbvio durante os eventos em massa que ocorreram em águas alemãs. Cerca de 140 toneladas de caranguejos juvenis foram capturadas por ano durante as explosões demográficas do último século, e uma única rede recolhia entre 50-60 kg de caranguejos, por dia. O impacto económico causado por este invasor, só em águas alemãs, foi estimado em 88 milhões de euros desde a primeira ocorrência em 1912. Estes custos incluíram:

- Instalação e manutenção de aparelhos de captura (armadilhas e redes),
- Impacto na alimentação e na erosão das margens,
- Perdas na pesca comercial e aquaculturas (em estuários e em terra) [7]

No rio Tejo a sua presença acarreta prejuízos económicos por destruição das artes de pesca (aparelhos de captura) e foi confirmada a existência de um circuito comercial para o caranguejo-chinês capturado na zona do estuário do Tejo, mas não identificaram outros impactos significativos da espécie [3].

Gestão e prevenção

Como é habitual acontecer com espécies invasoras, os esforços de controlo do caranguejo-peludo-chinês geralmente só começam quando o problema se torna evidente. Na Europa houve necessidade de implementar medidas de controlo por causa dos enormes prejuízos detetados, que afetam a economia local e regional [5].

O controlo do caranguejo-peludo-chinês é difícil por causa da sua abundância, ubiquidade, elevada taxa de reprodução e grande tolerância fisiológica. Os programas de

erradicação e as barreiras de migração mostram-se infrutíferos se incidindo sobre populações estabelecidas e autossustentáveis. Apesar dos maiores esforços desenvolvidos, não existe à data nenhuma estratégia de controlo verdadeiramente eficaz e os esforços de erradicação têm-se revelado pouco eficazes [6]. No entanto podem ser aplicadas regras e instrumentos regulatórios em áreas onde a espécie ainda não ocorre, através de medidas proactivas (ao invés de meramente reativas) e incidindo sobre o controlo e gestão das águas de lastro, bem como no controlo do comércio de espécimes vivos [7].

Medidas de controlo:

Estabelecimento de medidas para prevenir a introdução do crustáceo: restrições nas descargas de águas de lastro e tratamento biológico da mesma (desinfecção e/ou filtragem da água no momento da recolha e da eliminação).

Utilização de armadilhas para capturar juvenis durante a sua migração. A armadilhagem de adultos foi utilizada nos rios da Alemanha, durante o princípio dos anos 30 e no rio Weser, tendo-se mostrado insustentável. De facto foram removidas centenas de milhares de caranguejos ao logo da campanha e chegaram a ser subtraídos cerca de 30.000 caranguejos, por dia [5].

Medidas preventivas nos EUA

A propagação do caranguejo-peludo-chinês no Reino Unido durante o século XX levou à criação de legislação preventiva pelos Estados Unidos da América para tentar evitar a introdução mesmo quando ainda só existiam alguns relatos isolados no lago Erie e no rio Mississippi. A lei foi aprovada e instaurada em 1989, proibindo a importação, transporte ou posse de caranguejos vivos. No entanto, devido à falta de controlo das descargas de lastro e à possível introdução deliberada para abastecer a comunidade chinesa residente em São Francisco, a população de caranguejos estabeleceu-se na Baía de São Francisco, nas bacias de Sacramento e San Joaquin e em muitos outros afluentes já em finais dos anos 90 [5].

Informação e consciencialização

Este invasor ocorre na Europa desde há quase 100 anos e por isso muitos já acreditam que esta espécie pertence às nossas águas. As iniciativas para aumentar a consciencialização têm sido limitadas a publicações esparsas e pouco direccionadas ou incisivas, em jornais locais ou regionais disponíveis ao público. A percepção geral é de que nada pode ser feito para controlar o caranguejo-peludo-chinês [7].

Valorização

Para a aquacultura

Desde o início dos anos 90 a aquacultura do caranguejo começou a alargar-se na China para satisfazer a crescente procura por um produto nutritivo e de elevado valor comercial,

utilizando para isso lagos, tanques e arrozais para o crescimento extensivo de adultos. O rápido desenvolvimento da aquacultura de *E. sinensis* na China aumenta as probabilidades de que esta atividade se expanda para outras zonas do extremo oriente, facilitando a propagação deste caranguejos invasores a partes do mundo onde ainda não ocorra [5].

Para a pesca

Recentemente começou a estudar-se a possibilidade de explorar a população de caranguejos do rio Tamisa, estudando os seus contaminantes para verificar a segurança para o consumo humano; os resultados sugerem que os níveis de contaminação são suficientemente baixos para permitir o consumo seguro em quantidades limitadas. Por isso, a possibilidade de estabelecer uma indústria de pesca centrada neste crustáceo está em aberto. Também na Baía de São Francisco os níveis de contaminação por metais pesados (com mercúrio) mostraram ser seguros para consumo humano, e nos Países Baixos já há registos de caranguejos capturados e vendidos no mercado internacional [5].

Conclusão

As invasões biológicas são consideradas eventos de baixa probabilidade mas de impacto elevado e normalmente irreversível, pelo que se torna urgente adotar medidas concretas de prevenção e gestão do fenómeno. Uma vez estabelecida uma espécie num novo habitat, torna-se muito difícil a sua erradicação ou o simples controlo dos respetivos impactos, diretos e indiretos. O *E. sinensis* devido ao seu valor económico já foi alvo de inúmeros estudos, quer nos locais onde é nativa, quer também nos locais onde foi introduzida, por aí atingir elevadas densidades populacionais e produzir significativos impactos no ecossistema. No entanto e em Portugal o estado atual das populações desta espécie ainda é praticamente desconhecido.

Assim sendo e de forma preventiva, a realização de ações/campanhas de sensibilização assentes na imagética científica e na comunicação eficaz, junto dos pescadores da bacia hidrográfica do Minho, resulta ser de crucial importância. Estas campanhas de consciencialização devem ser erigidas com o intuito de contribuir com novos conhecimentos e assim chegar à melhor forma de se conseguir evitar que a espécie se venha a instalar e prejudicar esse ecossistema ripícola (já fragilizado pela presença de outras invasoras), evitando também a sua interferência com as indústrias de pesca aí instaladas e em equilíbrio. Essa sensibilização também deveria ser fomentada junto das populações piscatórias e do público escolar, de forma continuada, para alertar e criar memória sobre a problemática das espécies exóticas no geral e desta espécie em particular [3].

Apresenta-se para isso uma proposta de um póster, dirigido especialmente aos pescadores locais, procurando alertá-los para a ameaça que esta espécie representa para as suas atividades económicas e promovendo boas práticas de prevenção da sua introdução (Fig 5).

nome comum: Caranguejo-peludo-chinês

nome científico: *Eriocheir sinensis*

habitat: rios e estuários

característica principal: pinças peludas

Este **terrível invasor** que veio da China, escondido nas águas do lastro dos navios ou junto com peixe importado, cresce e prolifera muito mais depressa que as espécies nativas, rapidamente atingindo um elevado número de indivíduos que competem pelos recursos locais, além de comerem o isco e danificar armadilhas ou outras artes de pesca (como as redes).

Por outro lado ajuda a que a erosão das margens se dê forma mais rápida, graças às tocas que escava, acabando por turvar a água (sufocando outros animais!).

Como já está instalado em vários rios europeus e também no Tejo, muito em breve poderá chegar ao **Rio Minho!**

Mas, com a AJUDA de todos isso pode ser evitado!

Armazéns *
Cabos *
Tanques *

*** Helice**

Os caranguejos ou as suas larvas minúsculas podem esconder-se!

não despejar isco na água; colocar as sobras num caixote do lixo, em saco fechado, longe de cursos de água.

não devolver à água os caranguejos capturados; identificar, destruir (congelando ou preservando em álcool), e comunicar a captura de espécimes suspeitos às autoridades competentes

inspeccionar todas as superfícies da embarcação, artes de pesca, roupa, equipamento e rebocos à saída, removendo toda a vegetação ou lama e deixando todo o material biológico em terra firme.

esvaziar, enxaguar, desinfetar (com água quente, água sob pressão ou lixívia) e **secar** durante pelo menos 5 dias todas as embarcações antes de as colocar noutra curso de água.

Fig 5. Projeto de um poster destinado à sensibilização e mobilização da comunidade piscatória para a iminente invasão do *E. sinensis*.

Referências

1. CABI - Invasive Species Compendium: *Eriocheir sinensis* (Chinese mitten crab) (Outubro 2018). <https://www.cabi.org/isc/datasheet/84120>
2. Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) Ecological Risk Screening Summary. (Abril 2018). https://www.fws.gov/fisheries/ans/erss_high_risk.html
3. Coelho, A. F. S. (2013). Distribuição e abundância da espécie exótica *Eriocheir sinensis* no estuário do Tejo (Dissertação de Mestrado)
4. Eberhardt, A., J. Pederson and B. Bisson (2016). Rapid Response Plan for Management and Control of the Chinese Mitten Crab - Northeast United States and Atlantic Canada. New Hampshire, MIT and Maine Sea Grant Programs.
5. Francis, R. A. (2012). A Handbook of Global Freshwater Invasive Species. Abingdon: Earthscan
6. Global Invasive Species Database (2018) Species profile: *Eriocheir sinensis*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=38>
7. Gollasch, S. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Eriocheir sinensis*. – Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, 2018
8. Gollasch, S. (2006). DAISIE – Species Factsheet: *Eriocheir sinensis*. <http://www.europe-alien.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50176#>
9. Mitten Crab Watch, (2018). <https://mitten crab.nisbase.org/pages/faq>
10. NOBANIS (2015). Invasive Alien Species: Pathway Analysis and Horizon Scanning for Countries in Northern Europe.
11. Rivas-Rodríguez, S. et al (2011). Vectores, antigüedad y procedencia de las especies alóctonas de agua dulce naturalizadas en Galicia. Nova Acta Científica Compostelana (Biología)
12. Ruiz, Gregory & Fegley, Lynn & Fofonoff, Paul & Cheng, Yongxu & Lemaitre, Rafael. (2006). First records of *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) for Chesapeake Bay and the mid-Atlantic coast of North America. Aquatic Invasions. 1. 137-142. 10.3391/ai.2006.1.3.7.
13. Secretariat of NOBANIS (2012). Riskmapping for 100 nonnative species in Europe. Copenhagen.
14. Veilleux, É. & Lafontaine, Y. (2007). Biological Synopsis of the Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2812

Lousada Guarda Rios

Daniela Barbosa^{1*}, Milene Matos¹, Manuel Nunes²

**dbatbosa.bio@gmail.com*

¹Setor de Conservação da Natureza e de Educação Ambiental, Câmara Municipal de Lousada, Praça Dr. Francisco Sá Carneiro 4620-695 Lousada

²Departamento de Obras Municipais e Ambiente, Câmara Municipal de Lousada, Praça Dr. Francisco Sá Carneiro 4620-695 Lousada

Resumo

Os rios, sistemas naturais mais utilizados pelo Homem, têm sofrido pressão particularmente intensa na Península Ibérica através da construção de barragens, extração desregrada de água, poluição de origem industrial e doméstica, introdução de espécies exóticas ou das práticas agrícolas que levam à destruição de habitats e eutrofização das águas. Por outro lado, estes constituem uma oportunidade para o desenvolvimento sustentável do território, através da promoção da biodiversidade e de ecossistemas saudáveis, bem como, da valorização e requalificação da paisagem envolvente, permitindo o envolvimento da população em projetos de intervenção fluvial.

Lousada Guarda Rios é um projeto de ciência cidadã que tem como objetivos a conservação e monitorização do estado ecológico dos espaços fluviais do concelho de Lousada, através do seu estudo, sensibilização ambiental e participação pública. Nasce no âmbito da estratégia municipal para a conservação da natureza e educação ambiental e complementa outros projetos já em curso.

A participação voluntária das comunidades locais (cidadãos, escolas, escuteiros, coletividades, empresas, Câmara Municipal e Juntas de Freguesia) pode ser feita através de duas metodologias: a monitorização de troços de rio ou ribeira e a participação em ações de limpeza e reabilitação ecológica, dotando os participantes com conhecimentos sobre ecologia, boas práticas ambientais e voluntariado. Será, de igual modo, desenvolvido um robusto plano de comunicação que resulte no envolvimento direto e indireto dos cidadãos, de modo a reforçar a consciência ambiental coletiva em Lousada e nos municípios vizinhos, estabelecendo assim um exemplo modelo de boas práticas.

Palavras-chave: ecossistemas fluviais, ciência cidadã, conservação, monitorização

O Catálogo de árbores senlleiras de Tomiño

Jorge Mouriño*, Gaspar Bernárdez**

*Arcea Xestión de Recursos Naturais s.l. Rúa Velázquez Moreno nº9 ofic.305, 36201 Vigo (Galicia)
jmourinho@arcea.net

** Departamento de Producción Vexetal e Proxectos da Enxeñaría. Escola Politécnica Superior de Enxeñaría. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Universitario 27002 Lugo (Galicia)

Resumen

Entre 2016 e 2017, o Concello de Tomiño (Galicia) ten elaborado un inventario de árbores e formacións senlleiras do territorio municipal, entendendo como tais aquelas que destacan polas súas dimensións pero tamén por interese histórico, popular, ou mesmo de beleza e raridade. Foron empregadas principalmente catro fontes de información: prospección visual do territorio, recopilación documentación pre-existente, solicitude pública de participación veciñal e colaboración das Comunidades de Montes Veciñais en Man Común.

Como característica diferencial con outros listados semellantes existentes en Galicia, deuse preferencia á representación de todas as especies autóctonas, que totalizaron 93 exemplares e formacións de 20 taxons, principalmente carballos (*Quercus robur*), sobreiros (*Q. suber*) e freixos mediterráneos (*Fraxinus angustifolia*). En canto ás árbores exóticas, excluíronse as especies consideradas invasoras así como exemplares de calquera outra especie que crecesen en hábitats naturais e seminaturais, coa excepción de que acadasen relevancia no contexto galego. Este último foi o caso dunha formación de carballo turco (*Quercus cerris*), á que se engadiron outros 30 exemplares ou formacións de 17 especies, existentes en xardíns, parques urbanos ou outras zonas antropizadas.

Considérase que varios dos exemplares inventariados merecen destaque no ámbito galego ou mesmo ibérico: un estripeiro (*Crataegus monogyna*) e máis un freixo (*F. angustifolia*) na beira do Miño; un piñeiro bravo (*Pinus pinaster*) e unha formación de sobreiros (*Q. suber*) perto da ribeira; sendas *Catalpa bignonioides* nunha praza pública así como un xapoeiro (*Camellia japonica*), un magnolio (*Magnolia grandiflora*) e un *Rhododendrum arboreum* en xardíns particulares.

Nos próximos meses, o concello de Tomiño ten prevista a edición dun libro que recolle a información obtida e ilustrado con fotografías das árbores catalogadas, no marco dunha serie de accións para tirar proveito cultural, educativo e mesmo turístico do traballo realizado.

Plano de paisagem das terras de Coura

Luís, Coelho¹; Isabel, Matias²; Pascal, Pereira³;

1 Observatório da Paisagem, Valminho Florestal e IBEROAGROFOREST (lbrandaoc@hotmail.com)

2 Observatório da Paisagem, Leiras do Carvalho, Lda. e CEEA/ESAP (ambiente@leirasdocarvalho.pt)

3 Observatório da Paisagem e Leiras do Carvalho, Lda. (pascal.lacsap@gmail.com)

Resumo

O Plano de Paisagem das Terras de Coura (PPTC) constitui, a nível nacional, um projecto-piloto na aplicação da Convenção Europeia da Paisagem (CEP) à escala municipal. A motivação para a sua concretização resultou da iniciativa conjunta da sociedade civil, a partir do estabelecimento de uma parceria entre diversas entidades públicas e privadas e a Câmara Municipal de Paredes de Coura. O PPTC dá cumprimento aos objectivos expressos na Convenção Europeia da Paisagem e às orientações estabelecidas na Política Nacional de Arquitectura e Paisagem (PNAP). Apesar destes desenvolvimentos e como não existe em Portugal uma figura legal que operacionalize, ao nível municipal, a elaboração de Planos de Paisagem, optou-se por seguir de perto as metodologias europeias, como as que foram definidas em Espanha, França ou Itália, que incluiu uma primeira fase de planeamento, onde inicialmente se definiu a metodologia do plano, se caracterizou o território de Paredes de Coura, recorrendo a descritores como a hidrografia, geodiversidade, ocupação do solo e sua evolução, vegetação, ocupação humana actual e sua evolução, etc., e que permitiu definir 10 subunidades de paisagem. Posteriormente elaborou-se o diagnóstico para cada subunidade a par da realização de uma análise multifuncional para cada uma delas. Por último, definiram-se os respectivos objectivos de qualidade paisagística e elaborou-se o Programa de Acção, onde se definiram diversas medidas, como projectos e acções que visam a protecção, a gestão e o ordenamento das subunidades de paisagem. A segunda etapa, destinada à implementação do PPTC visou a concretização das medidas transversais, medidas gerais por área de intervenção e medidas por subunidade, definidas no Programa de Acção, promovendo sempre a participação das comunidades locais de forma a envolvê-las na transformação e evolução deste território, consciencializando-as para a valorização das suas paisagens. Efectivamente, as medidas definidas no Programa de Acção, como a constituição do Observatório da Paisagem, a introdução da temática paisagística do município nos currículos educativos, controle das invasoras, protecção das espécies de flora local, restauro das galerias ribeirinhas, valorização dos antigos percursos vicinais, caracterização do património etnográfico, criação de manuais de boas práticas agro-florestais, entre muitos outros, incluindo a criação de um programa de sensibilização e participação pública nas acções em curso, contribuem para aumentar a percepção para a singularidade do território e do seu potencial.

Palavras-chave: Plano de Paisagem; Subunidades de Paisagem; Análise Multifuncional.

Dinâmica de migração antes da entrada do meixão no rio Minho: dados e hipóteses

Yorgos Stratoudakis¹, Paulo B. Oliveira¹, Ana Teles-Machado², Carlos Antunes^{3,4}

¹IPMA, Lisboa, Portugal (yorgos@ipma.pt; pboliveira@ipma.pt)

²IDL, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal (ammachado@fc.ul.pt)

³CIIMAR, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Matosinhos, Portugal (cantunes@ciimar.pt)

⁴Aquamuseu Rio Minho, Vila Nova Cerveira, Portugal

Resumo

A migração oceânica dos leptocéfalos da enguia Europeia, a sua metamorfose e o recrutamento do meixão nas bacias hidrográficas da Europa estão a ser estudados há mais de um século, persistindo muitas lacunas na compreensão básica dos processos biológicos e oceanográficos envolvidos. As velocidades reduzidas das correntes sub-superficiais na direcção oeste-leste do Atlântico Norte (correntes do Golfo, de deriva do Atlântico Norte e dos Açores), os resultados de estudos Lagrangianos da migração oceânica, a recorrente presença de leptocéfalos no sudoeste dos Açores e o gradiente latitudinal da biometria dos leptocéfalos e do meixão colocam dúvidas sobre a trajectória oceânica prevalecente do meixão que recruta nos rios de Portugal. Stratoudakis et al (2018), com base em observações de abundância relativa e biometria de meixão a recrutar no rio Lis e modelos de circulação na margem Ibérica (Teles-Machado et al, 2016), colocaram a hipótese duma proveniência maioritariamente do Sul, através da corrente dos Açores e a deflecção para norte no Golfo de Cádiz pela corrente da vertente Ibérica. Neste trabalho exploratório, utilizamos um modelo Lagrangiano para estimar as trajectórias das partículas localizadas no fim de outubro de 1991 aos 150 m de profundidade nas posições das estações que se encontraram leptocéfalos na margem Ibérica durante a campanha do navio de investigação Heincke (Antunes and Tesch, 1997). As trajectórias das partículas foram calculadas diariamente utilizando um esquema de previsão inversa (hindcast) para os 5 meses anteriores para testar a probabilidade da proveniência do Sul. Os resultados preliminares indicam que as partículas “encontradas” na campanha de Outubro 1991 no Norte de Portugal e no Sul da Galiza parecem provir de vórtices oceânicos que interagem com a margem Ibérica, enquanto que as partículas mais a sul (zona de Lisboa) têm maioritariamente uma trajectória de proveniência de Sul ao longo da vertente. As limitações e as próximas etapas deste estudo serão discutidas, colocando também perguntas sobre o estímulo e a duração da metamorfose dos leptocéfalos e a adaptação do meixão ao ambiente oceânico, nomeadamente em relação ao seu aumento de densidade e as correntes na margem Ibérica (corrente da vertente, plataforma e litoral) até à chegada às bacias hidrográficas do Norte de Portugal.

As IVas Invasões Francesas e o cerco ao Minho: o caso dos peixes exóticos

Filipe Ribeiro

*MARE - Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa,
Rua Ernesto Vasconcelos, Campo Grande 1749-016 Lisboa, Portugal
fmvrbeiro@gmail.com*

Resumo

As espécies não-nativas constituem uma das maiores ameaças à biodiversidade aquática e gestão dos serviços dos ecossistemas. Esta ameaça é particularmente gravosa em regiões com um elevado número de espécies endémicas e/ou ameaçadas como é o caso da Península Ibérica. Atualmente, em Portugal observamos a uma taxa de chegada de espécies não-nativas crescente, sendo de três novas espécies a cada dois anos. Infelizmente, a Península Ibérica destaca-se por ser um *hotspot* de peixes não-nativos devido ao elevado número de peixes introduzidos. Só em Portugal, foram introduzidas 20 espécies de peixes, constituindo 31% da fauna piscícola presente nos nossos rios e barragens. Grande parte destes peixes não-nativos são originários da Europa Central e da América do Norte, tendo sido introduzidos ilegalmente para o desenvolvimento da pesca desportiva. Os três grandes rios internacionais (Guadiana, Tejo e Douro) têm funcionado com vias de transporte de peixes introduzidos inicialmente em Espanha que chegam, mais tarde, a Portugal. Porém, no âmbito do Projecto “*FRISK - Determinação de rotas de invasão de peixes introduzidos em ecossistemas dulciaquícolas: avaliação de risco*”, identificámos outras rotas de introdução para Portugal, que têm ocorrido principalmente nas regiões do Douro Litoral e Minho. Assim nesta apresentação iremos mostrar com o rio Minho está a ser cercado por alguns dos peixes introduzidos mais recentes em Portugal, e que a sua proveniência terá sido diretamente desde França.

Este trabalho foi apoiado pelo projecto “*FRISK - Determinação de rotas de invasão de peixes introduzidos em ecossistemas dulciaquícolas: avaliação de risco*”(Ref. FCT: PTDC/AAGMAA/0350/2014).

Salmão do Atlântico: uma ponte entre o Minho e a Galiza?

Liliana Bomtempo Teixeira, Luís Lopes e João Pereira

*DGRM – Direção Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos, Direção de Serviços de Recursos Naturais, Avenida Brasília 1449-030 Lisboa
lteixeira@dgrm.mm.gov.pt*

Resumo

Os rios portugueses Minho e Lima correspondem à distribuição geográfica mais a sul do salmão (*Salmo salar*) na região nordeste do Atlântico. A NASCO – Organização para a Conservação do Salmão do Atlântico Norte, da qual a União Europeia é parte contratante, juntamente com a Noruega, a Dinamarca (pelas Ilhas Faroé e Gronelândia), Rússia, Canadá e EUA, tem como missão a gestão do recurso, garantindo a sustentabilidade das pescarias, a proteção do habitat, a avaliação do impacto da aquicultura, a reabilitação dos *stocks* e o acompanhamento dos fatores socioeconómicos decorrentes da utilização deste recurso.

Cabe aos diferentes países/regiões o cumprimento de obrigações decorrentes da NASCO, entre outras, a submissão de um Plano de Implementação para um ciclo de 5 anos, com a apresentação de um Relatório Anual de Progresso que avalia a sua concretização. Sendo o Minho um rio internacional, as *jurisdições NASCO* Portugal e Galiza deverão apresentar objetivos comuns relacionados com as medidas planeadas para o troço internacional do rio. Encontramo-nos numa fase de preparação do Plano de Implementação para o ciclo 2019-2024, sendo este o momento de reunir sinergias.

Em 2019 comemora-se o Ano Internacional do Salmão (*IYS – International Year of Salmon*), uma iniciativa à escala mundial que junta as organizações do Atlântico e do Pacífico. Sob a égide do tema “Salmon & People”, o Ano Internacional do Salmão pretende proteger o salmão, reunindo as pessoas que o conhecem, que o gerem e que o exploram, partilhando conhecimento e consciencializando a população a agir, garantindo desta forma, a sua sustentabilidade.

Salmão do Atlântico: uma ponte entre o Minho e a Galiza? É um convite a que Portugal e a Galiza reconheçam no salmão, ainda mais, uma oportunidade de estreitar relações, de partilha e de trabalho colaborativo.

Palavras-chave: Salmão do Atlântico, NASCO, Ano Internacional do Salmão

Actividades de la Estación de Hidrobiología "Encoro do Con", de la Universidad de Santiago de Compostela, en el marco del proyecto POCTEP MIGRA MIÑO – MINHO

Fernando Cobo^{1,2}, Rufino Vieira-Lanero¹, Sandra Barca¹, Sergio Silva¹, Javier Sánchez-Hernández², Pablo Gómez¹ & M. Carmen Cobo¹

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

²Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España

Email: fernando.cobo@usc.es

Resumen

Dada la situación actual de las especies de peces migradores en la cuenca del Miño se diseñó actuación conjunta y coordinada a ambos lados de la frontera para la mejora del hábitat fluvial y el estado de las poblaciones de estas especies en el río Miño. El proyecto MIGRA MIÑO – MINHO "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes" plantea como reto principal la protección y la gestión sostenible del espacio natural de frontera que conforma el tramo inferior del río Miño, incluyendo sus afluentes tributarios, a través de medidas que mejoren el estado de conservación de las poblaciones de peces migradores presentes en el mismo.

En la zona de intervención existe una notable pérdida de calidad del hábitat, que unida a la sobreexplotación de los recursos pesqueros de las diferentes especies migradoras suponen un importante riesgo medioambiental, con una clara incidencia en la economía local y ponen en riesgo un elemento básico de la identidad cultural e histórica local compartida a ambos lados de la frontera.

La Estación de Hidrobiología de la USC "Encoro do Con" (EHEC) tiene asignadas en este proyecto gran parte de las acciones técnico-científicas en los afluentes de la parte española. La EHEC es un centro especializado en la investigación en Biología de las Aguas Continentales, único en España y Portugal por sus características. Sus instalaciones y medios garantizan el desarrollo de trabajos científicos, proyectos de investigación, reuniones científicas, etc. Asesora y colabora con entidades públicas y privadas europeas, y promueve el establecimiento de relaciones de intercambio científico con otros centros de investigación. Cuenta con el Sello EFQM de Excelencia Europea 200+, que identifica a las organizaciones excelentes que apuestan por ser un referente de calidad, acreditando la calidad de sus servicios y de la gestión de la organización.

Hasta el momento, la EHEC se ha encargado del estudio y selección de los obstáculos fluviales en los afluentes de la subcuenca internacional del río Miño para recomendar su eliminación o permeabilización. Los trabajos se han centrado en los ríos: Caselas, Deva, Furnia, Hospital y Pego. Además, dentro de la acción 2 del proyecto, se ha diseñado un nuevo dispositivo de franqueo innovador para peces migradores adaptado de acuerdo con el obstáculo a superar y a su impacto en las diferentes etapas del ciclo vital de las especies. Esta innovación está en fase de protección de la propiedad intelectual como modelo de utilidad por la oficina de patentes y marcas española.

Simultáneamente, y desde el inicio del proyecto, se han efectuado muestreos en los afluentes seleccionados, con diferentes metodologías para el inventario de peces en general y para el seguimiento de los parámetros biológicos de las poblaciones de peces migradores presentes en el tramo internacional del Miño, en relación con el efecto de las presiones antrópicas y la naturaleza del hábitat.

Finalmente, la EHEC en colaboración con la Asociación galega de Investigadores da Auga (AGAIA), organizó un "Seminario Transnacional sobre Conservación de Peces Migradores" al que asistieron investigadores de España, Portugal y Francia.

Esta comunicación se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho, "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Impacto de los obstáculos de pequeño y mediano tamaño sobre la migración de peces en afluentes del Baixo Miño: un estudio de marcado-recaptura.

Sergio Silva¹, Rufino Vieira-Lanero¹, Sandra Barca¹, Javier Sánchez-Hernández², Pablo Gómez¹, M. Carmen Cobo¹ & Fernando Cobo^{1,2}

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

²Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España
Email: sergio.silva@usc.es

Resumen

El impacto de obstáculos de pequeño y mediano tamaño se comprueba, por norma general, a través del análisis comparativo de la composición y abundancia de especies aguas arriba y aguas abajo de los azudes. Sin embargo, dado que este tipo de construcciones pueden ser total o parcialmente franqueables, variando el efecto según la especie, condiciones ambientales y estado del ciclo vital, es recomendable investigar su impacto sobre la migración de especies, mediante técnicas de muestreo basadas en el marcado y recaptura. Con este fin se realizó un estudio de marcado-recaptura en afluentes del Baixo Miño durante el verano de 2017, en las inmediaciones de 5 obstáculos repartidos en cuatro afluentes, los ríos Pego, Furnia, Caselas (2 obstáculos) y Deva. En cada obstáculo se muestrearon 1-2 tramos de 100 m aguas abajo y 1-2 tramos de 100 m aguas arriba. Los muestreos se repitieron tres veces en cada localidad, con 15 días de lapso entre visitas sucesivas. Para el marcado se utilizó elastómero simultaneándolo, en salmónidos de más de 14 cm de longitud, con un Implante alfanumérico (Northwest Marine Technology, Inc.). El código de marcado fue diseñado para diferenciar los individuos capturados en cada uno de los tramos muestreados y todos los individuos fueron liberados en el tramo en el que fueron capturados. En total se marcaron 3138 individuos pertenecientes a nueve especies, 2868 individuos con elastómero y 270 con elastómero e implante alfanumérico. Sin embargo, de los 921 individuos recapturados (29%), pertenecientes a ocho especies, solo dos individuos (0.2%) se habían desplazado aguas arriba del obstáculo de estudio; una trucha (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) en el río Pego y una anguila [*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)] en el río Furnia.

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho, "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Datos biológicos del río Miño en el ámbito del proyecto MigraMiño-Minho

Rodrigo López ^{1*} & Carlos Antunes ^{1,2}

¹ CIIMAR/CIMAR – Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Universidade de Porto, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n, 4450-208 Matosinhos, Portugal

² Aquamuseu do Rio Minho, Parque de lazer do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal
*rodrigo_lyc@hotmail.com

Resumo

Desde el año 1864 (Tratado de Límites de Lisboa) los últimos 77,8 km del río Miño actúa como frontera administrativa y física entre España y Portugal, desde la desembocadura del río Trancoso (también fronterizo) hasta su desembocadura en el Océano Atlántico, entre las localidades de Caminha (Pt) y A Guarda (Es).

El área internacional de la cuenca hidrográfica do río Miño abarca una superficie de 1 918 km², un 11,3 % del total de la cuenca hidrográfica. Contiene, además de las vertientes que desaguan directamente en el canal principal (172,41 km²), 49 sub-cuencas, de las que 19 pertenecen a España y 30 a Portugal. La parte internacional perteneciente a Portugal abarca 751,32 km², un 4,4% del total de la cuenca y un 39,2 % del área internacional. En la parte portuguesa, las 30 sub-cuencas alcanzan una extensión total de 751,32 km², siendo el río Coura (270 km²) y el río Mouro (141 km²) las más importantes.

Como parte de las actividades del Proyecto MIGRAMIÑO_MINHO, se realizaron una serie de pescas eléctricas con el fin de monitorizar los parámetros biológicos en 9 sub-cuencas del área internacional portuguesa (ríos Coura, Mouro, Gadanha, Veiga da Mira, Insuas, Lajes, Campos, São Gonçalo e Gontije) estudiando la distribución y densidad de ictiofauna, así como el marcaje de ejemplares para monitorización en los afluentes donde se harán las intervenciones en obstáculos. En el trabajo de campo fueron inventariadas 13 especies de peces, incluyendo especies migradoras como la anguila (*Anguilla anguilla*), la lamprea (*Petromyzon marinus*) y la trucha (*Salmo trutta*). Por comparación con resultados de trabajos anteriores, se constató una regresión en términos geográficos y de abundancia del escallo (*Squalius carolitertii*), especie endémica de la Península Ibérica.

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho, "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Série temporal (2007-2017) de abundância de enguia europeia (*Anguilla anguilla*) no estuário do rio Minho

Ana Moura¹, Rodrigo López¹, Patrício Bouça², Carlos Antunes^{1,2}

¹CIIMAR - Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Terminal de Cruzeiros do Porto de Leixões, Av. General Norton de Matos s/n 4450-208 Matosinhos, Portugal

²Aquamuseu do Rio Minho, Parque de Lazer do Castelinho, 4920-290 Vila Nova de Cerveira, Portugal

A enguia europeia (*Anguilla anguilla*) é uma espécie que apresenta uma grande área de distribuição na Europa e Norte de África. Dada a regressão populacional verificada a partir dos anos 80, encontra-se atualmente listada no Apêndice II da CITES, que inclui espécies não necessariamente em perigo de extinção mas cuja comercialização deve ser controlada para futura sustentabilidade. Com o objetivo de melhorar a gestão da espécie, a União Europeia determinou a necessidade dos países elaborarem Planos de Gestão para a mesma, cuja qualidade depende do tipo de informação existente. A monitorização da população da Enguia é realizada essencialmente nos grandes rios onde habitam em parte do seu ciclo de vida, embora seja reconhecida a dificuldade em obter-se dados quantitativos nos mesmos. O objetivo deste trabalho foi organizar e interpretar os dados de uma série temporal de abundância de enguia obtidos em área do estuário do rio Minho. Entre 2007 e 2017, usando-se 5 nassas, enguias foram capturadas, medidas, pesadas, calculado o índice ocular e marcadas com *PIT tags* para posterior libertação na mesma área. Ao longo dos 10 anos, foram capturadas 3154 enguias, das quais 2115 marcadas, 15% foram recapturadas uma vez e 4% foram recapturadas pelo menos duas vezes. O número de enguias capturadas por nassa e por noite registou uma variação interanual. Dados biológicos, como crescimento e proporção de enguias prateadas podem contribuir para melhorar a informação relacionada com o Plano de Gestão no que diz respeito à fuga para a reprodução.



COMUNICAÇÕES EM POSTER

Crecimientos individuales en las poblaciones de peces de los afluentes del tramo inferior del río Miño

Sandra Barca¹, Rufino Vieira Lanero¹, Sergio Silva¹, Javier Sánchez Hernández², Pablo Gómez Sande¹, M. Carmen Cobo¹ & Fernando Cobo^{1,2}

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

²*Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.*

e-mail:sandra.barca@usc.es

Resumen

En el presente trabajo se presentan los primeros resultados del análisis de las diferencias de crecimiento individual de cinco especies de peces presentes en cuatro afluentes del tramo inferior del río Miño (ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva), muestreados durante el desarrollo del proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO. Las tasas de crecimiento anuales variaron entre las distintas especies y se observó también cierta variabilidad intraespecífica con diferencias entre localidades de muestreo, que puede ser explicada por la existencia de obstáculos.

Introducción

Durante el desarrollo del proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO, proyecto que plantea como reto principal la protección y la mejora de la gestión del espacio natural de frontera que conforma el tramo internacional del río Miño, incluyendo sus afluentes, a través de una mejora en las condiciones del hábitat fluvial y de medidas que favorezcan la conservación de las poblaciones de peces migradores, se llevó a cabo un estudio de marcado-recaptura en los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva (afluentes de la margen española del río Miño). Se realizaron esfuerzos de muestreo en el año 2017 que se repitieron en el año 2018, lo que permitió la recaptura de los individuos marcados el año anterior y la obtención de datos sobre las diferencias de crecimiento anual de algunas de las especies de peces presentes.

Material y métodos

Durante los años 2017 y 2018 se muestrearon las poblaciones de peces de cuatro afluentes de la margen española del tramo inferior del río Miño (ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva). El método de captura empleado fue el de pesca eléctrica, siguiendo el procedimiento establecido en la norma europea UNE-EN 14011 sobre “Muestreo de peces con electricidad”. Para la pesca se utilizaron equipos de mochila Hans Grassl modelo ELT 60II HI y corriente continua.

En cada uno de los afluentes estudiados se muestrearon tramos de al menos 100 m, aguas arriba y aguas abajo de los obstáculos más cercanos a su desembocadura en el río Miño. Se marcaron con elastómero (Figura 1) todos los individuos con una longitud furcal, o total en especies sin escotadura en la aleta caudal, superior a 5 cm y de más de 12 cm de longitud total en el caso de la anguila.

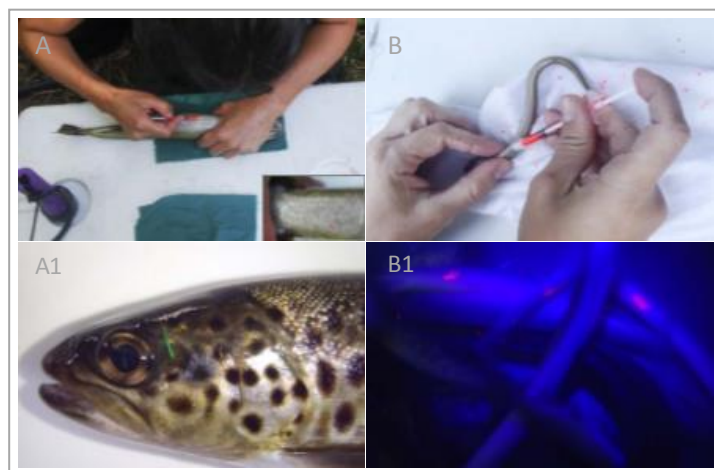


Figura 1. Marcado con elastómero de *S. trutta* (A, A1) y *A. anguilla* (B, B1).

De las especies presentes en los cuatro afluentes, solo en cinco de ellas: trucha (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758), gobio (*Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004), anguila [*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)], bermejuela [*Achondrostoma arcasii* (Steindachner, 1866)] y colmilleja [*Cobitis palúdica* (de Buen, 1930)], se recapturaron un número de ejemplares estadísticamente suficiente para poder estimar los crecimientos anuales de longitud y peso en términos porcentuales.

Resultados y discusión

La trucha fue la especie que presentó los mayores crecimientos anuales en longitud con un 28.89% seguida del gobio con un 22.18%, de la anguila con un 15.0%, de la bermejuela con un 10.9% y la colmilleja con un 8.75%. De todas ellas quien presentó una menor variabilidad en su crecimiento anual fue la trucha con una desviación estándar (DE) de 0.96 mientras que la que mostró una mayor variación fue la anguila (DE: 6.68). Las demás especies presentaron valores intermedios (gobio DE: 2.23, colmilleja DE: 3.12 y bermejuela: DE: 3.45). En cuanto al peso, la especie que presentó un mayor crecimiento fue el gobio (89.38%) seguido de la trucha (64.23%), de la anguila (58.4%), de la bermejuela (27.25%) y de la colmilleja (19.25%). Nuevamente la trucha y la anguila son las especies con una menor y mayor variabilidad respectivamente (DE: 0.34 y 21.76), mientras que el resto de especies se ordenan de la siguiente manera: gobio (DE: 3.84), colmilleja (DE: 6.81) y bermejuela (DE: 11.56). (Tabla 1, Figuras 2 y 3).

Tabla 1. Media \pm desviación estándar de la longitud y el peso de los individuos marcados de las diferentes especies estudiadas.

	Longitud		Peso	
	Media	DE	Media	DE
<i>S. trutta</i>	29.9%	± 0.96	64.2%	± 0.34
<i>G. lozanoi</i>	22.2%	± 2.23	89.4%	± 3.84
<i>A. anguilla</i>	15.0%	± 6.68	58.4%	± 21.76
<i>A. arcasii</i>	10.9%	± 3.45	27.3%	± 11.56
<i>C. paludica</i>	8.8%	± 3.12	19.3%	± 6.81

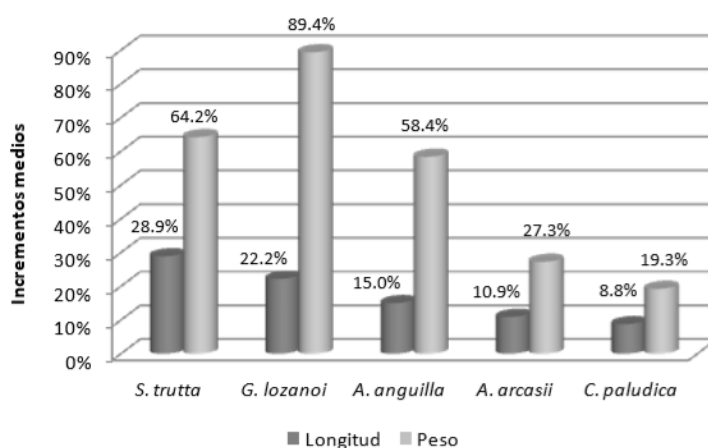


Figura 2. Incrementos medios de la longitud y el peso de los individuos marcados de las diferentes especies estudiadas.

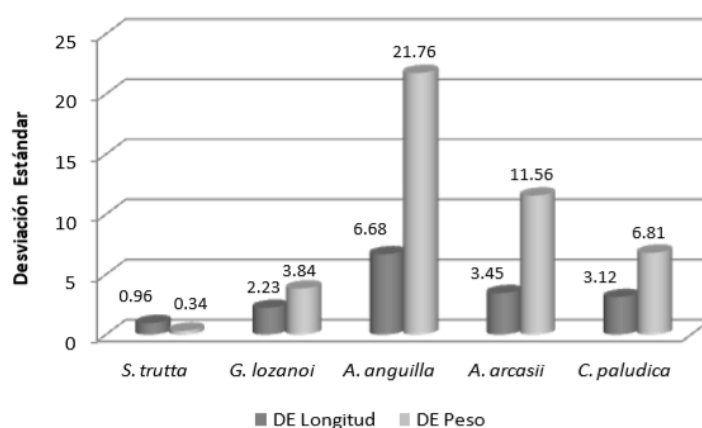


Figura 3. Desviación estándar de la longitud y el peso de los individuos marcados de las diferentes especies estudiadas.

La variabilidad intraespecífica puesta de manifiesto, que se corresponde con diferencias entre localidades de muestreo, puede ser explicada por la existencia de obstáculos que dificultan el movimiento, suponen un mayor gasto energético en los intentos de franqueo e impiden el acceso a las zonas de crecimiento con mayor capacidad biogénica (Vieira-Lanero *et al.*, 2010).

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho (0016_MIGRA_MINO_MINHO_1_E), "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Bibliografía

Vieira-Lanero, R., Servia, M., Barca, S., Couto, M., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L., & Cobo, F. (2010). Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En actas del V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho (pp. 138–145).

Diferencias temporales en la composición y abundancia de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del tramo internacional del río Miño

M. Carmen Cobo, Rufino Vieira Lanero¹, Sandra Barca¹, Sergio Silva¹, Javier Sánchez Hernández², Pablo Gómez-Sande¹ & Fernando Cobo^{1,2}

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

²Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

e-mail:mariadelcarmen.cobo@usc.es

Resumen

La campaña de muestreos realizada durante el verano de 2017 en el marco del proyecto POCTEP MIGRA MIÑO – MINHO tuvo, entre otros objetivos, el de determinar la composición y abundancia de la ictiocenosis en cuatro afluentes de la margen española del tramo inferior del río Miño: los ríos Pego, Furnia, Deva y Caselas. Debido a que estos mismos afluentes habían sido muestreados en campañas de muestreo similares en el año 2010 se pretendió, con el presente estudio, evaluar las diferencias temporales en la composición y abundancia de la ictiocenosis de estos afluentes comparando los datos obtenidos en estos dos años. Las diferencias en las biomásas y densidades obtenidas son variables entre ríos y para cada una de las especies, por lo que la época de muestreos y la movilidad de las especies se consideran determinantes para las diferencias temporales detectadas.

Introducción

El proyecto POCTEP MIGRA MIÑO – MINHO tiene como objetivo la mejora de la protección y conservación de hábitat fluvial de la subcuenca del tramo internacional del río Miño. La campaña de muestreos realizada durante el verano de 2017 permitió evaluar, entre otros objetivos, la composición y abundancia de la ictiocenosis en cuatro afluentes del río Miño, los ríos Pego, Furnia, Deva y Caselas. En total se capturaron doce especies de las cuales diez están catalogadas en España como especies “vulnerables” o “en peligro”, siendo cinco de ellas además especies endémicas de la Península Ibérica [*Achondostroma arcasii* (Steindachner, 1866), *Cobitis paludica* (de Buen, 1930), *Gobio lozanoi* Doadro & Madeira, 2004, *Pseudochondostroma duriense* (Coelho, 1985) y *Squalius carolitertii* (Doadrio, 1987)]. Una de las especies es invasora (*Gambusia holbrokii* Girard, 1859).

A pesar del interés de estas especies, la información disponible sobre su estado de conservación en los afluentes del tramo inferior del río Miño es todavía limitada. Por ello, el objetivo de este estudio fue el de evaluar las diferencias temporales en la composición y abundancia de la ictiocenosis de estos afluentes, comparándola con los resultados

obtenidos en campañas de muestreo similares realizadas en el año 2010 (Nachón *et al.*, 2010).

Material y métodos

Se muestrearon cuatro afluentes del río Miño: los ríos Pego, Furnia, Deva y Caselas. Para la comparación, de las localidades muestreadas durante los años 2010 y 2017, se seleccionaron, para cada afluente, aquellas que coincidían o bien que eran próximas y de características similares. Como método de captura se empleó la pesca eléctrica el procedimiento establecido en la norma europea UNE-EN 14011 sobre “Muestreo de peces con electricidad”.

Los individuos capturados, conservados a la sombra en cubetas con agua fresca renovada constantemente, se anestesiaron con benzocaína (6 ml por cada 20 l de agua). De cada ejemplar se tomó el peso (± 0.01 g para ejemplares de hasta 50 g y de ± 0.1 g para el resto de los ejemplares) y la longitud furcal o total (spp. sin escotadura en la aleta caudal) utilizando un ictiómetro de 50 cm (precisión ± 1 mm). Se calculó la densidad (individuos /m²) y biomasa (g/m²) de cada especie [individuos >5cm, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) > 12 cm]. Para ello se utilizaron los datos de la primera pasada de cada día de muestreo.

Resultados y discusión

La riqueza específica en los muestreos realizados en 2017 fue mayor que en 2010 para tres de los afluentes evaluados, con la única excepción del río Furnia, en el que se registró el mismo número de especies en ambos estudios (Tabla 1). Cuatro de las especies están presentes en los cuatro afluentes muestreados (en las estaciones seleccionadas para la comparación): *A. anguilla* y *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 se capturaron en todos los muestreos en los cuatro afluentes; aunque *A. arcasii* está presente en todos los ríos, no se encontró en los muestreos de 2010 en el Caselas ni en el Deva; *P. duriense* no se localizó en el río Furnia en el 2010. *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758 no fue localizada en el río Deva, pero está presente en los otros tres afluentes, aunque no se capturaron ejemplares en el río Caselas durante los muestreos de 2010. Las especies *Gobio lozanoi* y *Cobitis palúdica* (de Buen, 1930) están presentes en los ríos Pego y Furnia. Otras especies aparecen en menos ríos (Tabla 1) o incluso se localizaron en una única campaña de muestreo: por ejemplo, los ejemplares de *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) se capturaron solo en las estaciones de muestreo más próximas a las desembocaduras en el río Miño (ríos Pego y Furnia) o solo se capturaron ejemplares de *Salmo salar* Linnaeus, 1758 durante los muestreos de 2017.

Tabla 1. Presencia de especies en cada río (en las estaciones seleccionadas) y en los años 2010 y 2017.

Especie	Pego 2010	Pego 2017	Furnia 2010	Furnia 2017	Caselas 2010	Caselas 2017	Deva 2010	Deva 2017
<i>P. marinus</i>	+	+	+	+	-	+	-	-
<i>A. anguilla</i>	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>A. arcasii</i>	+	+	+	+	-	+	-	+
<i>C. paludica</i>	+	+	+	+	-	-	-	-
<i>G. aculeatus</i>	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>G. holbrookii</i>	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>G. lozanoi</i>	+	+	+	+	-	-	+	-
<i>P. duriense</i>	+	+	-	+	+	+	+	+
<i>S. carolitertii</i>	+	-	-	-	-	-	-	+
<i>S. salar</i>	-	+	-	-	-	+	-	+
<i>S. trutta</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. flesus</i>	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>P. duriense x A. arcasii</i>	-	-	-	-	-	+	-	-

La abundancia de las especies presentes fue, en general, menor en 2017 que en 2010 (Tabla 2), con limitadas excepciones: se registraron, por ejemplo, mayores abundancias de *S. trutta*, *P. duriense* o *A. anguilla*. En este último caso debido probablemente a la translocación de angulones que realiza la Administración desde la presa de Frieira hasta los afluentes de la subcuenca del tramo internacional. Teniendo en cuenta las biomاسas y densidades totales (Figura 1) para las cuatro especies presentes en los cuatro ríos se observa que las biomاسas son mayores en 2010 para *A. anguilla* y *A. arcasii*, aunque en ambos casos las densidades son mayores en 2017, como para *P. duriense*. En el caso de *S. trutta* la biomasa es mayor en 2017 pero la densidad lo es en 2010.

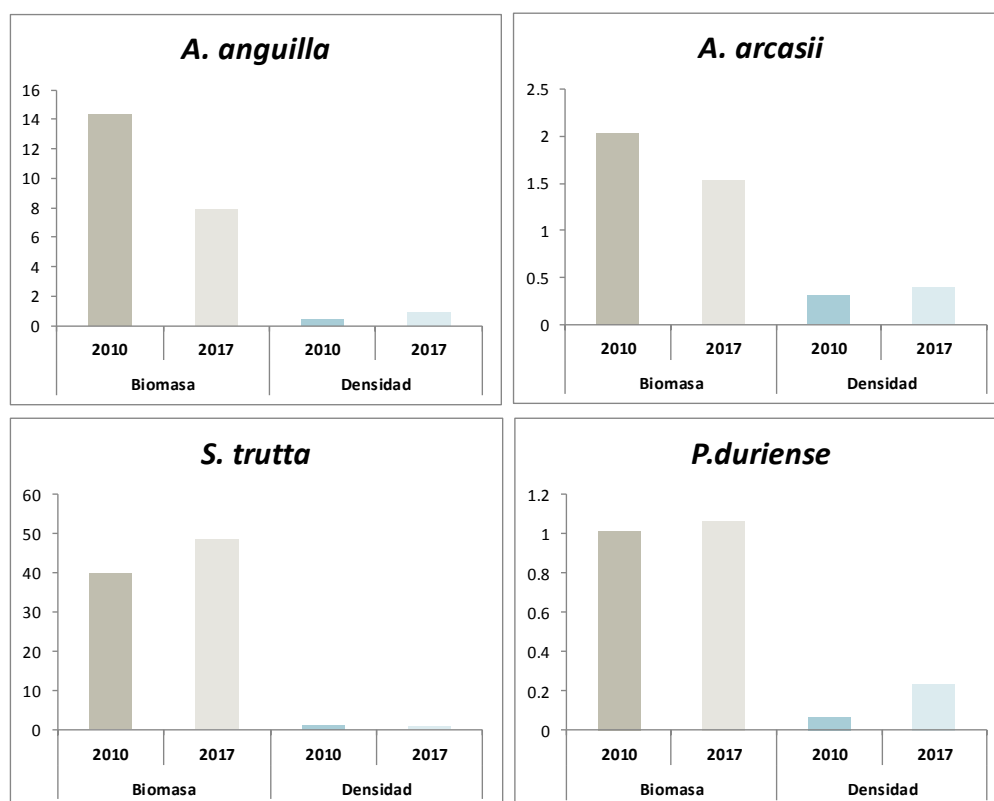


Figura 1. Comparación de la biomasa y la densidad total para cada una de las especies presentes en los cuatro afluentes.

A pesar de todo esto, las diferencias de biomasa y densidad son variables entre ríos y para cada una de las especies (Tabla 2), por lo que se puede concluir que la época de muestreos y la movilidad de las especies determinan las diferencias temporales en la composición y abundancia de la ictiocenosis.

Tabla 2. Biomasa y densidad de cada especie calculadas con los datos de los muestreos de 2010 y 2017. Las columnas sombreadas indican estaciones comparables. – (ausencia)

	BIOMASA (g m ⁻²)											
	PEGO		FURNIA				CASELAS		DEVA			
	2010	2017	2010	2017	2017	0.004	2010	2017	2010	2017	2017	2017
<i>P. marinus</i>	0.040	-	-	0.240	0.999	0.004	-	0.050	-	-	-	-
<i>A. anguilla</i>	1.660	1.490	1.550	1.700	0.436	4.480	4.510	0.080	2.540	2.400	0.790	0.620
<i>A. arcasii</i>	0.720	0.260	0.430	0.880	0.133	0.020	-	1.120	-	-	0.000*	-
<i>C. paludica</i>	0.560	0.220	-	0.020	-	0.010	-	-	-	-	-	-
<i>G. aculeatus</i>	-	0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. holbrooki</i>	1.110	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. lozanoi</i>	-	0.600	-	1.500	0.074	-	-	-	0.009	-	5.720	-
<i>P. duriense</i>	0.880	0.330	-	-	0.286	-	0.120	0.280	0.014	-	-	0.170
<i>S. carolitertii</i>	0.110	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.003
<i>S. salar</i>	-	0.080	-	-	-	-	-	0.002	-	-	0.640	0.120
<i>S. trutta</i>	14.990	10.610	6.220	2.080	3.207	0.170	5.170	8.720	1.050	10.180	24.180	1.540
<i>S. trutta</i> (reo)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18.330	-
<i>P. flesus</i>	0.160	-	-	0.230	-	-	-	0.030	-	-	-	-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	DENSIDAD (ind. m ⁻²)											
	PEGO		FURNIA				CASELAS		DEVA			
	2010	2017	2010	2017	2017	0.004	2010	2017	2010	2017	2017	2017
<i>P. marinus</i>	0.005	-	-	0.075	0.075	0.004	-	0.010	-	-	-	-
<i>A. anguilla</i>	0.070	0.380	0.079	0.066	0.066	0.30	0.083	0.060	0.153	0.024	0.050	0.070
<i>A. arcasii</i>	0.102	0.040	0.067	0.147	0.147	0.002	-	0.200	-	-	0.000*	-
<i>C. paludica</i>	0.124	0.080	-	0.009	0.009	0.002	-	-	-	-	-	-
<i>G. aculeatus</i>	-	0.010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. holbrooki</i>	0.113	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>G. lozanoi</i>	-	0.100	-	0.084	0.084	-	-	-	0.009	-	-	-
<i>P. duriense</i>	0.048	0.070	-	-	0.004	-	0.004	0.050	0.014	-	0.100	0.010
<i>S. carolitertii</i>	0.016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.000
<i>S. salar</i>	-	0.010	-	-	-	-	-	0.001	-	-	0.010	0.020
<i>S. trutta</i>	0.436	0.320	0.353	0.093	0.070	0.030	0.087	0.130	0.052	0.274	0.330	0.020
<i>S. trutta</i> (reo)	-	-	-	0.004	-	-	-	-	-	-	0.090	-
<i>P. flesus</i>	0.005	-	-	0.004	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. duriense</i> x <i>A. arcasii</i>	-	-	-	-	-	-	-	0.000	-	-	-	-

Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado con el apoyo del proyecto Migra Miño-Minho, Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes, proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A España-Portugal (POCTEP) 2014-2020 (0016_MIGRA_MINO_MINHO_1_E).

Bibliografía

Nachón, D., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Sánchez, J., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L., & Cobo, F. (2010). Composición de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En actas del V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho (pp. 150–156).

Diferencias específicas en el comportamiento de dispersión de la ictiofauna en pequeñas cuencas fluviales

Pablo Gómez Sande¹, Rufino Vieira Lanero¹, Sergio Silva¹, Sandra Barca¹, Javier Sánchez Hernández², M. Carmen Cobo¹ & Fernando Cobo^{1,2}

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

²Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

e-mail:pablo.gomez@usc.es

Resumen

En este trabajo se comparan las diferencias en el comportamiento de dispersión entre distintas especies de ictiofauna de cuatro afluentes del tramo inferior del río Miño (ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva), muestreados durante el desarrollo del proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO. Para ello se tuvieron en cuenta los datos de los muestreos de marcado-recaptura realizados en estos cuatro afluentes durante el verano de 2017, donde se marcaron un total de 3138 individuos. El porcentaje de recapturas varió para las distintas especies desde un 71% en los pintos de *Salmo salar* Linnaeus, 1758 hasta un 3% en los ejemplares de fase migradora de *Salmo trutta* Linnaeus, 1758.

Introducción

Las especies diádromas juegan un papel clave en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales (Close *et al.*, 2002; Dekker, 2003; Lassalle *et al.*, 2008; Limburg & Waldman, 2009; Antunes *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2016 b). En el río Miño, estas especies han sido históricamente objeto de pesca y uno de los principales soportes económicos para la zona (Antunes *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2016). A pesar de ello, estas especies han sufrido un drástico declive poblacional en el Baixo Miño, al igual que en el conjunto del Norte Atlántico, debido a la sobrepesca, la presencia generalizada de presas y azudes, la degradación del hábitat y la introducción de especies exóticas (Limburg & Waldman, 2009; Mota, 2016), llegando incluso a la desaparición de especies, como en el caso del esturión del Atlántico (*Acipenser sturio* Linnaeus, 1758).

Por su parte, 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 (Vieira-Lanero *et al.*, 2010). Como consecuencia, se produce un efecto acumulativo, de manera que los obstáculos ejercen una selección sobre la población reduciendo la densidad de sus efectivos a lo largo del eje fluvial. Además, los obstáculos de pequeño y mediano tamaño también tienen otros efectos negativos como el aumento del gasto energético y del tiempo de migración, que no estará disponible para

la reproducción, o el aumento de la mortalidad por depredación y pesca (Quintella *et al.*, 2009; Vieira-Lanero *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2016a; Thiem *et al.*, 2016). Cabe suponer que las especies más afectadas por los efectos de la baja permeabilidad serán aquellas que posean una mayor movilidad.

Con el objetivo de ampliar el conocimiento del comportamiento de dispersión de la ictiofauna en las pequeñas cuencas fluviales tributarias al tramo bajo del río Miño, como parte del proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO, se llevó a cabo un estudio de marcado-recaptura en los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva. En cada uno de ellos se seleccionó el obstáculo cuya permeabilización se consideró prioritaria para aumentar la disponibilidad de hábitat para las especies migradoras

Material y métodos

Como método de captura se empleó la pesca eléctrica el procedimiento establecido en la norma europea UNE-EN 14011 sobre “Muestreo de peces con electricidad”. El estudio de marcado-recaptura se llevó a cabo en los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva durante el verano de 2017. En cada uno de ellos se seleccionó el obstáculo cuya permeabilización se consideró prioritaria para aumentar la disponibilidad de hábitat para las especies migradoras.

En cada localidad se muestrearon tramos de 100 m, al menos uno aguas arriba y otro aguas abajo del obstáculo seleccionado. Se realizaron tres campañas de muestreo en semanas alternas. El objetivo fue el de identificar movimientos entre estos tramos y diferencias en la composición específica y en los parámetros biológicos de estas especies aguas arriba y aguas abajo de los obstáculos.

Resultados y discusión

En total en los muestreos de marcado-recaptura se marcaron 3138 individuos de once especies distintas de los que se recapturaron 921 individuos pertenecientes a ocho especies (tabla 1). Así, el porcentaje de recapturas para las distintas especies varió desde el 71% de los pintos de salmón de repoblación (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) -detectado durante la segunda campaña de muestreos en el punto ubicado aguas abajo del obstáculo en el río Caselas- que permanecen durante largo tiempo en la zona de suelta, hasta el 3% de los reos, fase migradora de la trucha (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758), que se encuentran en plena fase de migración. En condiciones normales, las larvas de lamprea marina (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) muestran un mayor sedentarismo, como corresponde con su particular biología (33% de recapturas). La anguila [*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)], igual que el reo en fase de remonte fluvial, presenta un 15% de recapturas.

Tabla 1. Individuos capturados en los muestreos de marcado-recaptura realizados en los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva, no se muestran las especies en las que no se obtuvieron recapturas. En naranja aparecen resaltados los valores mínimos de porcentaje de recapturas y en verde los máximos.

Especie	Río Pego										Río Furnia									
	1ª campaña		2ª campaña				3ª campaña				1ª campaña		2ª campaña				3ª campaña			
	Capt.	Marc.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.	Capt.	Marc.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.
<i>Anguilla anguilla</i>	195	17	142	102	3	2.5	153	99	22	10.1	421	349	109	68	24	5.8	91	73	26	5.3
<i>Achondrostoma arcassii</i>	52	15	169	66	0	-	94	56	5	3.6	16	2	9	8	0	-	18	16	1	3.8
<i>Cobitis paludica</i>	49	22	62	27	3	6.1	31	12	7	11.5	4	0	0	0	0	-	1	1	0	-
<i>Gobio lozanoi</i>	72	32	141	37	9	13.0	47	18	5	5.7	4	2	2	2	0	-	0	0	0	-
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	39	6	45	4	1	10.0	69	33	2	4.7	2	2	1	1	0	-	2	2	0	-
<i>Petromyzon marinus</i>	0	0	0	0	0	-	1	1	0	0.0	112	0	102	78	24	30.8	168	116	45	23.2
<i>Salmo salar</i>	3	0	3	0	0	-	2	0	0	0.0	0	0	0	0	0	-	0	48	0	-
<i>Salmo trutta</i>	115	78	149	43	39	32.2	84	22	36	25.2	124	53	47	32	16	18.8	49	9	31	33.0

Especie	Río Caselas										Río Deva									
	1ª campaña		2ª campaña				3ª campaña				1ª campaña		2ª campaña				3ª campaña			
	Capt.	Marc.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.	Capt.	Marc.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.	Capt.	Marc.	Recapt.	% Recapt.
<i>Anguilla anguilla</i>	167	137	276	222	35	9.7	228	145	49	9.7	105	97	95	67	23	14.0	88	56	32	14.5
<i>Achondrostoma arcassii</i>	134	92	64	40	18	13.6	106	30	48	29.6	0	0	0	0	0	-	0	0	0	-
<i>Cobitis paludica</i>	3	2	5	4	0	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	-
<i>Gobio lozanoi</i>	65	64	78	54	21	17.8	97	45	51	31.3	0	0	0	0	0	-	0	0	0	-
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	25	26	23	11	6	16.2	15	3	9	22.5	20	17	18	14	4	12.9	21	16	9	19.1
<i>Petromyzon marinus</i>	0	0	6	5	0	-	16	13	1	5.6	0	0	0	0	0	-	0	0	0	-
<i>Salmo salar</i>	68	55	52	12	31	46.3	32	6	24	-	469	8	11	0	1	12.5	11	0	1	-
<i>Salmo trutta</i>	164	108	147	40	71	48.0	177	43	108	56.5	88	86	67	34	32	26.7	66	29	33	22.1

Tabla 2. Porcentaje total de recapturas de cada especie registrado en los muestreos de marcado-recaptura realizados en los ríos Pego, Furnia, Caselas y Deva. No se muestran las especies en las que no se obtuvieron recapturas. En naranja aparecen resaltados los valores mínimos de porcentaje de recapturas y en verde los máximos.

Todos los ríos					
2ª campaña		3ª campaña		Total	Especie
% de Recapturas		% de Recapturas			
8.03		9.01		14.94	<i>A. anguilla</i>
8.07		16.62		22.15	<i>A. arcassii</i>
5.45		10.29		14.71	<i>C. paludica</i>
15.71		22.05		33.86	<i>G. lozanoi</i>
13.58		14.81		22.96	<i>P. duriense</i>
28.92		21.60		32.86	<i>P. marinus</i>
42.67		19.38		44.19	<i>S. salar</i>
33.33		22.13		63.43	<i>S. trutta</i>

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho (0016_MIGRA_MINO_MINHO_1_E), "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Bibliografía

- Antunes C, Cobo F, Araújo MJ. 2015. *Iberian inland fisheries*. En *Freshwater Fisheries Ecology*, Craig JF (ed). John Wiley & Sons, Ltd.: Chichester; 268–282.
- Araújo MJ, Silva S, Stratoudakis Y, Gonçalves M, Lopez R, Carneiro M, Martins R, Cobo F, Antunes C. 2016. *Sea lamprey fisheries in the Iberian Peninsula*. En *Jawless Fishes of the World*, Orlov A, Beamish R (eds). Cambridge Scholars Publishing: Newcastle upon Tyne; 115–148.

- Close D, Fitzpatrick MS, Li HW. 2002. The ecological and cultural importance of a species at risk of extinction, Pacific lamprey. *Fisheries* 27: 19–25.
- Dekker W. 2003. Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology* 10: 365–376.
- Lassalle G, Béguier M, Beaulaton L, Rochard E. 2008. Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models. *Biological Conservation* 141: 1105–1118.
- Limburg KE, Waldman JR. 2009. Dramatic declines in north atlantic diadromous fishes. *BioScience* 59: 955–965.
- Mota M, Rochard E, Antunes C. 2016. Status of the diadromous fish of the Iberian Peninsula: Past, Present and Trends. *Limnetica* 35: 1–18.
- Nachón D, Vieira-Lanero R, Servia MJ, Barca S, Couto MT, Rivas S, Sánchez J, Silva S, Gómez-Sande P, Morquecho C, et al. 2010. *Composición de la ictiocenosis de los afluentes de la margen española del Baixo Miño*. En actas del V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho Vilanova da Ceveira; 150–156.
- Quintella BR, Póvoa I, Almeida PR. 2009. Swimming behaviour of upriver migrating sea lamprey assessed by electromyogram telemetry. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 46–54.
- Silva S, Barca S, Cobo F. 2016a. *Advances in the study of sea lamprey *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758, in the NW of the Iberian Peninsula*. En *Jawless Fishes of the World*, Orlov A, Beamish R (eds). Cambridge Scholars Publishing: Newcastle upon Tyne; 346–385.
- Silva S, Vieira-Lanero R, Barca S, Cobo F. 2016b. Densities and biomass of larval sea lamprey populations (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) in north-western Spain and data comparisons with other European regions. *Marine and Freshwater Research* 68: 116–122.
- Thiem JD, Dawson JW, Hatin D, Danylchuk AJ, Dumont P, Gleiss AC, Wilson RP, Cooke SJ. 2016. Swimming activity and energetic costs of adult lake sturgeon during fishway passage. *The Journal of Experimental Biology* 219: 2534–2544.
- Vieira-Lanero R, Servia M, Barca S, Couto M, Rivas S, Sánchez J, Nachón D, Silva S, Gómez-Sande P, Morquecho C, Lago, L., & Cobo, F. 2010. *Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño*. En actas del V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Min

***Squalius carolitertii* (Doadrio, 1988): primera alarma de una especie en regresión**

Javier Sánchez-Hernández¹, Rufino Vieira-Lanero², Sandra Barca², Sergio Silva², Pablo Gómez-Sande², M. Carmen Cobo² & Fernando Cobo^{1,2}

¹Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.

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

e-mail:javier.sanchez@usc.es

Resumen

Esta comunicación aborda el estudio del estado de conservación del bordallo [*Squalius carolitertii* (Doadrio, 1988)] en los afluentes del Baixo Miño. Durante el verano de 2018 se llevó a cabo una campaña de muestreo mediante pesca eléctrica en cinco afluentes (Caselas, Deva, Furnia, Hospital y Pego) de la margen española del Baixo Miño. Complementariamente, se compararon los parámetros poblacionales (densidad y biomasa) estimadas para el año 2018 con datos obtenidos en 1981 y 2010. Esta comparación ha puesto de manifiesto que la especie podría estar en regresión en este territorio, ya que se ha constatado una alarmante reducción en su abundancia.

Introducción

El bordallo, *Squalius carolitertii* (Doadrio, 1988), es un ciprínido endémico de tamaño medio que raramente alcanza los 25 cm de longitud total (Doadrio, 2002). Es una especie omnívora con una dieta coimpuesta principalmente por macroinvertebrados, pero con un notable componente ontogénico ya que la frecuencia de ocurrencia de detritus normalmente disminuye con la edad (Sánchez-Hernández & Cobo, 2011; 2012). Su distribución geográfica abarca los ríos situados entre la cuenca del río Duero hasta la del río Lérez en Galicia (Carmona y Doadrio, 2000; Doadrio, 2002; Doadrio *et al.*, 2011), así como la cabecera del río Alberche (cuenca del río Tajo) (Doadrio *et al.*, 2011; Perea *et al.*, 2011). Excepto las poblaciones de la cuenca del río Tajo, se trata de una especie que figura como vulnerable (VU) en el Libro Rojo español (Doadrio, 2002) y como Preocupación Menor (LC) en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (Crivelli, 2018). Sin embargo, la especie podría estar amenazada y en regresión pues se ha constatado una alarmante reducción de su distribución y abundancia (Doadrio *et al.*, 2011).

Material y métodos

Se muestrearon cinco afluentes (Caselas, Deva, Furnia, Hospital y Pego) de la margen española del Baixo Miño. Los muestreos se realizaron entre mayo y julio de 2018

mediante pesca eléctrica con corriente continua y un solo ánodo de 30 cm de diámetro. Durante el trabajo de campo se realizaron un total de 22 muestreos ($n_{\text{Caselas}} = 9$, $n_{\text{Deva}} = 4$, $n_{\text{Furnia}} = 4$, $n_{\text{Hospital}} = 1$ y $n_{\text{Pego}} = 4$). A continuación, se estimaron los parámetros poblacionales (densidad y biomasa) para el bordallo en cada una de las localidades que, a su vez, fueron comparados con los datos publicados con anterioridad procedentes de una campaña de muestreo en 2010 que incluyó esas mismas localidades (Morquecho *et al.*, 2010) y con datos disponibles de 1981 (MAPA, 1981). De esta forma, se pudo valorar el estado de conservación para la especie y el territorio estudiado.

Resultados y discusión

Del total de los muestreos en 2018 ($n = 22$), sólo se capturaron ejemplares de bordallo en cuatro de ellos. Se capturaron un total de 12 ejemplares de tamaños entre los 8.9 cm y 16.4 cm. La densidad poblacional de bordallo en 2018 varió entre los 0.001 ind./m² y los 0.005 ind./m² del río Deva (Tabla 1). La biomasa varió, en general, entre los 0.073 g/m² del río Caselas y los 0,158 g/m² del río Deva. Estos resultados apoyan las observaciones hechas por Doadrio *et al.* (2011) en otros territorios peninsulares y, por lo tanto, se confirma que las abundancias de bordallo en los afluentes del Baixo Miño son bajas.

Tabla 1. Evolución temporal (2010–2018) de los parámetros poblacionales (densidad y biomasa) en los afluentes del Baixo Miño. No se capturaron ejemplares en algunas localidades (–). Los datos de 2010 se corresponden con los valores aportados por Morquecho *et al.* (2010).

Río	2010		2018	
	Densidad (ind./m ²)	Biomasa (g/m ²)	Densidad (ind./m ²)	Biomasa (g/m ²)
Caselas	–	–	0.003	0.073
Deva	–	–	0.003 ± 0.002	0.084 ± 0.075
Furnia	–	–	–	–
Hospital	0.043	1.11	0.004	0.140
Pego	0.016	0.11	–	–

La regresión de las poblaciones de bordallo en los afluentes del Baixo Miño se hace evidente si se incorporan los datos de 1981 (Figura 1), pues atestiguan la alarmante situación actual de la especie en este territorio y ratifican las afirmaciones hechas sobre el descenso de sus poblaciones a nivel peninsular (Doadrio *et al.*, 2011). Debido a su estado actual de amenaza, se requiere una mayor atención a las políticas de gestión de especies de peces endémicas como, por ejemplo, las acciones encaminadas a revertir la degradación de la pérdida de la calidad del hábitat y la presencia de especies exóticas.

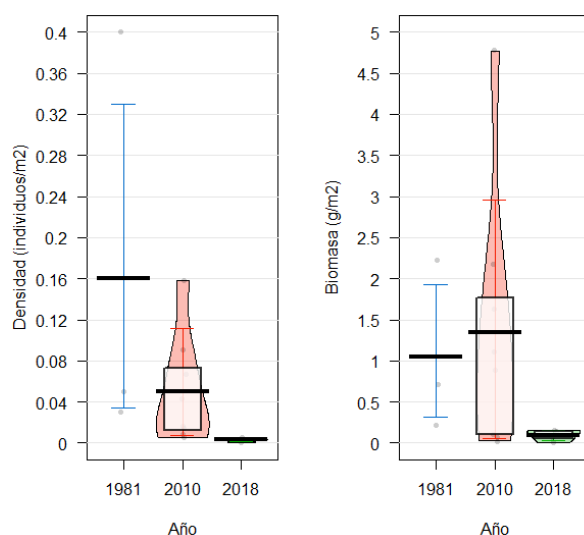


Figura 1. Evolución temporal (1981–2018) de los parámetros poblacionales (densidad y biomasa) en los afluentes del Baixo Miño.

Agradecimientos

Javier Sánchez-Hernández recibió el apoyo de una beca postdoctoral del Plan Gallego de Investigación, Innovación y Crecimiento (Plan I2C, Xunta de Galicia). Este trabajo se ha realizado con el apoyo del proyecto Migra Miño-Minho, Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes, proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A España-Portugal (POCTEP) 2014-2020 (0016_MIGRA_MINO_MINHO_1_E).

Bibliografía

- MAPA (1981). Estudio-inventario de las poblaciones ictícolas de los ríos de Galicia. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Carmona, J.A. & Doadrio, I. (2000). Threatened fishes of the world: *Leuciscus carolitertii* Doadrio, 1988 (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes*, 57: 96.
- Crivelli, A.J. (2006). *Squalius carolitertii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T61261A12455457. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T61261A12455457.en>. Downloaded on 26 September 2018.
- Doadrio, I. (1988). *Leuciscus carolitertii* n. sp. from the Iberian Peninsula (Pisces: Cyprinidae). *Senckenbergiana Biologica*, 68: 301–309.
- Doadrio, I. (Ed.) (2002). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Segunda edición. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P. & González, J.L. (2011). *Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento*. Dirección General Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Morquecho, C., Vieira-Lanero, R., Servia, M.J., Barca, S., Couto, M.T., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Lago, L. & Cobo, F. (2010). Datos poboacionais e biométricos da boga do Douro (*Pseudochondrostoma duriense*) e do escalo (*Squalius carolitertii*) nos afluentes

da marxe española do Baixo Miño. V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho, 174-179 pp. ISBN: 978-989-96062-1-0

Perea, S., Garzón, P., González, J.L., Almada, V.C., Pereira, A. & Doadrio, I. (2011). New distribution data on Spanish autochthonous species of freshwater fish. *Graellsia*, 67: 91–102.

Sánchez-Hernández, J. & Cobo, F. (2011). Summer food resource partitioning between four sympatric fish species in Central Spain (River Tormes). *Folia Zoologica*, 60: 189–202.

Sánchez-Hernández, J. & Cobo, F. (2012). Ontogenetic dietary shifts and food selection of endemic *Squalius carolitertii* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae) in river Tormes, Central Spain, in summer. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 42: 101–111.

Primeros datos sobre la población reproductora de *Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985) en el Baixo Miño

Juan M. Santos¹, Rufino Vieira-Lanero¹, Sandra Barca¹, Sergio Silva¹, Javier Sánchez-Hernández², Pablo Gómez-Sande¹, M. Carmen Cobo¹, & Fernando Cobo^{1,2}

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

²Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España

Email: sergio.silva@usc.es

Resumen

La boga del Duero, *Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985), es una especie endémica del noroeste de la Península Ibérica y catalogada como “Vulnerable” por la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). Sin embargo, la información disponible sobre esta especie es muy reducida y se sabe muy poco de la biología de la reproducción. Por esta razón, este estudio tuvo como objetivo la obtención de datos preliminares sobre la biología y estado de las poblaciones reproductoras de *P. duriense* en afluentes del Baixo Miño. En total se capturaron, mediante electropesca, 356 individuos reproductores de *P. duriense* en cinco afluentes del río Miño, los ríos: Caselas ($n = 100$), Furnia ($n = 141$), Pego ($n = 105$), Deva ($n = 8$) y Hospital ($n = 2$). Estos individuos presentaron una longitud furcal media (\pm error típico) de 21.6 ± 0.15 cm (rango: 14.1-31.4 cm), un peso medio de 115.7 ± 2.43 g (rango: 32.0-315.0 g) y un factor de condición de 1.10 ± 0.005 (rango: 0.73-1.43). Se detectaron diferencias significativas (test de Mann Whitney, $p < 0.05$) para los tres parámetros entre machos ($n = 279$) y hembras ($n = 77$). También se detectaron diferencias significativas (test de Kruskal Wallis, $p < 0.05$) entre ríos (evitando los datos de los ríos Deva y Hospital por su bajo tamaño muestral) para la longitud furcal y el factor de condición, pero no para el peso. El tamaño de los individuos fue similar al registrado en otros estudios para individuos no reproductores capturados en el canal principal del río Miño pero significativamente superior al tamaño de ejemplares no reproductores capturados en ríos tributarios. Esto podría indicar que los ejemplares reproductores proceden del canal principal del Miño, que migrarían hacia los afluentes en la época de reproducción.

Introducción

La boga del Duero, *Pseudochondrostoma duriense* (Coelho, 1985), es una especie potamodroma endémica del noroeste de la Península Ibérica y perteneciente a la familia de los ciprínidos (Doadrio *et al.*, 2011). Actualmente se encuentra catalogada como “Vulnerable” en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (Crivelli, 2006). Sin embargo, la información disponible sobre esta especie es muy reducida y se sabe muy poco de la biología de la reproducción. Por esta razón, este estudio tuvo como objetivo la obtención de datos preliminares sobre la biología y estado de las poblaciones reproductoras de *P. duriense* en afluentes del Baixo Miño.

Material y métodos

Entre mayo y julio de 2018 se muestrearon mediante pesca eléctrica 12 estaciones de 5 afluentes del Baixo Miño, los ríos Caselas, Furnia, Deva, Pego y Hospital. Los individuos capturados fueron anestesiados con benzocaína (6ml/20l de agua) para el registro de la longitud furcal (cm) y peso (g) con una precisión próxima al mm y a 0.1 g respectivamente. También se calculó el factor de condición de Fulton (K), siendo $K = 100 \times (\text{peso, g})/(\text{longitud furcal, cm})^3$, un descriptor interesante de la estrategia de crecimiento, estado nutricional y reproducción.

Resultados y discusión

En total se capturaron y caracterizaron biométricamente 407 individuos, 356 reproductores maduros y 51 individuos no reproductores (Tabla 1). Los individuos reproductores presentaron una longitud furcal media (\pm error típico) de 21.6 ± 0.15 cm (rango: 14.1-31.4 cm), un peso medio de 115.7 ± 2.43 g (rango: 32.0-315.0 g) y un factor de condición de 1.10 ± 0.005 (rango: 0.73-1.43). Los individuos no reproductores presentaron una longitud furcal media de 13.6 ± 0.85 cm (rango: 5.0-27.4 cm), un peso medio de 44.4 ± 7.05 g (rango: 1.4-199.8 g) y un factor de condición de 1.17 ± 0.02 (rango: 0.89-1.76). Los valores de factor de condición fueron similares a los registrados en otros estudios (Morquecho *et al.*, 2010) e indicativos de un buen estado de condición de los individuos.

Tabla 1. Número de individuos de *P. duriense* capturados en cada río

	Reproductores	No reproductores
Caselas	100	23
Furnia	141	3
Pego	105	13
Deva	8	8
Hospital	2	4
Total	356	51

Por ríos solo se detectaron diferencias significativas (test de Mann Whitney, $p < 0.05$) para la longitud furcal y factor de condición de los reproductores capturados en el río Pego con los capturados en los ríos Caselas y Furnia (Fig. 1). No se detectaron diferencias para ninguno de los parámetros entre los ríos Caselas y Furnia. En este análisis no se incluyeron los individuos no reproductores ni los reproductores de los ríos Hospital y Deva por el bajo tamaño muestral.

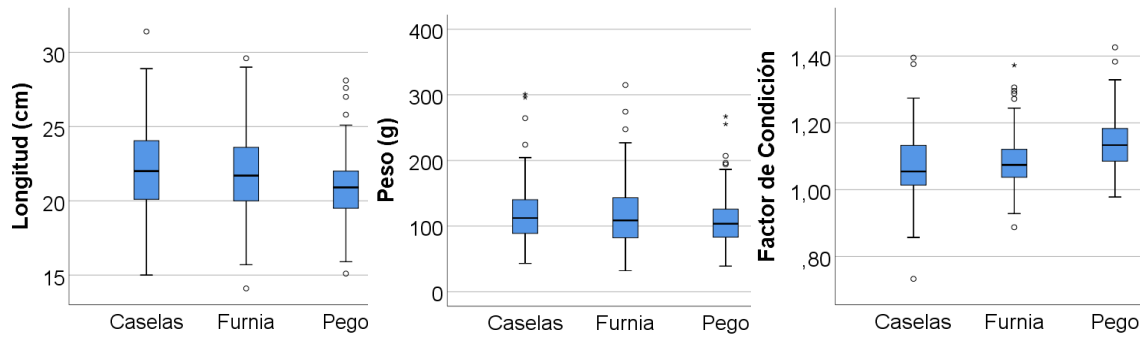


Figura 1. Diagrama de cajas (mediana, cuartiles, máximo y mínimo) de la longitud furcal, peso y factor de condición de los individuos capturados en cada río.

Se detectaron diferencias significativas (test de Mann Whitney, $p < 0.05$) para los tres parámetros estudiados (longitud furcal, peso y factor de condición) entre machos y hembras, siendo las hembras más grandes, pesadas y con un mayor factor de condición (Fig. 2).

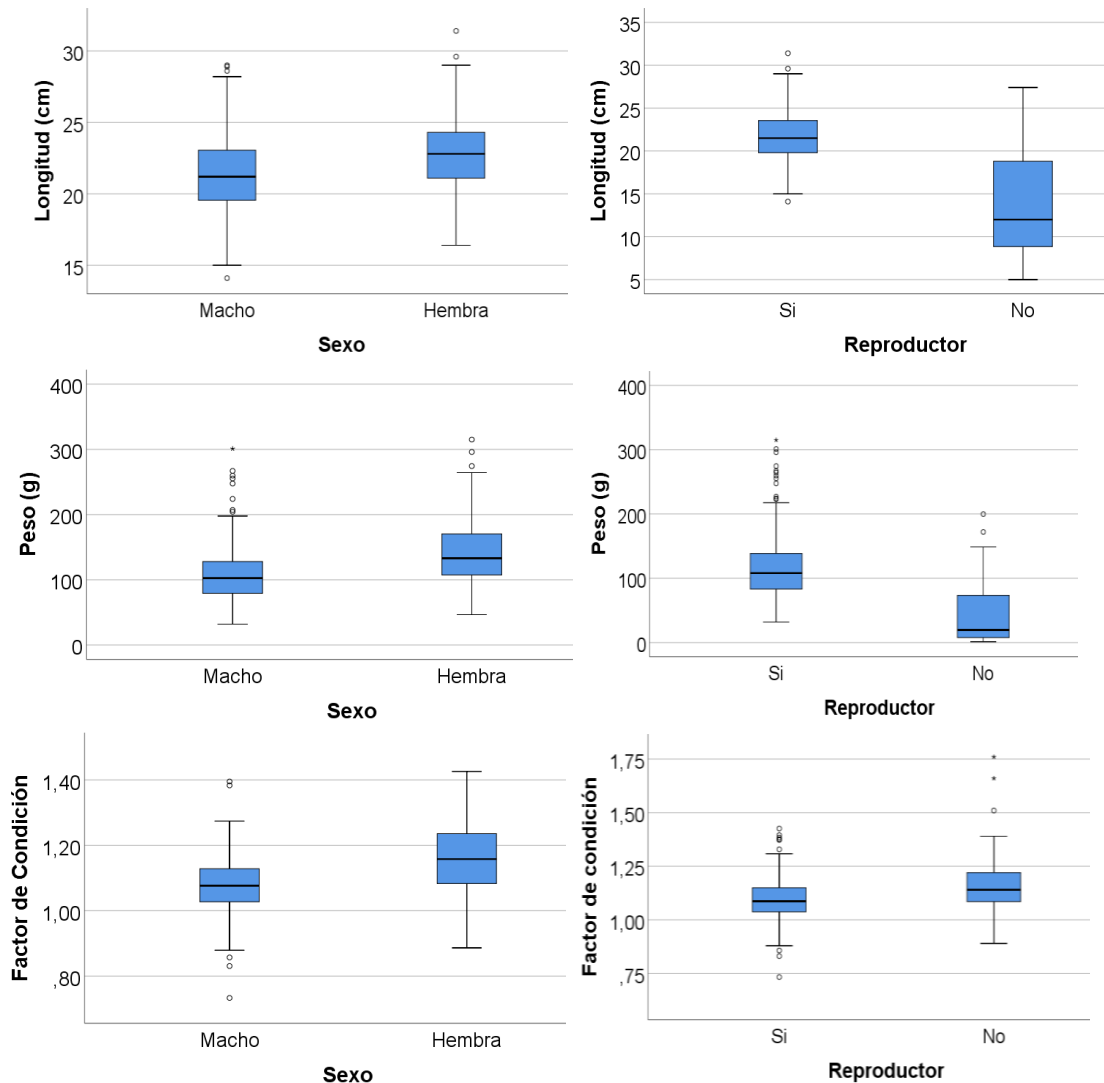


Figura 2. Diagrama de cajas (mediana, cuartiles, máximo y mínimo) de la longitud furcal, peso y factor de condición de los reproductores capturados (machos y hembras; a la izquierda), y de los reproductores y no reproductores (derecha).

Por último, los individuos reproductores presentaron valores significativamente mayores que los no reproductores (test de Mann Whitney, $p < 0.05$) para los tres parámetros estudiados (Fig. 2). Por otro lado, el tamaño de los individuos reproductores fue similar al registrado en estudios previos para individuos no reproductores capturados en el canal principal del río Miño (Morquecho *et al.*, 2010). Esto podría indicar que los ejemplares reproductores proceden del canal principal del Miño, que migrarían hacia los afluentes en la época de reproducción.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho (0016_MIGRA_MINO_MINHO_1_E), "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Bibliografía

- Crivelli, A.J. (2006). *Pseudochondrostoma duriense*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T60736A12402329. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T60736A12402329.en>. Descargado el 04 noviembre de 2018.
- Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P., & González, J.L. (2011). Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento. DG Medio Natural y Política Forestal. MARM. 616 pp. Madrid
- Morquecho, C., Vieira-Lanero, R., Servia, M. J., Barca, S., Couto, M. T., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Lago, L. & Cobo, F (2010). Datos poboacionais e biométricos da boga do douro (*Pseudochondrostoma duriense*) e do escalo (*Squalius carolitertii*) nos afluentes da marxe española do Baixo Miño. Acta del V simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho, pp. 174-179.

Áreas de especial protección para la reproducción de la lamprea marina *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758 en el Baixo Miño: el caso del río Hospital o Da Briña

Rufino Vieira-Lanero¹, Sandra Barca¹, Sergio Silva¹, Javier Sánchez-Hernández², Pablo Gómez¹, M. Carmen Cobo¹ & Fernando Cobo^{1,2}

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

²Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida s/n, 15782 Santiago de Compostela, España

email: rufino.vieira@usc.es

Resumen

La lamprea marina *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758 es una especie anádroma amenazada en Europa. De hecho, las poblaciones europeas de esta especie han sufrido un dramático declive durante la segunda mitad del siglo XX debido, principalmente, a la presencia de presas y azudes que impiden el acceso a las zonas de reproducción y de crecimiento larvario.

En la cuenca del río Miño, el área de distribución de la especie ha quedado reducida al tramo internacional y a los afluentes de ambas márgenes; sin embargo, la presencia generalizada de azudes en los afluentes junto con la baja capacidad de esta especie para remontar este tipo de obstáculos, dificulta o impide su acceso a las zonas apropiadas para la freza.

Durante las campañas de muestreo del proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO se detectó una zona de freza de *P. marinus* en el río Hospital, Cereixo o Da Briña, afluente del río Miño por su margen derecha, por lo que se realizó un estudio más detallado con el objetivo de evaluar la importancia de este tramo para la reproducción y reclutamiento de la especie.

La zona de estudio se visitó durante la época de freza (mayo-junio) para el conteo de nidos y, una vez finalizada (julio), para el muestreo de larvas en parches de hábitat larvario (bancos de sedimento fino). En total se contabilizaron 60 nidos en un tramo de 580 m comprendidos entre la desembocadura del afluente en el Miño y un pequeño azud situado aguas arriba. Asimismo se constató la presencia de una población larvaria con individuos pertenecientes a diferentes clases de edad, lo que indica que se trata de un área de reproducción utilizada de forma recurrente por la especie.

Por todo ello se considera adecuada y necesaria la propuesta de este tramo del río Hospital como zona de especial protección para la reproducción y conservación de *P. marinus*. No obstante, además de la protección del tramo como medida inmediata se hace deseable una futura eliminación o permeabilización del obstáculo situado aguas arriba para no restringir la migración de los reproductores a tramos superiores de la cuenca del río Hospital.

Introducción

La lamprea marina *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758 es una especie anádroma amenazada en Europa. De hecho, las poblaciones europeas de esta especie han sufrido un dramático declive durante la segunda mitad del siglo XX debido, principalmente, a la presencia de presas y azudes que impiden el acceso a las zonas de reproducción y de crecimiento larvario (Maitland *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2016a). Así, *P. marinus* recibe protección en Europa a través del convenio de Berna y de la Directiva Hábitats (92/43/EEC). En España está clasificada como “Vulnerable” en el “Atlas y Libro Rojo de los peces continentales de España” (Doadrio, 2002).

En la cuenca del río Miño, el área de distribución de la especie ha quedado reducida al tramo internacional y a los afluentes de ambas márgenes; sin embargo, la presencia generalizada de azudes en estos afluentes, junto con la baja capacidad de esta especie para remontar este tipo de obstáculos, dificulta o impide su acceso a las zonas apropiadas para la freza (Vieira-Lanero *et al.*, 2010).

Durante las campañas de muestreo del proyecto POCTEP MIGRA_MIÑO_MINHO se detectó una zona de freza de *P. marinus* en el río Hospital, Cereixo o da Briña, afluente del río Miño por su margen derecha, por lo que se realizó un estudio más detallado con el objetivo de evaluar la importancia de este tramo para la reproducción y reclutamiento de la especie.

Material y métodos

La zona de freza identificada ocupa un tramo de 580 m de longitud, delimitado aguas abajo por la desembocadura del río Hospital en el río Miño y aguas arriba por un azud construido para la toma de agua para regadío (Fig. 1).



Figura 1. Izquierda: tramo de freza de *P. marinus* en la desembocadura del río Hospital o da Briña. Derecha: primer azud presente en el río Hospital, localizado en el límite superior de la zona de freza (580 m aguas arriba de la desembocadura del río).

La zona de estudio se visitó durante la época de freza (mayo-junio) para el conteo de nidos y la observación de reproductores. Posteriormente, en julio, una vez finalizada la época de freza, se realizó una nueva visita para el muestreo de larvas en parches de hábitat larvario (bancos de sedimento fino). Para ello se utilizó el método de pesca eléctrica específico para larvas de lamprea (ammocetes) descrito por Silva *et al.* (2014).

Resultados y discusión

En total se contabilizaron 60 nidos en el tramo de estudio, además de varios ejemplares reproductores y cinco individuos hallados muertos después de la reproducción (Fig. 2).



Figura 2. Arriba: nidos de *P. marinus* en el río Hospital. Abajo: ejemplares de *P. marinus* durante la construcción del nido en el río Hospital (izquierda) y un ejemplar muerto tras la reproducción (derecha).

Se constató la presencia de una población larvaria con individuos pertenecientes a diferentes clases de edad (Fig. 3), lo que indica que se trata de un área de reproducción utilizada de forma recurrente por la especie.

La ausencia de individuos 0+ se debe a que la fecha en la que se realizó el muestreo fue demasiado temprana (cercana a la reproducción) como para detectar estos individuos. También cabe mencionar la ausencia de individuos de entre 15 y 20 cm, a pesar de que los ammocetes pueden llegar a los 20 cm de longitud total (Silva *et al.*, 2016b). Esto puede deberse a la migración progresiva que se produce durante la etapa larvaria desde las zonas de freza hacia tramos más bajos. Asimismo, aunque los ammocetes deben tener un tamaño y reserva energética mínimos para realizar la metamorfosis, esta se produce en individuos a partir de 10 cm de longitud total (Silva *et al.*, 2016b), no siendo necesario acercarse al valor máximo de longitud total registrado para un ammocete (20 cm).

Las clases de talla 2+ y 3+ se presentan juntas (Fig. 5) debido a que en esos estados del desarrollo el solapamiento de tallas entre cohortes es muy elevado, lo que impide una correcta separación de las mismas (Quintella *et al.*, 2003).

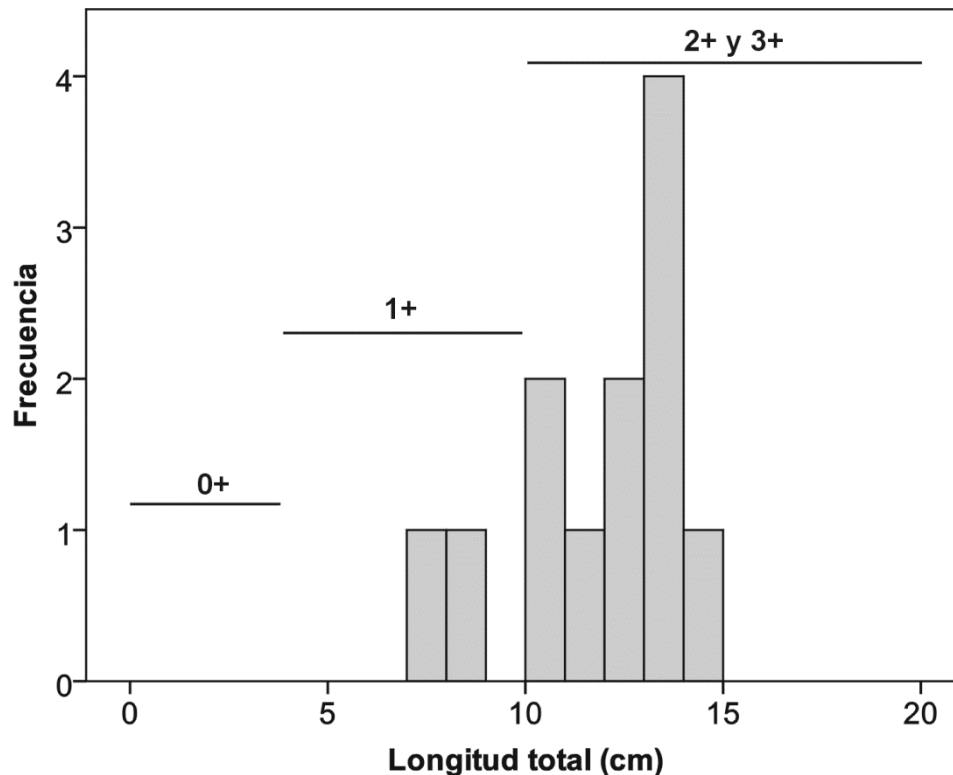


Figura 3. Distribución de frecuencias de longitud total de ammocetes capturados en el río Hospital.

Ante los resultados obtenidos, se considera adecuada y necesaria la propuesta de este tramo del río Hospital como zona de especial protección para la reproducción y conservación de *P. marinus*. No obstante, además de la protección del tramo como medida inmediata, se hace deseable una futura eliminación o permeabilización del obstáculo situado aguas arriba para no restringir la migración de los reproductores hacia tramos superiores de la cuenca del río Hospital.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto Migra Miño_Minho (0016_MIGRA_MINO_MINHO_1_E), "Protección y conservación de peces migradores en el tramo internacional del río Miño y sus afluentes", proyecto cofinanciado en un 75% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A, España-Portugal (POCTEP), 2014-2020.

Bibliografía

- Doadrio, I. (2002). *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales, Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Maitland, P. S., Renaud, C. B., Quintella, B. R., Close, D. A., & Docker, M. F. (2015). Conservation of native lampreys. En: M. F. Docker (Ed.), *Lampreys: Biology, Conservation and Control* (Vol. 1, pp. 375-428). Dordrecht: Springer.

- Quintella, B. R., Andrade, N. O., & Almeida, P. R. (2003). Distribution, larval stage duration and growth of the sea lamprey ammocoetes, *Petromyzon marinus* L., in a highly modified river basin. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(4), 286–293.
- Silva, S., Barca, S., & Cobo, F. (2016a). Advances in the study of sea lamprey *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758, in the NW of the Iberian Peninsula. En: A. Orlov & R. Beamish (Eds.), *Jawless Fishes of the World* (Vol. 1, pp. 346–385). Newcastle upon Tyne: Cambridge Scholars Publishing.
- Silva, S., Vieira-Lanero, R., Barca, S., & Cobo, F. (2016b). Densities and biomass of larval sea lamprey populations (*Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758) in north-western Spain and data comparisons with other European regions. *Marine and Freshwater Research*, 68(1), 116–122.
- Silva, S., Vieira-Lanero, R., Barca, S., Servia, M. J., Sánchez-Hernández, J., & Cobo, F. (2014). Single pass electrofishing method for assessment and monitoring of larval lamprey populations. *Limnetica*, 33(2), 217–226.
- Vieira-Lanero, R., Servia, M., Barca, S., Couto, M., Rivas, S., Sánchez, J., Nachón, D., Silva, S., Gómez-Sande, P., Morquecho, C., Lago, L., & Cobo, F. (2010). Implicaciones de la fragmentación del hábitat fluvial en la distribución de la ictiofauna en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. En actas del V Simposio Ibérico sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho (pp. 138–145).

Projecto RecBio – Contributo para a gestão e conservação dos recursos biológicos da zona costeira do Norte de Portugal *

Sérgia Costa-Dias ^{1,2}, Catarina Teixeira ^{1,2}, António Afonso ^{1,2}, e Adriano A. Bordalo ^{1,2}

¹ ICBAS – UP, *Institute of Biomedical Sciences - University of Porto, Rua Jorge Viterbo Ferreira 228, 4050-313 Porto, Portugal.*

² CIIMAR – UP, *Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research of the University of Porto, 4450-208 Matosinhos, Portugal;*

Contactos: scdias@icbas.up.pt (S.C.D.), catarina@icbas.up.pt (C.T.), amafonso@icbas.up.pt (A.A.), e bordalo@icbas.up.pt (A.A.B.).

RESUMO

No espaço da União Europeia, onde Portugal se encontra, as normas e directivas são produzidas a nível comunitário, sendo os estados membro responsáveis pela sua transposição para a legislação nacional. No entanto, a motivação e suporte científico na origem da tomada de decisão nem sempre está acessível ao utilizador final. Da mesma forma, e no caso da política das pescas, os conhecimentos e observações locais, ou os contributos dos próprios pescadores, dificilmente chegam a quem decide.

Face ao exposto, a equipa deste projecto tem por objectivo geral contribuir para uma melhor gestão e conservação dos recursos biológicos marinhos da zona costeira do Norte de Portugal, particularmente entre os rios Minho e Lima, onde a pesca artesanal tem elevada importância económica e social, em estrita observância com a moldura legal europeia.

Os objectivos específicos serão trabalhados ao longo de uma série de tarefas e incluirão a identificação de interesses e necessidades, a definição de áreas prioritárias e de espécies mais relevantes, a identificação de artes de pesca e sua eventual substituição por outras de baixo impacto, assim como a formação para uma melhor gestão dos recursos.

A compilação de dados existentes e a aquisição de novos conhecimentos sobre os recursos biológicos desta zona costeira permitirão uma análise da evolução dos recursos pesqueiros, passível de se traduzir numa gestão mais adequada. A abordagem definida permitirá ainda estabelecer um plano de trabalho participativo e integrador, valorizando os contributos da comunidade.

* Operação MAR-01.04.02-FEAMP-0025, co-financiado pelo Fundo Europeu dos Assuntos Marítimos e das Pescas (FEAMP), através do Programa Operacional MAR2020.

