

VARIACIÓN ESPACIAL E TEMPORAL DAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS NO RÍO FRAGOSO (OURENSE) EN RELACIÓN CO IMPACTO DAS MINICENTRAIS

Martínez Barciela, Y.

yasminamartinez95@outlook.es

Traballo Fin de Grao en Bioloxía.

Curso 2016/2017.

Tutora:

Josefina Garrido González

Facultad de Bioloxía

Universidad de Vigo.

Resumo

No presente traballo de investigación estudarase a variación espacial e temporal das comunidades de macroinvertebrados no río Fragoso (Ourense) co obxectivo de determinar se existe un impacto apreciable nas mesmas relacionado coa minicentral hidroeléctrica que se instalou nas súas augas no ano 2002. Os datos empregados obtivéronse en dúas campañas (primavera de 2015 e outono de 2016) cuxos resultados finais parecen indicar que, tal e como sucede noutros casos, este tipo de infraestruturas poden alterar enormemente o medio.

Introdución

Os ecosistemas fluviais son unha fonte de vida e de recursos indiscutible para toda clase de organismos, incluído o ser humano. Sen embargo, a súa integridade estase vendo gravemente afectada pola súa continua degradación e intensa explotación (Alonso & Camargo, 2005), que diminúen a calidade da auga dos ríos, modifican a dinámica dos seus ecosistemas e alteran a estrutura das comunidades que albergan, poñendo en perigo a súa biodiversidade e sustentabilidade (Biggs et al., 2005).

Para valorar o estado ecolóxico dos sistemas fluviais e poder tomar medidas para a súa conservación, a Comisión e o Parlamento europeos aprobaron a finais do ano 2000 a denominada Directiva Marco da Auga (2000/60/CE) que, entre outras innovacións, recoñece a utilidade das comunidades biolóxicas como bioindicadores da calidade da auga dos ríos (Directiva Marco del Agua, 2000). E resulta que, neste aspecto, un dos grupos de seres vivos acuáticos máis empregados é o dos macroinvertebrados bentónicos (Rosenberg & Resh, 1993), os cales se definen como aqueles invertebrados visibles a simple vista (normalmente entre 1-5 mm) que habitan no leito do río (entre pedras, plantas acuáticas, etc.), xa sexa durante todo o seu ciclo vital (como os moluscos) ou en parte del (como moitos insectos) (Rosenberg & Resh, 1993; Alonso & Camargo, 2005).

A vantaxe do uso destes macroinvertebrados como bioindicadores radica en moitos casos na súa sensibilidade, que lles permite mostrar o resultado acumulado de múltiples factores estresantes (Aazami et al., 2015), así coma aportar información temporal reflectindo o efecto integrado de todas as variables ambientais (Carvacho, 2012). Ademais, ao comparalos con outros grupos de seres vivos, os macroinvertebrados acuáticos teñen outras características que os fan especialmente adecuados para este tipo de avaliacións ecolóxicas: posúen unha gran variedade de formas, diversidade e hábitats; están amplamente distribuídos; son capaces de adaptarse a características moi definidas de calidade da auga (Rosenberg & Resh, 1993); son visibles a simple vista e relativamente fáciles de mostrear e identificar (Alba-Tercedor, 1996; Aazami et al., 2015).

Aínda que o emprego destes animais poida parecer algo novidoso, o certo é que este tipo de metodoloxías para avaliar a calidade da auga datan de principios do século XX, destacando en España amediados dos 80, momento no que alcanzaron un crecemento explosivo (Alba-Tercedor, 1996). Centrándonos máis nos estudos realizados en Galicia, que será a anfitriña indiscutible deste traballo, merece a pena mencionar algúns realmente interesantes como os realizados por Benetti & Garrido (2010), Benetti *et al.* (2012) e Álvarez-Troncoso *et al.* (2015); e, especialmente, os realizados por Sarr (2011) e Álvarez-Troncoso (2012), pois constitúen os antecedentes directos deste traballo ao ter como obxectivo o estudo das comunidades de macroinvertebrados (coleópteros e tricópteros, respectivamente) en ríos sometidos a diferentes graos de acción humana na provincia de Ourense (Galiza), entre os que se inclúe o río Fragoso.

Así, o obxectivo principal do presente traballo non é outro que o de estudar a variación espacial e temporal (primavera de 2015 – outono de 2016) das comunidades de macroinvertebrados do río Fragoso (Ourense, Noroeste de España) asociada á instalación na súa canle dunha minicentral hidroeléctrica construída fai 14 anos pola empresa Grupo Adelanta.

Metodoloxía

A metodoloxía levada a cabo para a realización deste traballo recolle unha breve descrición da área de estudo seleccionada e unha pequena explicación dos métodos exercidos tanto no traballo de campo coma no traballo de laboratorio.

a) Área de estudo

A área de estudo deste traballo sitúase no río Fragoso, localizado en Ourense (Galicia, Noroeste de España). Nace na zona de A Franqueira, a 942 metros de altura, e desemboca no río Limia, formando parte dos seus afluentes (Sarr, 2011; Álvarez-Troncoso, 2012). Ademais, dada a súa localización e litoloxía, inclúese dentro dos ríos cántabro-atlánticos silíceos (tipo ecolóxico nº 21) (Toro *et al.*, 2009).

O motivo polo cal foi seleccionado como obxecto de estudo débese a que, actualmente, e dende o ano 2002, este río está sendo regulado pola actividade dunha minicentral hidroeléctrica por medio de dúas estruturas hidráulicas principais: unha represa e unha canle de desaugue. A función da primeira é a de facer de obstáculo, permitindo almacenar e mobilizar a auga para que poida ser desviada por unha canle artificial ata o xerador de enerxía (minicentral); mentres que a función da segunda é a de restituír os caudais de auga turbinados ao río (Adelanta, en liña). Como se pode ver na figura 1, o resultado da obstrución da canle natural do río augas arriba fai que a maior parte do fluxo se desvíe pola canle secundaria artificial (canle de desviación) deixando ao curso natural do río cun fluxo minoritario en todo o seu transcurso ata que a canle de desaugue devolva a auga recollida ao mesmo augas abaixo (Anderson *et al.*, 2015).

Polo tanto, para que fora posible avaliar o estado do río tanto augas arriba como augas abaixo das zonas de influencia da minicentral, distribuíronse dende a súa cabeceira ata a súa desembocadura cinco estacións de mostraxe (Fig. 1) dunha lonxitude de 100 m aproximadamente que permitira, a súa vez, facer unha estimación visual da envergadura e da cantidade de substratos e de microhábitats dispoñibles (Álvarez-Troncoso, 2012).

Augas arriba do río atópanse Parada do Monte, caracterizada por estar fora de calquera influencia relacionada coa minicentral e por ter unha abundante vexetación de ribeira; e Ponte do Groicio, situada augas arriba da represa, tamén cunha cobertura vexetal moi diversa e cun aumento particular do nivel de auga. No tramo medio do río atópase Ponte Abeleda que, ao estar augas abaixo da represa, ve considerablemente diminuído o seu caudal. O mesmo ocorre coa estación de Requeixo, tamén augas abaixo da represa, que ademais conta cunha ampla vexetación na súa beira. Xa máis preto da desembocadura do río atópase a estación de Grou, a cal recibe a auga da canle de desaugue, o que fai que este punto recupere o caudal natural do río.

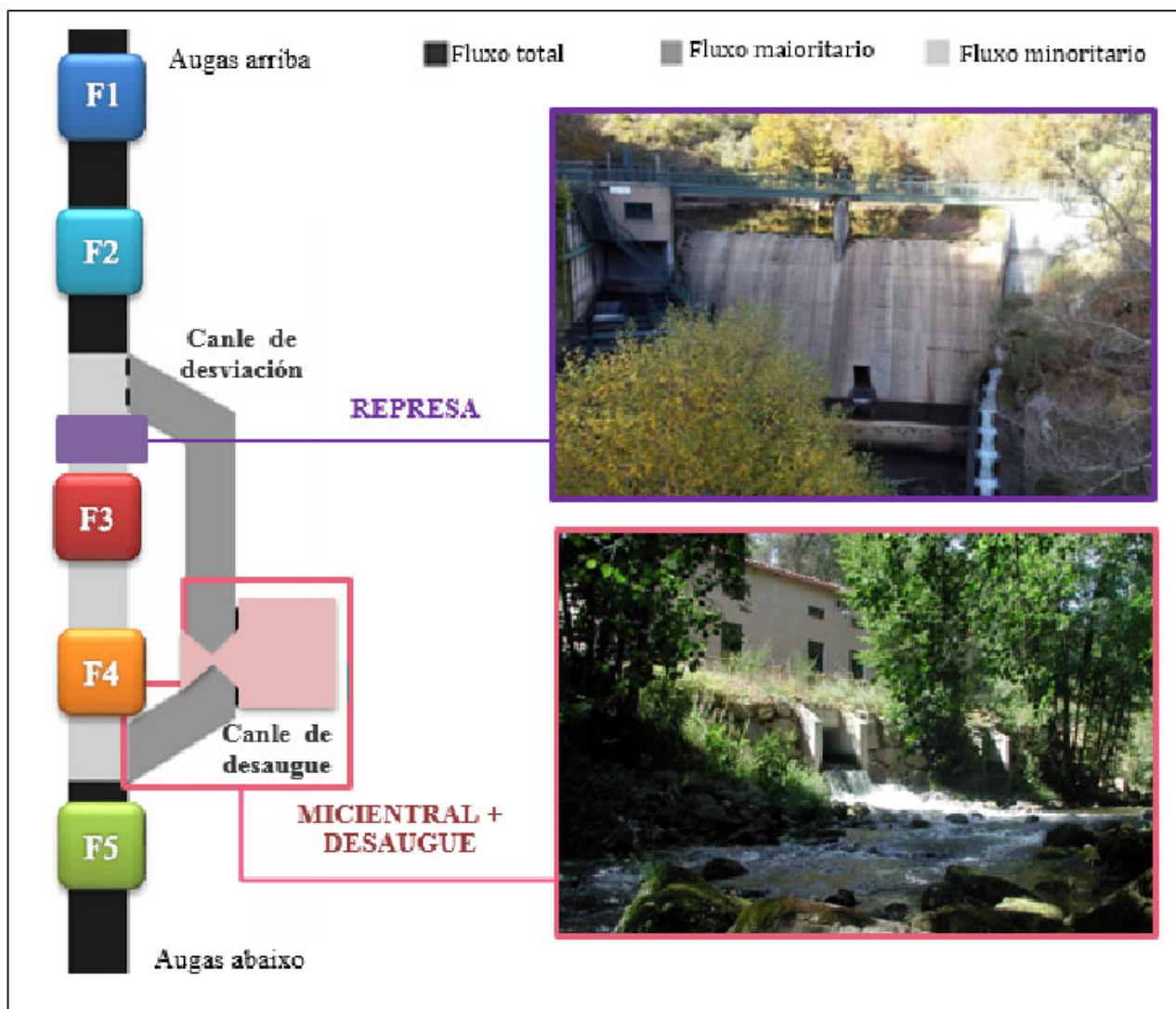


Figura 1. Representación esquemática da instalación da minicentral hidroeléctrica do río Frago. Nela indícase a localización e achégase unha imaxe, tomada no campo, da represa e da canle de desaugue (asociado á minicentral), en relación a situación das estacións de mostraxe seleccionadas: Parada do Monte (F1), Ponte do groicia (F2), Ponte Abeleda (F3), Requeixo (F4) e Grou (F5).

A continuación cabe resaltar as características xeográficas (táboa 1) de cada unha das estacións de mostraxe:

Táboa 1. Relación e datos xeográficos das estacións de mostraxe seleccionadas. A altitude está expresada en metros

Estacións de mostraxe	Código	Altitude	UTM X	UTM Y
Parada do Monte	F1	747	5788134605	45620147192
Ponte de Groicia	F2	563	5791387083	46492544893
Ponte Abeleda	F3	545	5797222948	46482072459
Requeixo	F4	419	5788295007	46453921633
Grou	F5	410	57835434	464386924

b) Materiais e métodos

Tanto o material empregado como os métodos levados a cabo establecéronse de acordo ao descrito por Alba-Tercedor *et al.* (2005) e Pardo *et al.* (2010) en relación ao protocolo de avaliación dos invertebrados bentónicos de ríos con multimétricos.

Unha vez se conta co permiso da Xunta para realizar a recollida das mostras, pódese proceder ao traballo de campo seguindo o seguinte protocolo de mostraxe en cada unha das estacións de mostraxe previamente mencionadas:

1. Toma de medidas *in situ* empregando, con sumo coidado, un equipo multiparamétrico (previamente calibrado) para obter os parámetros físico-químicos (temperatura, condutividade, pH e contido en osíxeno).
2. Recollida das mostras de macroinvertebrados mediante unha mostraxe multihábitat semicuantitativa para o que foi necesario unha rede de manga con forma de "D" de 25 cm de lado, 60 cm de fondo e 0,1 mm de luz de malla. Durante este proceso tamén foron de uso obrigados tanto luvas de látex coma botas impermeables para vadear o río.

O método empregado foi, concretamente, o método dos 20 kicks, segundo o cal se reparten, nos 100 m de tramo a analizar, os 20 kicks de maneira proporcional entre os tipos de hábitats máis frecuentes do mesmo. Entendendo como un kick unha unidade de mostraxe que inclúe remover con pés e mans o substrato situado nos 50 cm máis próximos á boca da rede, a cal ten 25 cm de lado, podemos falar dunha superficie mostreada de 0,125 m² por cada kick realizado (Pardo *et al.*, 2010). Dado que ao longo de cada tramo de estudo (100 m), realízanse 20 kicks, a área de mostraxe total é de 2,5 m² por estación de mostraxe (Alba-Tercedor *et al.*, 2005).

3. Limpeza, etiquetaxe, fixación e transporte das mostras tras a súa recolección. Neste último paso de traballo no campo empregáronse: bandexas de plástico e peneiras de 1 mm de luz de poro para unha primeira limpeza das mostras *in situ*; botes de plástico herméticos para introducir as mostras limpas, papel cebola e rotuladores indelebles para facer as etiquetas e identificar cada recipiente; formol ao 4% para fixar as mostras (con coidado debido a súa toxicidade) e así evitar a acción dos carnívoros (especialmente de plecópteros da familia Perlidae, odonatos, tricópteros da familia Rhyacophylidae, megalópteros da familia Sialidae, e outros) (Alba-Tercedor *et al.*, 2005); e caixas grandes de plástico para almacenar e transportar as mostras e o equipamento.

O traballo posterior lévase a cabo no laboratorio, onde se extraen e se limpan as mostras coidadosamente baixo a lupa (Nikon SMZ 645 (CW10xA/22)) empregando bandexas de plástico, pinzas e punzóns; para posteriormente proceder a súa identificación ata o nivel taxonómico de familia coa axuda dos instrumentos xa mencionados, placas Petri e as claves de identificación, entre as que se atopa a de González & Cobo (2006).

Neste punto cabe destacar que o número de familias se considera un nivel óptimo tanto para a avaliación do estado ecolóxico dos ríos como para a comparación de comunidades de invertebrados e a súa resposta á presión en distintas rexións a unha relación coste-eficiencia beneficiosa (Pardo *et al.*, 2010).

Unha vez separados, identificados e contados o total de exemplares obtidos en cada mostra volvéronse introducir en recipientes herméticos (debidamente etiquetados) con alcohol ao 70% para a súa correcta conservación entre o inventario fáunico do Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal da Universidade de Vigo.

Resultados e discusión

Parámetros físico-químicos

Os parámetros físico-químicos do medio acuático coma o pH, a condutividade, o osíxeno disolto e a temperatura tenden a exercer unha grande influencia sobre a distribución dos macroinvertebrados, constituíndo a miúdo os parámetros aos que os organismos son máis sensibles (Carvacho, 2012). Sen embargo, xeralmente as variacións destes factores poden ser difíciles de detectar, tanto porque se puideron mitigar os seus efectos uns quilómetros máis abaixo, como por ser tan só detectables no momento en que se producen (Oscóz *et al.*, 2006).

En calquera caso, o efecto das centrais hidroeléctricas tende a aumentar a temperatura das augas (Álvarez-Troncoso *et al.*, 2015), o que favorece a degradación de materia orgánica (Carvacho, 2012) causando unha diminución do pH e do osíxeno disolto (Oscóz *et al.*, 2006). Dado que estes factores están dentro da normalidade en todos os puntos e que non mostran tendencias claras ao longo do río, tal e como se pode ver na táboa 2, pódese descartar unha contaminación orgánica no río no momento da toma de mostras (Álvarez-Troncoso, 2012).

Táboa 2. Resultados dos parámetros físico-químicos de cada unha das estacións de mostraxe do río Fragoso en primavera de 2015 (P) e outono de 2016 (O). Sendo: Parada do Monte (F1), Ponte do Groicio (F2), Ponte Abeleda (F3), Requeixo (F4) e Grou (F5). Inclúese tamén o substrato dominante en cada unha: area (A), cantos (C), follaxe (F), limo (L) e musgo (M)

Parámetros físico-químicos	F1		F2		F3		F4		F5	
	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O
Substrato dominante	M	F	M/C	M	C	A/L	C	F	M/C	M/C
Condutividade (mS/cm)	25,2	29,85	25,97	25,02	25,88	25,48	28,65	29,97	29,49	28,32
Temperatura (°C)	10,6	5,1	10	6,2	9,7	6,6	11	8,1	11,7	7,5
pH	7,09	7,18	6,95	7,18	6,77	6,43	7,05	6,9	7,3	7,06
Osíxeno (mg/L)	7,65	12,6	8,05	10,6	9,25	10,3	8	9,8	7,6	10,1

Índice IBMWP

O índice biolóxico IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) é capaz de aportar información determinante sobre a calidade dunha masa de auga (Leunda *et al.*, 2009) en función da presenza/ausencia de certas familias de macroinvertebrados ás que lle foron asignadas certas puntuacións (entre 1 e 10) en función da súa tolerancia á contaminación (Alba-Tercedor, 1996). O resultado final deste índice correspóndese coa suma total de cada unha das puntuacións obtidas por cada familia que, para o río Fragoso, é o seguinte:

De acordo cos valores obtidos para o índice IBMWP (táboa 3), as comunidades de macroinvertebrados víronse afectadas, en maior ou menor medida, pola presenza da minicentral, especialmente en primavera, resultando a estación de mostraxe augas abaixo da represa (F3) a máis afectada, seguida das estacións F2, augas arriba da represa, e F5, augas abaixo da canle de desaugue. Algo máis dun ano despois, en outono, obsérvase unha mellora en todos os puntos afectados en canto a este factor, o que pode indicar que esta época do ano favoreceu, dalgunha maneira, un maior desenvolvemento ou expansión dos macroinvertebrados.

Táboa 3. Calidade da auga de cada unha das estacións de mostraxe en cada época en función da puntuación do índice IBMWP. Sendo: Parada do Monte (F1), Ponte do Groicio (F2), Ponte Abeleda (F3), Requeixo (F4) e Grou (F5). 1Calidade da auga que se considera entre dúas clases de calidade, das que se expresa a que se corresponde con aquela de menor puntuación)

Época	Estación	IBMWP	Valor límite	Calidade da auga
Primavera (2015)	F1	211	>150	Moi boa
	F2	126	101-120	Boa
	F3	66	36-100	Dubidosa ¹
	F4	179	>150	Moi boa
	F5	151	>101	Boa ¹
Outono (2016)	F1	230	>150	Moi boa
	F2	203	>150	Moi boa
	F3	178	>150	Moi boa
	F4	208	>150	Moi boa
	F5	215	>150	Moi boa

Métricas de riqueza e abundancia

A riqueza de familias (S) correspóndese co número total de familias diferentes rexistradas en cada estación de mostraxe, constituíndo unha das métrica de diversidade máis utilizadas na avaliación e seguimento de ecosistemas debido á súa simpleza (Feld *et al.*, 2014). Por outra parte, a abundancia absoluta (N) é o número de individuos totais recollidos por área en cada estación de mostraxe (2,5 m2). Ambas métricas son, en xeral, moi altas en canto aos macroinvertebrados bentónicos que habitan nos ríos (Rosenberg & Resh, 1993); sen embargo, o número destes taxons tende a reducirse coa frecuencia e coa intensidade das perturbacións, xa sexa por contaminación ou pola destrución do hábitat (Prat *et al.*, 2009).

Abundancia (N) e riqueza de familias (S)

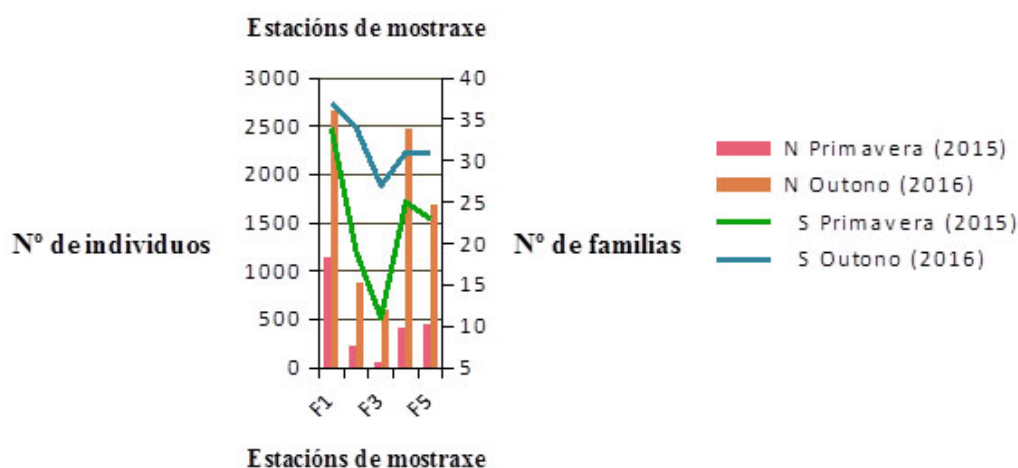


Figura 2. Representación gráfica da abundancia en canto ao número de individuos totais en cada estación de mostraxe (N), así como do número de familias rexistradas en cada unha (S). Sendo: Parada do Monte (F1), Ponte do Groicio (F2), Ponte Abeleda (F3), Requeixo (F4) e Grou (F5).

Observando os valores de abundancia e riqueza de familias obtidas no río Fagoso (Fig. 2) faise clara a existencia de variacións asociadas á minicentral entre as estacións de mostraxe ao diminuír ambos factores dende o punto F2, situado antes da represa, e acadarse os valores máis baixos augas abaixo da mesma, en Ponte Abeleda (F3), os cales resultan particularmente preocupantes en primavera con só 50 individuos por 2,5 m². Tras este punto obsérvase un aumento apreciable do número de individuos e de familias nos seguintes dous (F4 e F5) en ambas estacións do ano. En resumidas contas, a riqueza taxonómica mostra un descenso que, coincidindo cos datos doutros estudos, como o realizado por Feld *et al.* (2014), indica unha perda moderada e gradual de taxons baixo o impacto hidromorfolóxico.

Índice Multimétrico Específico de Tipo (METI)

O Índice Multimétrico Específico de Tipo (METI) ten a vantaxe de combinar nunha única puntuación final o valor independente de diversas métricas (a riqueza de familias Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; a riqueza de familias sensibles presentes en cada mostra; a porcentaxe de riqueza das familias sensibles fronte a riqueza total; a porcentaxe da abundancia dos 3 taxons dominantes fronte á abundancia total; a abundancia relativa de familias Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; e o Índice de Bray-Curtis) (MAGRAMA, 2015). Este índice é de obrigada aplicación na explotación das redes oficiais de avaliación do estado ecolóxico en cumprimento da Directiva Marco da Auga (2000) sobre as masas de auga pertencentes á determinadas categorías de ríos entre os que se atopa o tipo de río que nos ocupa: o río cántabro-atlántico silíceo (tipo ecolóxico nº 21) (MAGRAMA, 2015).

Índice Multiparamétrico de Tipo (METI)

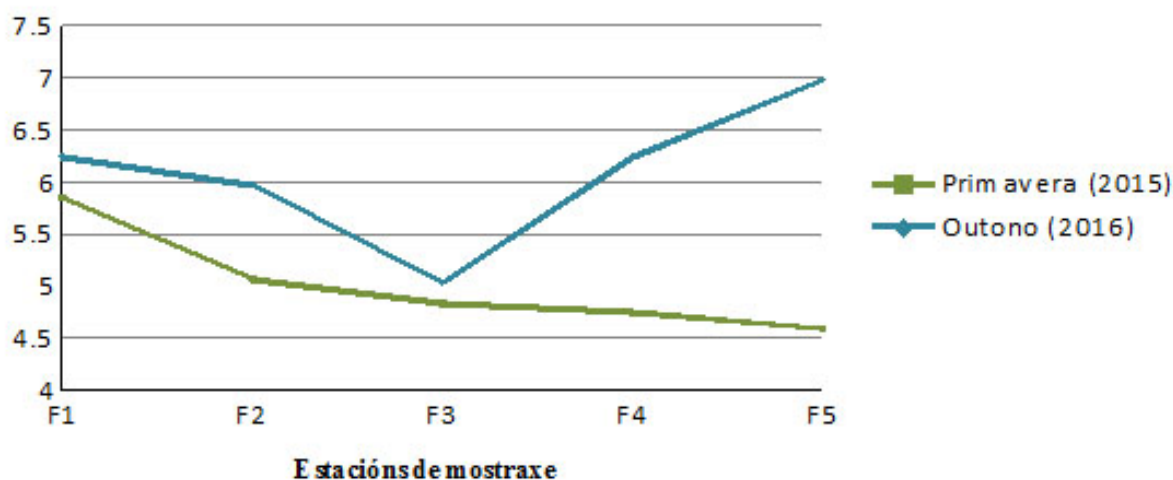


Figura 5. Representación gráfica do Índice Multiparamétrico de Tipo (METI) tanto en primavera de 2015 coma en outono de 2016, en cada unha das estacións de mostraxe do río Fagoso: Parada do Monte (F1), Ponte do Groicio (F2), Ponte Abeleda (F3), Requeixo (F4) e Grou (F5)

O índice multimétrico calculado (Fig. 3) ten en conta a composición dos grupos de macroinvertebrados máis intolerantes e sensibles á contaminación e ás alteracións no ecosistema fluvial, como o grupo dos efemerópteros, plecópteros e tricópteros (Prat *et al.*, 2009; Feld *et al.*, 2014) e, polo tanto, a súa resolución permítenos coñecer se estas se viron especialmente afectadas en relación á minicentral. Así como en primavera observamos un descenso progresivo do índice multimétrico (dende augas arriba a augas abaixo) que non nos permite determinar se a minicentral está afectando ás comunidades; en outono observamos un drástico descenso do METI na estación de mostraxe Ponte Abeleda (Fig. 3), augas abaixo da represa. Novamente os resultados determinan que este é o punto máis afectado polas alteracións provocadas no réxime fluvial a causa da minicentral hidroeléctrica.

Como xa discutiron outros autores, como Sarr (2011), Álvarez-Troncoso (2012) e Benetti *et al.* (2012), o impacto producido polas minicentraís hidroeléctricas provoca un cambio na hidroloxía e no réxime fluvial, especialmente en canto ao represamento das augas e, consecuentemente, un cambio na comunidade de invertebrados, alterando en grande medida a súa composición fáunica.

Ratio de Calidade Ecolóxica (RCE)

Esta ratio expresa, mediante un valor numérico comprendido entre 0 e 1, o estado ecolóxico das mostras analizadas, neste caso, en función da composición de macroinvertebrados. Calcúlase mediante a división do valor multimétrico obtido previamente (ou do valor do índice IBMWP), entre o valor de referencia correspondente a cada índice e ao tipo de masa de auga en cuestión, que para os ríos de tipo cántabro-atlántico silíceo é dun valor de 5,9643 para o METI e de 234 para o IBMWP (BOE, 2015).

O RCE obtido pódese observar na táboa 4, na que tamén se facilitan os taxons dominantes presentes en cada estación de mostraxe, permitíndonos coñecer outras características particulares de cada zona.

Táboa 4. Estado ecolóxico das augas de cada unha das estacións de mostraxe (EM) en cada época en función da puntuación obtida para o Ratio de Calidade Ecolóxica (RCE). Sendo: Parada do Monte (F1), Ponte do Groicio (F2), Ponte Abeleda (F3), Requeixo (F4) e Grou (F5). Indícase tamén a porcentaxe de abundancia dos 3 taxons dominantes sobre o total en cada unha: 165% de dominancia, 240-49% de dominancia, 330-39% de dominancia, 420-29% de dominancia, 5dominancia < 20%

Época	EM	Taxons dominantes	RCE	Estado ecolóxico
Primavera (2015)	F1	Planariidae ⁴ , Sericostomatidae ³ , Limnephilidae ³ .	0,91	Moi bo (=0,91)
	F2	Baetidae ³ , Heptageniidae ³ , Oligochaeta ³ .	0,54	Moderado (0,32-0,55)
	F3	Hydropsychidae ³ , Leptophlebiidae ⁴ , Nemouridae ³ .	0,28	Deficiente (0,14-0,32)
	F4	Baetidae ¹ , Leptophlebiidae ³ , Hydropsychidae ³ .	0,76	Bo (0,91-0,55)
	F5	Baetidae ³ , Brachycentridae ³ , Hydropsychidae ³ .	0,64	Bo (0,91-0,55)
Outono (2016)	F1	Chironomidae ³ , Limnephilidae ⁴ , Leptophlebiidae ³ .	0,98	Moi bo (=0,91)
	F2	Brachycentridae ⁴ , Leptophlebiidae ³ , Baetidae ³ .	0,88	Bo (0,91-0,55)
	F3	Ceratopogonidae ³ , Elmidae ³ , Leptophlebiidae ³ .	0,76	Bo (0,91-0,55)
	F4	Chironomidae ² , Ceratopogonidae ³ , Limnephilidae ³ .	0,88	Bo (0,91-0,55)
	F5	Brachycentridae ⁴ , Baetidae ³ , Nemouridae ³ .	0,92	Moi bo (=0,91)

Confirmando os datos obtidos ata agora, dende Ponte do Groicio (F2), augas arriba da represa, obsérvase unha alteración no estado ecolóxico das augas, que diminúe bruscamente en primavera e lixeiramente en outono (táboa 4). Este feito, sumado á resolución obtida polas anteriores métricas, determina que a represa afecta incluso ás comunidades de macroinvertebrados situadas augas arriba da mesma. O motivo deste fenómeno reside en que os niveis elevados de caudal augas arriba das represas reducen a variabilidade de fluxo, a velocidade e a turbulencia, e inducen a deposición incluso dos sedimentos máis finos, transformando o sistema lótico natural (o río) nun entorno léntico artificial que pode expandirse varios quilómetros (Benítez-Mora & Camargo, 2014; Anderson et al., 2015) e que provoca, como consecuencia, unha alteración nas poboacións de macroinvertebrados (Anderson et al., 2015). De feito, vemos que nesta estación de mostraxe (F2) un dos taxons dominantes é o de Oligochaeta, grupo oportunista capaz de tolerar condicións de estrés (Carvacho, 2012).

Sen embargo, é directamente augas abaixo da represa onde se detectan os maiores problemas relacionados coa minicentral, tal e como define o preocupante estado “deficiente” nas augas do punto F3 en primavera (táboa 4). A causa da represa, que exerce como barreira, interrómpese a conectividade lonxitudinal, frágmentase o río (Álvarez-Troncoso et al., 2015; Anderson et al., 2015) e obstaculízase a migración fluvial de

peixes e outros organismos acuáticos (Benítez-Mora & Camargo, 2014), provocando unha alteración no ambiente do canal e, por tanto, na estrutura do hábitat físico e nos tipos de substratos dispoñibles (Oscoz *et al.*, 2006; Álvarez-Troncoso *et al.*, 2015).

Neste aspecto cabe destacar que a estación de mostraxe Ponte Abeleda (F3) é a única que presenta area e limo como substrato dominante (táboa 2), o cal se debe probablemente á diminución do fluxo e da velocidade da auga asociada á represa, que favorece a sedimentación das partículas máis finas (Benítez-Mora & Camargo, 2014). Cambios coma este provocan, a súa vez, que certas familias de macroinvertebrados, como a familia Baetidae, (efémera máis representativa da fauna galega e relativamente común en ambientes lénticos) (González & Cobo, 2006), véxase favorecida augas abaixo das represas (Benítez-Mora & Camargo, 2014), tal e como acontece neste caso, ocupando en F4 en primavera, incluso máis da metade das familias (táboa 4).

En canto á canle de desaugue, que aumenta o fluxo de auga na estación de mostraxe Grou (F5), parece que non provoca cambios particularmente prexudiciais para as comunidades de macroinvertebrados.

Finalmente, resulta curioso discutir o feito de que todas as métricas sexan apreciablemente superiores en outono en todas as estacións de mostraxe. Parece que a explicación reside nun conxunto de factores: o tipo de substrato dispoñible, que ofrece maior alimento e protección debido a un aumento de materia orgánica proveniente dos restos vexetais (Álvarez-Troncoso, 2012); o incremento no caudal e, polo tanto, de hábitats dispoñibles; e por cambios beneficiosos nos parámetros físico-químicos asociados á climatoloxía propia do outono (Hill *et al.*, 2016).

Conclusiones

A raíz de todos os resultados obtidos podemos concluír que, unha vez máis, o emprego dos macroinvertebrados como bioindicadores é unha maneira efectiva de coñecer a calidade e o estado das augas dos ecosistemas fluviais. Neste caso, a diminución xeneralizada das métricas biolóxicas nas zonas de alteración do río Fragoso revelan que, efectivamente, hai un impacto negativo sobre as comunidades de macroinvertebrados en relación aos cambios no fluxo de auga e á interrupción do transcurso natural do río asociados á actividade da minicentral hidroeléctrica.

Bibliografía

- Aazami, J., Esmaili, A., Abdoli, A., Sohrabi, H., Van den Brink, P.J. (2015). Assessment of Ecological Quality of the Tajan River in Iran Using a Multimetric Macroinvertebrate Index and Species Traits. *Environ Manag.* 56: 260–269.
- Adelanta (en liña). Grupo Adelanta, Energías renovables. Recuperado o 10 de maio de 2016. <http://www.adelanta.com/web/index.htm.php?lang=es&dir=negocios&tpl=energia> .
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería. 2: 203-213.
- Alonso, A., Camargo, JA. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosist.* 14: 87-99.
- Alba-Tercedor, J., Pardo, I., Prat, N., Pujante, A. (2005). Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Álvarez-Troncoso, R. (2012). Evaluación del efecto causado por minicentrales hidroeléctricas en ríos de Galicia (NW España), mediante el estudio de larvas de Trichoptera (Insecta). Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. 210 pp.

- Álvarez-Troncoso, R., Benetti, C.J., Sarr, A., Pérez-Bilbao, A., Garrido, J. (2015). Impacts of environmental factors on Trichoptera assemblages in four rivers in NW Spain affected by hydroelectric power stations. *Limnologia* 53: 35-41.
- Anderson, D., Moggridge, H., Warren, P., Shucksmith, J. (2015). The impacts of "run-of-river" hydro power on the physical and ecological condition of rivers. *Water Environ. J.* 29: 268–276.
- Benetti, C.J., Garrido, J. (2010). The influence of water quality and stream habitat on water beetle assemblages in two rivers in northwest Spain. *Vie et Milieu* 60: 53-63.
- Benetti, C.J., Pérez-Bilbao, A., Garrido, J. (2012). Ecological Water Quality, Water Treatment and Reuse. Macroinvertebrates as indicators of water quality in running waters: 10 years of research in rivers with different degrees of anthropogenic impacts. In: Voudouris, K., Voutsas, D. (Eds). *Ecological Water Quality-Water Treatment and Reuse*. InTech, Croatia: K. Voudouris, D. Voutsas. 95–122.
- Benítez-Mora, A., Camargo, J.A. (2014). Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiol.* 728: 167-178.
- Biggs, B., Nikora, V., Snelder, T. (2005). Linking Scales of Flow Variability to Lotic Ecosystem Structure and Function. *River Res. Appl.* 21: 283–298.
- BOE (2015). Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. Nº 219. BOE-A-2015-9806.
- Carvacho, C.A. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca de Limari en Chile. Trabajo de investigación. Máster oficial: Agua. Análisis Interdisciplinario y Gestión Sostenible. Universitat de Barcelona.
- Directiva Marco del Agua (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Feld, C.K., Bello, F., Dolédec, S. (2014). Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biol.* 59: 233-248.
- González, M.A., Cobo, F. (2006). Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia. A Coruña, Galicia: Hércules De Ediciones. 173 pp.
- Hill, M.J., Sayer, C.D., Wood, P.J. (2016). When is the best time to sample aquatic macroinvertebrates in ponds for biodiversity assessment? *Environ. Monit. Assess.* 3: 188-194.
- Leunda, P.M., Oscoz, J., Miranda, R., Ariño, A.H. (2009). Longitudinal and seasonal variation of the benthic macroinvertebrate community and biotic indices in an undisturbed Pyrenean river. *Ecol. Indic.* 9: 52-63.
- MAGRAMA (2015). Protocolo de cálculo del índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos en ríos (METI). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.
- Oscoz, J., Campos, F., Escala, M.C. (2006). Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica* 25: 683-692.
- Pardo, I., García, L., Delgado, C., Costas, N., Abraín, R. (2010). Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. 65 pp.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. & Fernández, H.R. (Eds). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo: 631-654.
- Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Winnipeg, Canada: Chapman & Hall.

- Sarr, A. (2011). Evaluación del estado de conservación de ríos afectados por minicentrales hidroeléctricas mediante el estudio de coleópteros acuáticos. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. 224 pp.
- Toro, M., Robles, S., Tejero, I., Cristóbal, E., Velasco, S., Sánchez, JR., Pujante, A. (2009). Grupo 32. Tipo Ecológico N° 21. Ríos cantabro-atlánticos silíceos. En: VV.AA. (Ed). Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.