

EFFECTES DE L'INCENDI DE L'ALT EMPORDÀ SOBRE LA COMUNITAT DE MACROINVERTEBRATS AQUÀTICS DELS RIUS MUGA I RICARDELL

Ariadna Veas Bernal

Grau de Ciències Ambientals

Tutor: Narcís Prat Fornells

Catedràtic del Departament d'Ecologia

Universitat de Barcelona

Barcelona, juny de 2013

ÍNDEX

ABSTRACT.	1
1. INTRODUCCIÓ.	2
2. OBJECTIUS.	3
3. METODOLOGIA.	4
3.1. Àrea d'estudi.	4
3.2. Variables ambientals.	7
3.3. Mostreig i identificació de macroinvertebrats.	8
3.4. Índexs biòtics.	9
3.5. Dades històriques anteriors a l'incendi.	10
3.6. Anàlisi de dades.	10
4. RESULTATS.	11
4.1. Condicions climàtiques i hidrològiques.	11
4.2. Variables ambientals.	14
4.3. Anàlisi de la composició de la comunitat de macroinvertebrats. ...	16
4.4. Anàlisi de la comunitat de macroinvertebrats i relació amb les variables ambientals.	20
4.5. Anàlisi de la comunitat de macroinvertebrats a partir de les mètriques i índexs biològics.	22
5. DISCUSSIÓ.	25
6. CONCLUSIONS.	28
7. BIBLIOGRAFIA.	31
8. ANNEXOS.	38

ABSTRACT

A large forest fire at Alt Empordà (North Spain) in July 22 of 2012, calcinated more than 10.000 ha of Mediterranean forest and shrubs. Direct measurements, water and biological samples were collected immediately after its extinction, three months later (in October) and nine months later (in April) to evaluate the short-term effects of the fire on the biodiversity and water quality of two streams running across the burned area (Muga and Ricardell). Metrics and biological quality indexes were performed along with organic and inorganic chemical analyses. The data indicate the fire was not the responsible of changes in macroinvertebrates community. The main impact was the dry season, which showed a significant decrease on water quality values in Ricardell, mainly in autumn. In this study we have seen fire is enhanced by many factors, including drought, which seems to be a very severe disturbance. In Muga river, this disturbance was not observed because the dam upstream, which allowed a permanent flow. Such as in our analysis, in temporary rivers, and specially in dry periods, species are adapt to the harsh changes produced by lenitic conditions. Our results have illustrated also the resilience of the macroinvertebrates community in Mediterranean stream to eventual and relatively frequents disturbance.

1. INTRODUCCIÓ

Els incendis forestals tenen un paper clau en l'evolució, l'estructura, la distribució i el funcionament dels ecosistemes, sobretot en aquells que són propensos al foc (Bond & Keeley 2005; Lavorel *et al.*, 2007; Verkaik *et al.*, 2013). És per això, que el foc és considerat un dels agents pertorbadors que més influeixen en la biosfera terrestre, ja que pot tenir una incidència molt gran sobre processos fonamentals dels ecosistemes com són el cicle dels nutrients, a més que canvia el procés de successió de la vegetació i té un impacte important sobre la hidrologia i l'erosió del terreny.

Els ecosistemes de clima mediterrani són dels més propensos als incendis forestals, els quals han estat una característica freqüent i natural d'aquests sistemes des de pràcticament l'origen de l'espècie humana, sent provocats per la ignició dels llamps, els quals eren originàriament la causa principal dels incendis en les regions mediterrànies. Però amb el ràpid creixement de la població humana i amb les seves activitats i canvis socio-econòmics -el despoblament rural, l'abandonament de la terra, els canvis en els usos del sòl i el repoblament d'àrees propenses al foc amb espècies inflamables-, juntament amb el fenomen creixent de l'escalfament global i la tendència a la sequera, han provocat que els incendis forestals hagin seguit una tendència a l'alça, incrementant així la seva freqüència i magnitud; i per tant, modificant i alterant els règims d'incendis en les regions mediterrànies (Shakesby, 2011).

Tot i el fort impacte i l'elevada incidència dels incendis forestals en els ecosistemes mediterranis, els estudis sobre els efectes del foc i dels canvis biòtics i abiòtics en els ecosistemes aquàtics associats als boscos cremats, són relativament escassos (Minshall 2003, Verkaik *et al.*, 2013). Es coneix que els efectes dels incendis forestals sobre els ecosistemes aquàtics poden ser directes o indirectes (Minshall 2003). Els efectes directes acostumen a ser ràpids i de curta durada, i tenen lloc abans que arribin les primeres pluges després de l'incendi. Aquests efectes poden tenir un origen natural, com són la deposició de cendres o l'increment de la temperatura; o bé antropogènic, com l'entrada de contaminants en l'aigua (per exemple, els retardants de flama). En canvi, els efectes indirectes són aquells que es produeixen després de les primeres pluges i acostumen a tenir un caire dramàtic i catastròfic, ja que un cop ha tingut lloc l'escolament superficial de l'aigua de la pluja sobre el terreny erosionat pel foc, es produeixen crescudes en el riu i aquest rep una gran aportació de sediments, cendres i altres compostos que són arrossegats des de les zones cremades que envolten el tram del riu o bé que provenen d'aigües amunt. Tot i que els efectes indirectes siguin els que comporten afeccions més dràstiques en els ecosistemes

fluvials, ja que comporten en gran part la desaparició de biota (macroinvertebrats, peixos i algues) (Robinson *et al.*, 1994; Rinne 1996; Minshall 2003; Vieira *et al.*, 2004; Gresswell 1999) degut a l'entrada de cendres i a l'augment de sediments, poc a poc aquests compostos es van diluint amb l'aigua i el propi riu inicia un procés de recuperació. A més, cal destacar que els rius mediterranis es recuperen més ràpidament que altres rius de climes temperats pertorbats per incendis forestals (Verkaik *et al.*, 2013).

Mentre que els efectes indirectes han estat ben estudiats en els rius mediterranis (Minshall *et al.*, 1997; Minshall, 2003; Vila-Escalé *et al.*, 2007; Vila-Escalé, 2009; Verkaik, 2010; Verkaik *et al.*, 2013), els efectes directes són pràcticament desconeguts, ja que la majoria dels estudis basats en la recuperació de les comunitats aquàtiques de macroinvertebrats després de l'incendi s'han dut a terme després de les primeres inundacions (Vila-Escalé *et al.*, 2007), i a més, un factor en contra que cal destacar i que per tant dificulta l'estudi dels efectes directes, és que l'arribada de les primeres pluges després de l'incendi té lloc normalment en un temps relativament curt en els boscos mediterranis.

El 22 de juliol de 2012 es va produir un gran incendi a l'Alt Empordà, el qual va tenir el seu origen a la Jonquera, pràcticament a tocar amb la frontera entre Espanya i França (Fig.1). El foc es va estendre ràpidament en direcció sud, degut principalment a la influència de la forta tramuntana que bufava, fins la seva total extinció, que va tenir lloc sis dies després del seu inici. Les conseqüències d'aquest incendi van ser més de 10.000 hectàrees cremades, entre les quals hi havia boscos, matollars i conreus.

Aquest treball es va iniciar poc després que l'incendi es declarés extint. Per tant, aprofitant que encara no havien arribat les primeres pluges després de l'incendi i tenint dades anteriors al foc, es va donar la oportunitat per a realitzar un estudi dels efectes directes, i també indirectes, del foc en un ambient mediterrani en dos rius (la Muga i el Ricardell) que travessen l'àrea que es va cremar.

2. OBJECTIUS

El present treball ha tingut com a principal objecte l'estudi dels efectes a curt termini de l'incendi de l'Alt Empordà, tant abans (efectes directes) com després (efectes indirectes) de les primeres pluges, en dos rius de clima mediterrani (Muga i Ricardell). A partir d'aquest objectiu principal, s'han desenvolupat la resta d'objectius a nivell més específic:

- Conèixer la composició i estructura de la comunitat de macroinvertebrats dels dos rius estudiats, tant a nivell de família (que emprarem per calcular els índexs biològics) com a nivell de gènere en el cas dels ordres Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera (EPT).
- Estudiar els possibles canvis entre abans i després del foc en la comunitat de macroinvertebrats a partir de diferents mètriques i índexs biològics. Comparar els resultats entre els dos rius.
- Caracteritzar el bosc de ribera i els hàbitats fluvials després de l'incendi en els dos rius i identificar els possibles canvis entre abans i després del foc. Comparar les condicions hidromorfològiques post-foc entre els dos rius.
- Analitzar els paràmetres físico-químics després del foc en els dos rius i comparar-los entre abans i després de l'incendi. Comparar les característiques físico-químiques posteriors al foc entre els dos rius i avaluar la seva resposta.
- Establir i determinar les diferències principals entre la Muga i el Ricardell tenint en compte els paràmetres avaluats (biològics, físico-químics i hidromorfològics) i altres possibles factors ambientals o antropogènics.

3. METODOLOGIA

3.1. Àrea d'estudi

La conca del riu de la Muga pertany pràcticament tota a la comarca de l'Alt Empordà, situada en el nord-est d'Espanya, pròxima a la frontera amb França (Fig.1). La Muga, neix al terme municipal d'Albanyà, a la zona del Pla de la Muga, i desemboca al mar Mediterrani, fent de frontera entre els Aiguamolls de l'Empordà i Empuriabrava. Té una longitud total de 70 km i supera un desnivell total de 1240 metres. Entre els principals afluents de la Muga cal destacar el riu d'Arnera, el riu Manol, la riera de Figueres i el Llobregat de la Muga, el qual és el principal afluent de la Muga pel seu marge esquerre i que alhora, recull les aigües procedents, entre d'altres, del Ricardell, el qual és un dels rius d'estudi d'aquest treball, juntament amb la Muga.

La Muga ("M" en la Fig.1) és un riu que es troba regulat per l'embassament de Boadella, el qual forma part dels municipis de Darnius, Sant Llorenç de la Muga i

Terrades, i presenta una capacitat de 61 hm³. L'embassament de Boadella allibera aigua durant l'estiu principalment pel reg de conreus. Aquesta aigua és alliberada des de la presa fins a una resclosa localitzada 11 km aigües avall, al seu pas per Pont de Molins, Peralada i Castelló d'Empúries, on les aigües es divideixen en dos canals de reg (un al marge dret i l'altre al marge esquerre de la Muga). L'embassament de Boadella representa una forta influència sobre el riu, ja que la seva presència provoca una important reducció de dipòsits de material al·luvial emergits. L'altre riu d'estudi, el Ricardell ("R" en la Fig.1), és una petita riera sense regular amb escassa sinuositat, i que conserva dipòsits al·luvials emergits, la qual cosa indica que es tracta d'un riu amb una certa capacitat de transport. A més, cal destacar que en el seu tram baix, sembla trobar-se constret per la pressió urbana i agrícola.

El clima de l'àrea d'estudi és típicament mediterrani, caracteritzat per pluges irregulars, més importants i abundants durant la tardor i la primavera. L'estació més seca és l'estiu i la temperatura mitjana anual se situa entorn els 14-16 °C a gairebé tota la comarca, amb màximes a les terres litorals i mínimes als sectors enlairats de les serres pirinenques. En l'Alt Empordà, un dels elements climàtics més característics és la tramuntana, un vent sec i fred que bufa amb molta intensitat i és de component nord. Segons l'estudi de "Regionalització fluvial de les Conques Internes de Catalunya" (ACA, 2002), la Muga i el Ricardell són dos rius que pertanyen a la tipologia fluvial de *Rius mediterranis de cabal variable*, que es caracteritzen per:

- Aportació anual molt baixa (< 40 Hm³)
- Elevat índex d'estiatge i de variabilitat del cabal (> 0,8)
- Temperatura ambiental moderadament elevada (> 13 °C)
- Pluviometria anual baixa (< 700 mm)

Pel que fa a la vegetació, la coincidència en un espai reduït d'ambients de muntanya i de plana proporciona una gran varietat d'hàbitats, que són la base de la diversitat del paisatge vegetal de la conca. La zona d'estudi s'emmarca dins de la regió mediterrània, on les formacions típiques són els alzinars, entre els que cal destacar com a comunitats comunes l'alzinar litoral, l'alzinar muntanyenc, la sureda, el carrascar i les màquies litorals i continentals. La degradació d'aquestes comunitats, sobretot a la regió més propera a la terra baixa, donen lloc a comunitats vegetals de garrigues, brolles, prats secs mediterranis, i a pinedes mediterrànies de pi blanc i pi pinyer.

Per tal de realitzar l'estudi i assolir els objectius marcats, es van dur a terme tres campanyes de mostreig en la Muga i en el Ricardell. El primer mostreig, realitzat el 30 i

31 de juliol de 2012, va tenir lloc tot seguit de l'incendi i abans que arribessin les primeres pluges. El segon, realitzat el 3 d'octubre de 2012, es va fer just a continuació de les primeres pluges posteriors a l'incendi. I l'últim mostreig, es va realitzar el 26 d'abril de 2013 després d'uns mesos amb precipitacions pràcticament a diari.

En la Muga es van establir dos punts de mostreig, el primer (M1) localitzat en un punt on l'aigua és alliberada de l'embassament i s'incorpora al riu, i el segon (M2) just després de la resclosa que capta l'aigua del riu. Mentre que a la Muga es va recollir una única mostra per punt de mostreig en cadascuna de les tres campanyes, en el Ricardell, durant la primera i la segona campanya, al no presentar cabal, es van mostrejar tres basses de forma individual (B1, B2 i B3) que havien quedat desconnectades entre si en el mateix punt de mostreig. I en la tercera campanya, com el riu ja va restablir el seu cabal, les basses es van trobar connectades entre si, i per tant, es va prendre una única mostra (R).

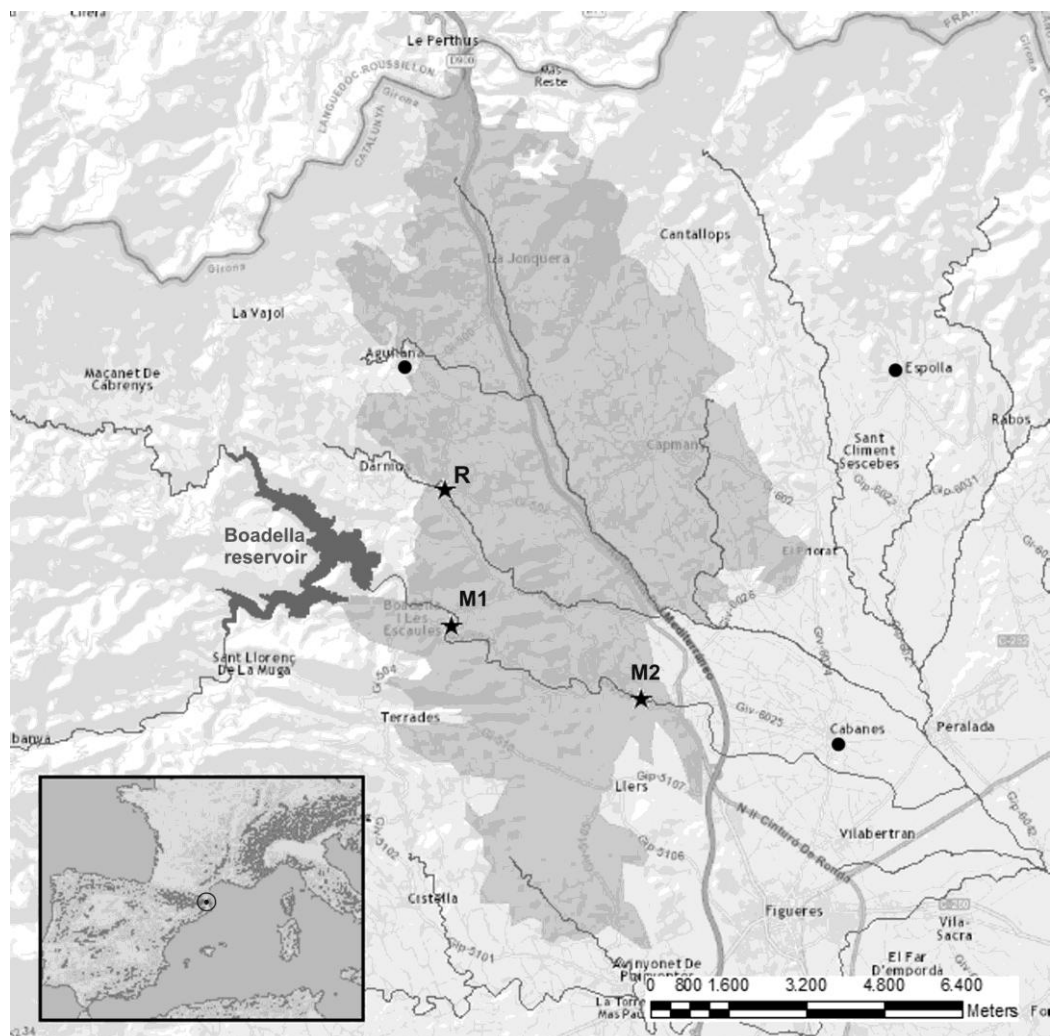


Figura 1. Punts de mostreig on R=Ricardell i M=Muga. En gris s'indica l'extensió de l'àrea cremada. Les estacions meteorològiques utilitzades pel càlcul de l'índex SPI es troben marcades (Agullana, Cabanes i Espolla).

3.2. Variables ambientals

En les tres campanyes de mostreig, cadascuna de les estacions es va caracteritzar analitzant diversos paràmetres físico-químics i hidromorfològics.

Pel que fa a les variables físico-químiques, la conductivitat, l'oxigen dissolt, el pH i la temperatura de l'aigua es van mesurar "in situ" mitjançant un YSI meter (Geotech Environmental Equipment, Inc., Denver, Colorado). Juntament amb les mesures d'aquests paràmetres, es van recollir mostres d'aigua de cadascun dels punts de mostreig, les quals van ser transportades en pots de vidre i refrigerades per a la seva posterior anàlisi en el laboratori. L'Agència Catalana de l'Aigua (ACA) es va encarregar de l'anàlisi del contingut de nutrients d'aquestes mostres d'aigua. Per tal de determinar la concentració dels nutrients nitrat, amoni, fosfat i TOC, es va utilitzar la tècnica de cromatografia iònica.

Respecte els paràmetres hidromorfològics, es van tenir en compte la qualitat del bosc de ribera, la qualitat de l'hàbitat fluvial i el règim hidrològic. La qualitat del bosc de ribera va ser avaluada mitjançant l'índex QBR (Munné *et al.*, 2003), el qual consta de quatre blocs que valoren el grau, l'estructura i la qualitat de la cobertura ripària i el grau de naturalitat de la riba, i a partir del valor final s'estableixen cinc rangs de qualitat (Annex I). Per a l'avaluació de la qualitat de l'hàbitat fluvial, es va utilitzar l'índex IHF (Pardo *et al.* 2002), el qual mesura les característiques de l'hàbitat fluvial i la seva diversitat d'ambients a partir de set blocs: la inclusió del substrat, la freqüència de ràpids, la composició del substrat, els règims de velocitat, el percentatge d'ombra a la llera, els elements d'heterogeneïtat i la cobertura de vegetació aquàtica, i a partir del valor final s'estableixen tres rangs de qualitat (Annex II). I finalment, pel que fa al règim hidrològic, les úniques dades de cabal que es van trobar disponibles van ser les del punt de mostreig M1 de la Muga, ja que just després de l'embasament de Boadella (Fig. 1) hi ha una estació d'aforament. Tot i que el punt M2 sigui del mateix riu, no s'ha pogut treballar amb les mateixes dades de cabal, ja que aigües amunt del M2 hi ha la resclosa que desvia les aigües, la qual cosa fa reduir el volum d'aigua, i per tant, el cabal varia entre un punt i l'altre. En el cas del Ricardell, no va ser possible trobar dades de cabal d'abans de l'incendi, degut a que no existeix seguiment d'aquest paràmetre en aquesta riera. Degut a la falta de dades de cabal en el Ricardell, per tal d'obtenir una mesura de l'estrès hidrològic i així conèixer les condicions hidrològiques anteriors en aquesta àrea d'estudi, es va calcular l'*Standardized Precipitation Index* (SPI) (Munné & Prat, 2011), a partir dels valors diaris de precipitació d'aquesta zona. Aquest índex s'utilitza per determinar i caracteritzar els períodes secs i humits,

és a dir, ens indica si la precipitació d'un període donat és major o menor que la mitjana d'una sèrie de valors anuals pel mateix punt geogràfic. En aquest cas, es va utilitzar una sèrie combinada de les tres estacions pluviomètriques més properes a la zona d'estudi (Agullana, Cabanes i Espolla) (Fig.1) des de l'any 1997 fins al 2012.

3.3. Mostreig i identificació de macroinvertebrats

El mostreig de macroinvertebrats es va realitzar seguint el protocol GUADALMED (Alba-Tercedor *et al.*, 2004). Es va dur a terme un mostreig multihàbitat mitjançant l'ús d'una xarxa de llum de malla de 250 µm. En cada punt de mostreig, es van realitzar diverses pressions de mostres fins que no van aparèixer més noves taxes a simple vista, per tal d'obtenir la màxima biodiversitat possible. Les mostres obtingudes van ser recollides en pots i es van fixar amb formol al 4% per tal de conservar-les i ser analitzades posteriorment en el laboratori.

Un cop al laboratori, aquestes mostres van ser tractades d'una en una, seguint totes un mateix protocol. En primer lloc, es va netejar la mostra per eliminar el formol amb el que s'havia fixat. Seguidament, es va fer una segona neteja amb aigua, filtrant la mostra a través d'un sedàs de 250 µm de llum de malla per tal d'eliminar les partícules inferiors a aquest diàmetre, i d'aquesta forma, facilitar la identificació dels organismes presents. A partir d'aquí, es va procedir a la identificació dels macroinvertebrats dividint la mostra en petites fraccions, que depenent de la mida de la mostra es van dividir en 8 o en 16 submostres. Es va recollir una d'aquestes submostres per analitzar-la amb deteniment, guardant les submostres restants per tractar-les posteriorment. En la submostra escollida, es van separar i identificar un mínim de 300 individus a nivell taxonòmic de família mitjançant l'ajuda d'una guia especialitzada (Tachet *et al.*, 2006) i es van guardar en uns vials amb etanol al 70%. Un cop obtinguts aquests 300 individus, es va revisar la resta de la mostra per comprovar si hi havia noves famílies de macroinvertebrats; i en el cas que així fos, es van identificar i separar. En alguns casos concrets (Oligochaeta, Ostracoda, Nematoda, Cladocera, Copepoda i Hidracarina), es van deixar en nivells taxonòmics superiors, i en el cas dels ordres Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera, els individus es van identificar a nivell taxonòmic de gènere. En tots els casos, els recomptes d'individus totals es van transformar a rangs d'abundància per mostra (dades semiquantitatives), segons: 1=1-3, 2=4-11, 3=12-100 i 4= >100 individus.

3.4. Índexs biòtics

A partir de les dades que es van obtenir en la identificació de macroinvertebrats, s'han calculat diverses mètriques i índexs biològics mitjançant el programa informàtic MAQBIR (Munné 2009). Pel que fa a les mètriques i índexs qualitius IBMWP, IASPT, EPT, OCH i riquesa (S), s'han obtingut a partir de les dades transformades a rang d'abundància; en canvi, les mètriques diversitat (H') i equitativitat (E), tot i ser mètriques quantitatives i no coincidir amb el tipus de mostreig que es va realitzar (semi-quantitatiu), s'han calculat transformant les dades a percentatge respecte el total d'individus per mostra.

L'índex IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) (Munné & Prat, 2009), és l'índex biològic més emprat a Espanya, i s'utilitza per avaluar l'estat ecològic dels rius a partir de l'estudi de la comunitat de macroinvertebrats. Aquest índex es basa en un sistema de puntuació que combina el nombre de famílies totals d'una determinada mostra. El valor final obtingut correspon a la suma dels valors d'intolerància de cadascuna d'aquestes famílies, que van del 0 al 10, on 10 seria la puntuació per aquells organismes més intolerants. A partir d'aquest valor final s'estableixen cinc rangs segons la tipologia fluvial a la que pertany el riu d'estudi (Annex III). L'índex IASPT (Iberian Average Score Per Taxon) (Alba-Tercerdor & Sánchez Ortega, 1988; Alba-Tercerdor *et al.*, 2002; Jáimez-Cuéllar *et al.*, 2002) constitueix un complement de l'índex anterior, ja que és la relació entre el valor final de l'índex IBMWP i el número de famílies presents, i representa el valor mig d'intolerància de cadascun dels tàxons presents. Aquests índexs, per a poder comparar-los i establir els nivells de qualitat, és necessari expressar els seus valors en EQR (Ecological Quality Ratio) en funció d'un valor de referència segons la tipologia fluvial a la qual pertanyen els rius, tal i com es troba descrit en la Directiva Marc de l'Aigua (DMA).

La utilització d'aquests índexs biòtics no és la única forma de conèixer l'efecte de diferents pertorbacions sobre una massa d'aigua, sinó que també es poden utilitzar altres mètriques descriptores de les comunitats de macroinvertebrats. En aquest cas s'han tingut en compte les següents mètriques: el número d'EPT i OCH, el número de taxa (S), la diversitat (H') i l'equitativitat (E).

A partir de la suma del nombre de famílies EPT (Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera) respecte la suma de les famílies OCH (Odonata, Coleoptera i Heteroptera), s'ha calculat la relació $EPT/(EPT+OCH) \cdot 100$ (Rieradevall *et al.*, 1999; Bonada *et al.*, 2006), que valora la importància de l'hàbitat reòfil (EPT) respecte el lenític (OCH), ja que normalment les famílies EPT es troben associades a les zones de

corrent i les OCH a les zones de bassa i ambients més calcats (Bonada *et al.*, 2007). Per tant, els valors alts d'aquest índex indiquen ambients reòfils, mentre que els valors baixos són més típics de zones lenítiques.

3.5. Dades històriques anteriors a l'incendi

Pel que fa a les dades anteriors al foc, tant dels paràmetres físico-químics i hidromorfològics com de les dades biològiques, l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA) va ser la responsable de proporcionar-nos-les, ja que van fer seguiment en dos dels nostres tres punts de mostreig: la Muga després de l'embassament de Boadella (M1) i el Ricardell (R). Respecte els paràmetres físico-químics, les dades històriques van comprendre des del 2007 fins al 2012 (Annex VIII). En canvi, dels paràmetres hidromorfològics (índexs QBR i IHF), només es va disposar dels anys 2010 i 2011 (Annex IV).

Respecte la informació biològica, es va disposar de dades de macroinvertebrats dels anys 2010 i 2011 dels punts de mostreig M1 i R, en valors de rangs d'abundància (Annex VII). Cal destacar, que els mostrejos de seguiment de qualitat biològica de l'ACA van ser realitzats durant la primavera (entre l'1 d'abril i el 21 de juny). Per calcular les mètriques i els índexs biòtics faltants per tal de poder-los comparar amb les dades post-incendi, també s'ha utilitzat el programa MAQBIR (Annex VI).

3.6. Anàlisi de dades

Pel que fa a l'anàlisi de la composició de la comunitat de macroinvertebrats, s'ha realitzat una Anàlisi de Coordenades Principals (PCO) dels diferents punts de mostreig, el qual s'ha dut a terme mitjançant el paquet estadístic PERMANOVA+ per a PRIMER (Anderson *et al.* 2008), a partir de la matriu de dissimilaritat de Bray-Curtis, elaborada a partir de la matriu de rangs d'abundància dels diferents tàxons identificats en cada tram d'estudi. En aquesta anàlisi, també s'han representat els tàxons de macroinvertebrats que presentaven un índex de correlació d'Spearman superior a 0,5 amb algun dels dos primers eixos. A partir de la matriu de dissimilaritat de Bray-Curtis, s'ha realitzat una anàlisi de la varianza de tipus permutacional multivariant mitjançant el paquet estadístic PERMANOVA+ per a PRIMER amb l'objectiu de contrastar i conèixer l'existència de divergències en la comunitat de macroinvertebrats. S'ha utilitzat aquest tipus d'anàlisi perquè el nombre d'espècies és més gran que el nombre de mostres (Clarke & Gorley, 2006), i a més, suposa una alternativa més robusta que l'ANOSIM (Analysis of Similarities). També s'ha realitzat una Anàlisi Jeràrquica Clúster a partir de la matriu de dissimilaritat de Bray-Curtis mitjançant el mateix programa

estadístic (PRIMER v6), a partir del qual s'ha elaborat un dendrograma expressat en %, on s'ha pogut visualitzar una classificació de les mostres dels diferents punts estudiats respecte la similaritat que presenten entre elles.

I finalment, s'ha estudiat la comunitat de macroinvertebrats i la seva relació amb les variables ambientals mitjançant l'anàlisi dbRDA (PERMANOVA+ per a PRIMER). Aquesta anàlisi s'encarrega d'estudiar la relació entre dos matrius de dades, una explicativa, que en aquest estudi seria la matriu de les variables ambientals normalitzades, i una matriu resposta, que seria la matriu de dissimilaritat de Bray-Curtis, calculada a partir dels rangs d'abundància dels tàxons de macroinvertebrats. Per tal d'observar aquesta relació, s'ha elaborat un gràfic en el qual s'han representat els diferents punts de mostreig i les diferents variables ambientals.

4. RESULTATS

4.1. Condicions climàtiques i hidrològiques

La influència de les condicions climàtiques i hidrològiques sobre les comunitats de macroinvertebrats aquàtics bentònics pot arribar a ser força important, sobretot quan es produeixen juntament amb altres pertorbacions, com els incendis. En el nostre cas d'estudi, el 2012 es va caracteritzar per ser un any relativament sec amb precipitacions molt escasses, sobretot a l'estiu (Fig. 2a), que és quan va tenir lloc l'incendi a l'Alt Empordà.

El Ricardell, durant la primera i la segona campanya de mostreig, es va trobar constituït per basses aïllades entre si. Aquest fet va ser degut al període de sequera que va precedir l'incendi. Tot i que abans del segon mostreig tinguessin lloc les primeres pluges després de l'incendi (Fig. 2a), aquestes no van ser suficients per restablir el cabal en el Ricardell, però les basses es van seguir mantenint. És per aquest motiu, que les mostres del Ricardell del primer i segon mostreig van ser preses de forma independent de tres basses (B1, B2 i B3). Aquestes eren petites, amb un màxim de 2 metres de diàmetre i una profunditat d'entre 25 i 30 centímetres. Per facilitar la comparació amb les dades d'altres èpoques, les mostres de cadascuna de les basses es van treballar de forma conjunta, com si fossin un únic punt (R). Durant la tercera campanya de mostreig, en canvi, el Ricardell va recuperar el corrent d'aigua continu amb un cabal de 0,021 m³/s, gràcies a uns mesos de març i abril força humits amb pluges molt regulars (Fig. 2a), el que va permetre fer un mostreig integrat com en els punts de la Muga.

En la Muga, l'embassament de Boadella juga un paper clau en el seu règim hídric, ja que aquest assegura que el riu Muga presenti un cabal pràcticament constant, lo qual es troba registrat i reflectit en les dades proporcionades per l'estació d'aforament de Boadella de l'Empordà, localitzat en el mateix punt de mostreig M1 (Fig.1). La primera campanya de mostreig va tenir lloc durant el període de regadiu dels camps de conreu, moment en el que la Muga presentava un cabal entre 4 i 5 m³/s (Fig. 2b). La segona campanya va ser realitzada poc després que es tanquessin les comportes de l'embassament, degut a que el període de reg ja havia finalitzat, i per tant, va comportar una reducció del cabal i que la Muga baixés amb un cabal mínim de 0,30 m³/s (Fig. 2b). I pel que fa a la tercera campanya de mostreig, es va realitzar durant la primavera, just després d'un període de pluges, amb un cabal entre 1,80 i 1,90 m³/s (Fig. 2b).

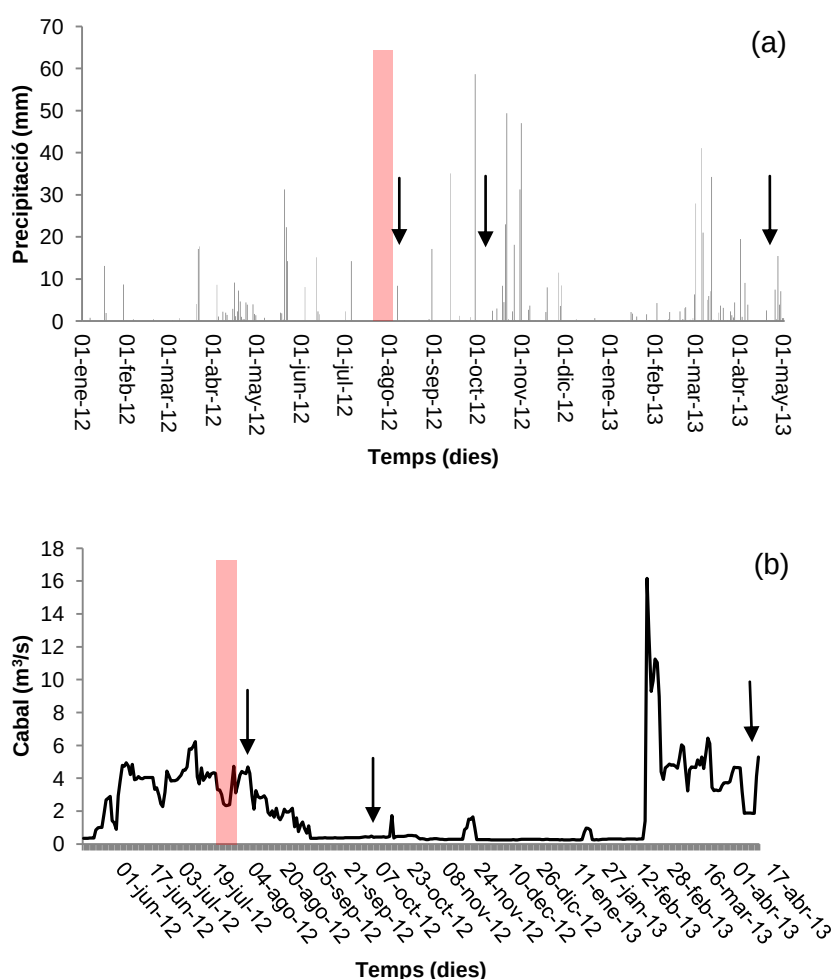


Figura 2. Condicions climatològiques i hidrològiques de les àrees mostrejades de la Muga i del Ricardell. (a) Precipitació diària de l'àrea afectada per l'incendi pel període 2012-2013. Les dates de mostreig es troben senyalades amb fletxes i les dates de l'incendi es troben marcades de color vermell. Les dades de precipitació provenen de la combinació de tres estacions meteorològiques situades a l'àrea d'estudi: Agullana, Cabanes i Espolla (Fig. 1). (b) Cabal diari del riu Muga a Boadella de l'Empordà, proper al punt de mostreig M1. Les fletxes indiquen les dates de mostreig i l'àrea marcada de color vermell indica els dies en que va tenir lloc l'incendi.

Com s'ha pogut observar, existeixen grans diferències entre els règims hídrics dels dos rius, ja que el cabal en el riu de la Muga és relativament constant, fins i tot en èpoques de sequera, a causa de la seva regulació per part de l'embassament; en canvi, el riu Ricardell presenta una gran variabilitat en el seu cabal d'un any hidrològic a un altre. Però, malgrat les divergències que presenten els dos rius, tots dos poden ser considerats com a típics rius de clima mediterrani.

Com que no es van obtenir dades contínues del cabal del Ricardell, i la Muga es troba regulada per l'embassament de Boadella, es difícil mostrar com la sequera meteorològica es reflexa en una baixa esorrentia dels rius. Per tal de mostrar millor la relació entre una i altra, s'ha calculat l'índex SPI, el qual reflexa molt bé la sequera que va existir en l'àrea d'estudi durant l'any 2012 (Fig. 3). Al gener de 2012 el valor de l'índex SPI era pròxim a 0, però a partir d'aquí, es van anar assolint valors negatius cada cop majors des de l'abril fins al juliol, que és quan va tenir lloc l'incendi. Aquests valors negatius ens informen que la freqüència de pluges es trobava per sota de la mitjana històrica de precipitacions, i per tant, indiquen que ens vam trobar davant un període sec. Encara que durant els mesos de setembre i octubre el valor de l'índex SPI es va recuperar fins arribar a valors positius, les pluges no van ser suficients com per restablir el cabal en el Ricardell, en el qual només hi havia basses, tot i que a la primavera de 2013 la connectivitat entre les bases es va recuperar.

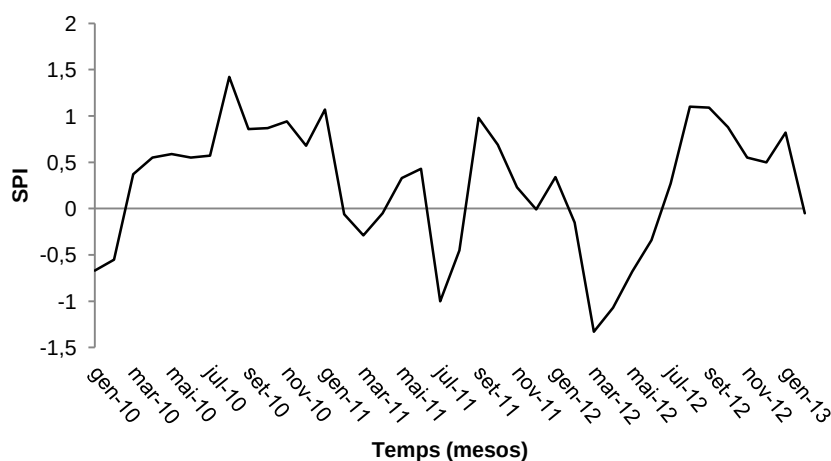


Figura 3. Índex SPI del període 2010-2013. Sèrie de dades històriques de precipitació del 1997-2013, provinents de les estacions meteorològiques d'Agullana, Cabanes i Espolla.

4.2. Variables ambientals

Tot i la proximitat geogràfica entre els diferents punts de mostreig dels dos rius, s'han observat diferències en els paràmetres físico-químics (Annex VIII) i morfològics analitzats (Annex IV).

A l'estiu, just després del foc, la temperatura de l'aigua en els dos punts de la Muga era relativament baixa, degut a que l'aigua prové de l'embassament de Boadella i s'origina a l'hipolimnion, que és la capa profunda de llacs i embassaments quan existeix una termoclina, i fa que aquesta capa sigui molt més freda que la capa superior; i si l'embassament descarrega pel fons, això implica que aigües avall del riu l'aigua sigui més freda del que li correspondria per l'època. En canvi, en el Ricardell, les tres basses presentaven temperatures molt més elevades, les quals diferien entre elles degut a la seva mida i a l'exposició al sol. A l'octubre, aquestes diferències de temperatura entre els dos rius es van esvaïr, ja que a la Muga, les aigües de l'embassament es van barrejar i homogeneïtzar, i la temperatura en els dos rius va ser propera a la de l'aire. A la primavera, les temperatures van baixar respecte les de la tardor, i van ser semblants entre els dos rius, ja que a la Muga, les aigües de l'embassament van seguir barrejades. Encara que la Muga i el Ricardell van presentar divergències en la seva conductivitat, els dos rius són de naturalesa calcària. La Muga, amb aigües d'origen pirinenc, va mostrar una baixa conductivitat amb valors molt semblants durant les tres èpoques de mostreig. I en el Ricardell, el qual presenta un origen més local, la conductivitat va ser molt elevada durant l'estiu i la tardor, degut a l'estancament de l'aigua en les basses, la qual cosa va fer augmentar la concentració d'ions. En canvi, durant la primavera, quan el Ricardell ja havia restablert el seu cabal, la conductivitat es va reduir pràcticament a la meitat, arribant a valors similars als de la Muga. Pel que fa al pH, totes les mostres d'aigua van presentar un pH bàsic, reflectint un elevat contingut de carbonat càlcic en aquestes aigües, excepte el punt B2 del Ricardell durant l'estiu, el qual presentava un pH lleugerament àcid. En la Muga, l'oxigen va presentar valors molt propers a la saturació durant les tres campanyes de mostreig. En canvi, en el Ricardell, durant l'estiu i la tardor, les basses van presentar uns valors de saturació molt baixos i força crítics per a la fauna, però a la primavera, es van recuperar arribant a valors d'oxigen molt semblants als de la Muga. Respecte els nutrients analitzats (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} i TOC), van mostrar concentracions molt baixes i semblants entre els dos rius al llarg dels tres mostrejos. Tot i això, cal destacar una de les basses de l'estiu (B2), la qual va presentar una concentració de nutrients força elevada respecte les altres.

Respecte les condicions físico-químiques dels dos rius abans de l'incendi (Annex VIII), en la Muga, pràcticament tots els paràmetres es van mantenir similars als valors d'altres anys, tant durant l'estiu, com en la tardor i la primavera. En canvi, en el Ricardell, la presència de les basses va provocar durant l'estiu i la tardor de 2012 alteracions en la seva físico-química, provocant canvis en el pH i en la temperatura, però sobretot alterant la conductivitat i les concentracions d'oxigen, les quals es van reduir a la meitat, i van arribar a concentracions crítiques, tot i que a la primavera la situació es va recuperar retornant a uns valors semblants als que presentava el Ricardell abans del foc.

Pel que fa a les variables hidromorfològiques (mesurades amb els índexs QBR i IHF), després de l'incendi, el bosc de ribera de la Muga va presentar diferències entre els punts M1 i M2, però es van mantenir similars al llarg del temps (Fig. 4b). En el punt M1, l'estat de conservació es va mantenir entre bo i mediocre amb un valor de 65 del QBR (Fig. 4b) degut a alteracions vinculades amb el baix grau de cobertura ripària. En canvi, el M2 va presentar una bona qualitat amb valors entre 80 i 85 (Fig. 4b), gràcies a la bona estructura i cobertura del bosc de ribera. Cal destacar les pressions i pertorbacions antropogèniques en aquests dos punts, provocant un cert grau d'alteració, tot i que mínim. En el Ricardell, el bosc de ribera va presentar valors entre 60 i 70 del QBR (Fig. 4b), reflectint alteracions importants, degut principalment a la pertorbada estructura de la cobertura ripària i a les modificacions de les terrasses adjacents a la llera del riu, com són la presència de la carretera, la qual es troba paral·lela a la riera, i els camps abandonats, comportant la no existència de bosc de ribera. A partir de les dades anteriors a l'incendi (Fig. 4a) es pot observar que tant en la Muga com en el Ricardell, l'efecte de l'incendi va passar desapercebut, ja que fins i tot la qualitat dels seus boscos de ribera van millorar respecte anys anteriors.

Pel que fa a l'índex IHF, en els mostresos fets després del foc, la Muga va presentar una molt bona qualitat d'hàbitats fluvials amb valors superiors a 60 i màxims a l'estiu (Fig. 4d), tot i que amb una lleugera disminució durant la tardor, sobretot en el punt M2, provocada principalment per la reducció en la freqüència de ràpids i en els règims de velocitat i profunditat degut a la influència de l'embassament i de la resclosa. En el Ricardell, es pot observar que durant l'estiu i la tardor, l'índex IHF es trobava molt per sota que el de la primavera (Fig. 4d), degut a la presència de les basses, les quals van fer reduir la varietat dels hàbitats fluvials, sobretot a la tardor. En canvi, a la primavera es va produir una notable millora, gràcies al restabliment de la corrent d'aigua, la qual va permetre la connectivitat entre basses i la recuperació d'hàbitats fluvials. Si comparem aquest índex entre abans i després de l'incendi, en el gràfic c de la figura 4

es pot observar que els valors es van mantenir en la Muga, però que en Ricardell, la presència de les basses va fer reduir aquest índex durant l'època de sequera, tot i que amb una clara millora durant la darrera primavera, fins i tot millorant les condicions respecte les del 2010 i 2011.

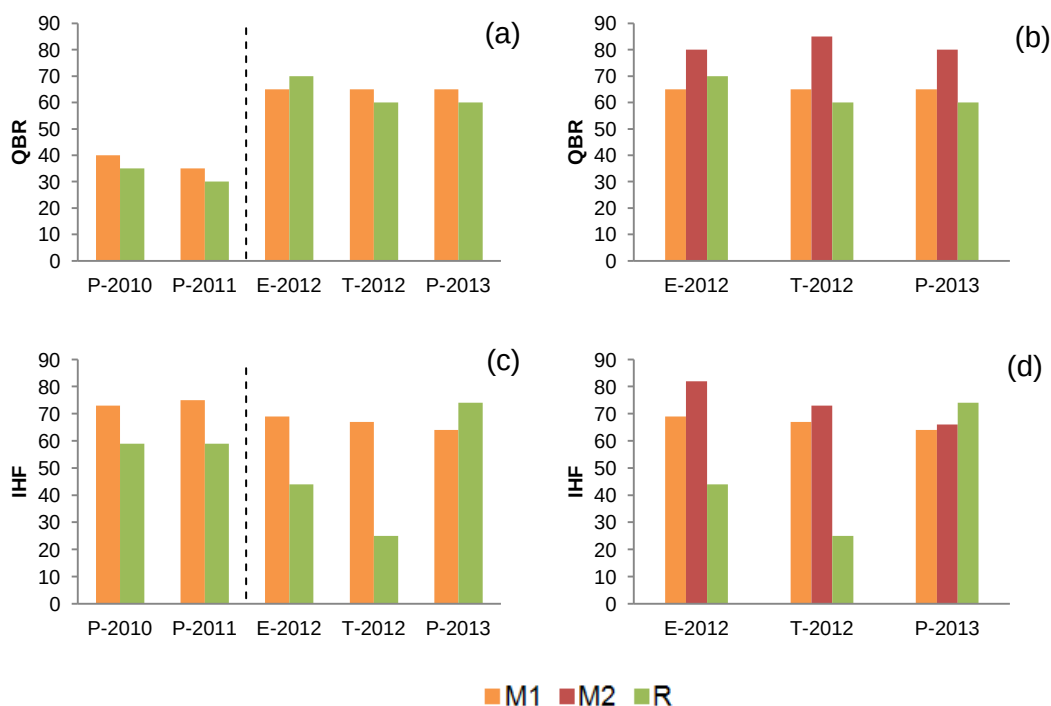


Figura 4. Índexs morfològics QBR i IHF. En els gràfics (a) i (c) es mostren les diferències d'aquests índexs entre abans i després del foc en els punts M1 i R. Amb una línia discontinua se separa el període anterior al foc (P-2010 i P-2011) respecte el posterior (E-2012, T-2012 i P-2013). En els gràfics (b) i (d) es mostra l'evolució dels índexs QBR i IHF després de l'incendi en els punts de mostreig M1, M2 i R. P=primavera, E=estiu i T=tardor.

4.3. Anàlisi de la composició de la comunitat de macroinvertebrats

Per a establir que els diferents factors considerats en aquest estudi han estat responsables de canvis significatius en la composició de la comunitat de macroinvertebrats, s'ha realitzat una anàlisi de la varianza de tipus permutacional multivariant (PERMANOVA). Els factors que s'han considerat han estat: el punt de mostreig (M1, M2 i R) i el foc (abans i després). El principal factor que ha explicat les diferències en la composició de la comunitat de macroinvertebrats ha estat el punt de mostreig, que explica una variabilitat del 39,7% (p-valor = 0,001). I el següent factor ha estat el foc, amb un 21,2% de la variabilitat (p-valor = 0,013).

En la figura 6 podem observar la distribució dels diferents punts de mostreig respecte la comunitat de macroinvertebrats en la PCO realitzada. En la primera component de la PCO (Fig. 6), que explica un 39,6% de la variabilitat, els punts de mostreig

s'agrupen en dos grups segons el riu al que pertanyen, on els de la dreta són del Ricardell, i els de l'esquerra de la Muga. Però seguint la classificació obtinguda a partir de l'anàlisi jeràrquic clúster (Fig. 5), els punts de mostreig s'han dividit en tres grups a un nivell de semblança de 50%. El primer grup, situat a la dreta del gràfic, es troba format pels punts DER-2012 i DTR-2012, els quals es van caracteritzar per la presència de basses en el moment del mostreig, i per tant, influenciats pel període de sequera. En el segon grup, situat al centre, la mostra del punt DPR-2013 es va prendre quan el Ricardell ja havia restablert el seu cabal, la qual cosa va permetre retornar a unes condicions semblants a les que hi havia abans de l'incendi (APR-2010 i APR-2011). I el tercer grup, format pels punts pertanyents al riu de la Muga, es van caracteritzar per presentar un cabal pràcticament constant, ja que al ser un riu regulat, la influència del període de sequera no es va veure reflectit. Per tant, segons aquesta divisió de grups, aquest primer eix es troba relacionat amb la influència o no del període de sequera.

A partir d'aquests resultats, s'ha considerat que el factor punt de mostreig, influenciat per les condicions hidrològiques, va ser el principal responsable dels canvis. Per tal de conèixer quines van ser les famílies de macroinvertebrats més representatives dins cada grup, en l'anàlisi PCO (Fig. 6), s'ha representat la distribució d'aquelles que han presentat un valor de correlació d'Spearman superior a 0,5. Tal i com es pot observar, la major part de les famílies representades en el gràfic han tingut correlacions superiors a 0,5 respecte la primera component i s'han distribuït al llarg d'aquesta. Segons la figura 6, les famílies han tendit a classificar-se entre els tres grups esmentats anteriorment.

Entre els tàxons indicadors dels punts mostrejats a la Muga, el punt M1 es va caracteritzar majoritàriament per famílies de l'ordre dels tricòpters (Rhyacophilidae, Hydropsychidae, Polycentropodidae i Hydroptilidae), i el punt M2 es va caracteritzar per una major diversitat en les seves famílies més representatives (Caenidae, Aeshnidae, Sphaeriidae, Corixidae, Hydracarina). Tot i això, la Muga va presentar famílies que van ser comunes i representatives en els dos punts (els tricòpters Philopotamidae i Limnephilidae, el plecòpter Leuctridae i l'amfípode Gammaeridae). Partint d'aquests resultats, doncs, el riu Muga es va caracteritzar principalment per una comunitat rica en famílies de l'ordre Trichoptera. Aquests tricòpters es van classificar a nivell de gènere (Annex IX), i s'ha observat que la majoria de famílies van presentar un únic gènere. Els rius mediterranis acostumen a presentar una baixa diversitat de gèneres, la qual cosa s'ha vist reflectida en aquest estudi, com el cas dels gèneres *Ecnomus* i *Rhyacophila*, que són els únics representats de les seves famílies en rius

catalans. Cal destacar, però, la presència del gènere *Chaetopteryx* de la família Limnephilidae, que tot i estar acostumat a viure en aigües fredes de rius de muntanya, es va trobar en el tram mitjà de la Muga, potser degut a la baixa temperatura de les aigües que provenen de l'embassament.

En el Ricardell, els tàxons indicadors van dependre de les condicions hidrològiques que va presentar aquest riu en el moment del mostreig. Quan el Ricardell presentava les basses, les famílies de macroinvertebrats més representatives van ser les de l'ordre dels coleòpters (Elmidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Haliplidae, Hydraenidae, Hydrochidae, Noteridae i Scirtidae) i les dels heteròpters (Pleidae, Veliidae, Notonectidae i Naucoridae), tot i que en la mostra presa a la tardor, la biodiversitat es va reduir pràcticament a la meitat, quedant representada principalment per les famílies de l'heteròpter Pleidae, les quals acostumen a suportar períodes de sequera, i per les dels dípters Ceratopogonidae i Culicidae, les quals indiquen condicions o situacions problemàtiques, ja siguin de cabal o de càrrega orgànica. Quan el Ricardell va presentar corrent d'aigua (corresponent al grup DPR-2013, APR-2010 i APR-2011), el nombre de tàxons representatius en aquests punts, que van ser l'efemeròpter Leptophlebiidae i els dípters Anthomyiidae i Simuliidae, va ser menor respecte el dels altres grups, degut a que la comunitat va estar composta tant per famílies representatives de la Muga com per famílies representatives de les basses del Ricardell.

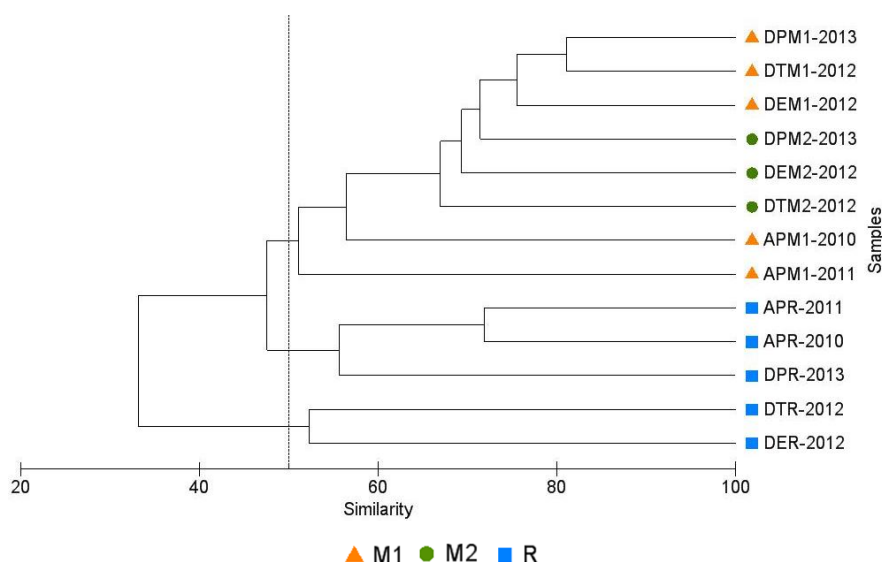


Figura 5. Dendrograma resultant de l'anàlisi jeràrquic clúster dels diferents punts de mostreig en base a la matriu de rangs d'abundància de les famílies de macroinvertebrats (dissimilaritat de Bray-Curtis). A=abans foc, D=després foc; P=primavera, E=estiu, T=tardor; R, M1 i M2=punts de mostreig (Exemple: DEM1-2012 = Després del foc, estiu, punt de mostreig M1).

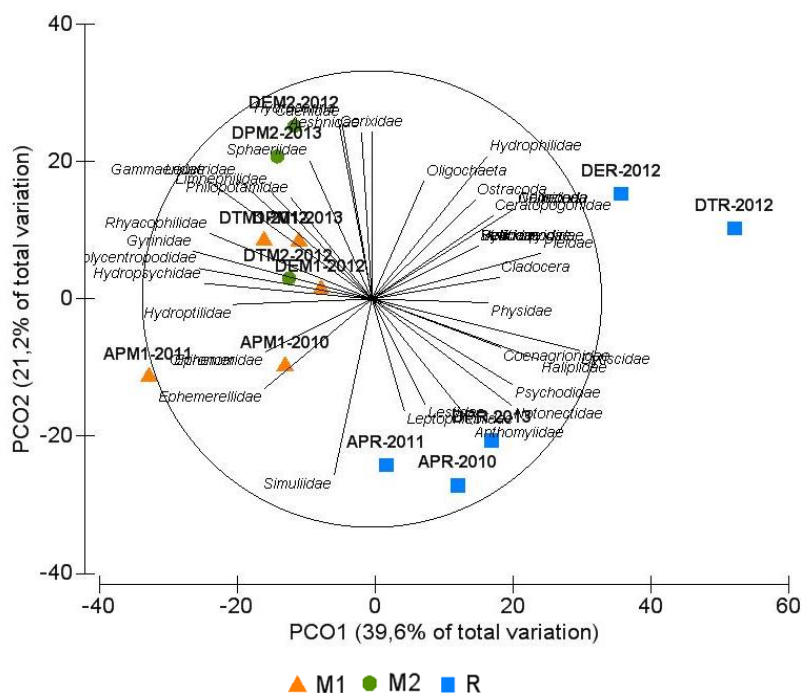


Figura 6. Distribució dels diferents punts de mostreig en l'espai creat pels dos primers eixos de l'Anàlisi de Coordenades Principals (PCO) basat en els rangs d'abundància de les famílies de macroinvertebrats (dissimilaritat de Bray-Curtis) (eix 1, 39,6%; eix 2, 21,2%). També s'ha representat la distribució de les diferents famílies de macroinvertebrats que van presentar un valor de correlació d'Spearman superior a 0,5. A=abans foc, D=després foc; P=primavera, E=estiu, T=tardor; R, M1 i M2=punts de mostreig. (Exemple: DEM1-2012 = Després del foc, estiu, punt de mostreig M1).

Entre totes les famílies de macroinvertebrats identificades, la que es va trobar amb major abundància en totes les mostres, va ser la del dípter Chironomidae, seguit de l'ordre Oligochaeta. Els quironòmids es caracteritzen per presentar uns nínxols ecològics molt amplis davant les diferents condicions físico-químiques i hidromorfològiques, fet que el fa ser el tàxon més abundant en la majoria de rius. Entre d'altres famílies que van destacar per les seves abundàncies van ser les de l'efemeròpter Baetidae i la del dípter Simuliidae.

Respecte el factor foc, que ha quedat representat per l'eix 2 (Fig. 6), els grups situats a la part superior han correspost al punts mostrejats després del foc, i els de la part inferior de l'eix, als mostrejats abans del foc, excepte el punt DPR-2013. La principal diferència que s'ha observat, és que la comunitat post-foc es va caracteritzar per un major nombre de tàxons que la pre-foc, tant en la Muga com en el Ricardell (Annex VII). Les famílies que es van identificar abans que es produís el foc, però que després d'aquest ja no es van trobar, van ser les de l'efemeròpter Ephemeroidea, del tricòpter Calamoceratidae i del coleòpter Dryopidae en el riu de la Muga; i la de l'odonat Lestidae en el Ricardell. Aquestes famílies van presentar abundàncies molt baixes, i a més, no van ser identificades en totes les mostres, la qual cosa indica que potser són

famílies que no acostumen a trobar-se en aquests rius. Així doncs, malgrat considerar el foc com a factor significatiu, el seu efecte sobre la composició de la comunitat de macroinvertebrats no va ser influent, i per tant, no se li atribueix un paper modificador.

4.4. Anàlisi de la comunitat de macroinvertebrats i relacions amb les variables ambientals

En la figura 7 es pot observar l'anàlisi dbRDA, realitzada a partir de la comunitat de macroinvertebrats i de les variables mediambientals dels diferents punts de mostreig, que ha explicat un 63,7% del total de la variància (36,6% l'eix 1 i 19,3% l'eix 2).

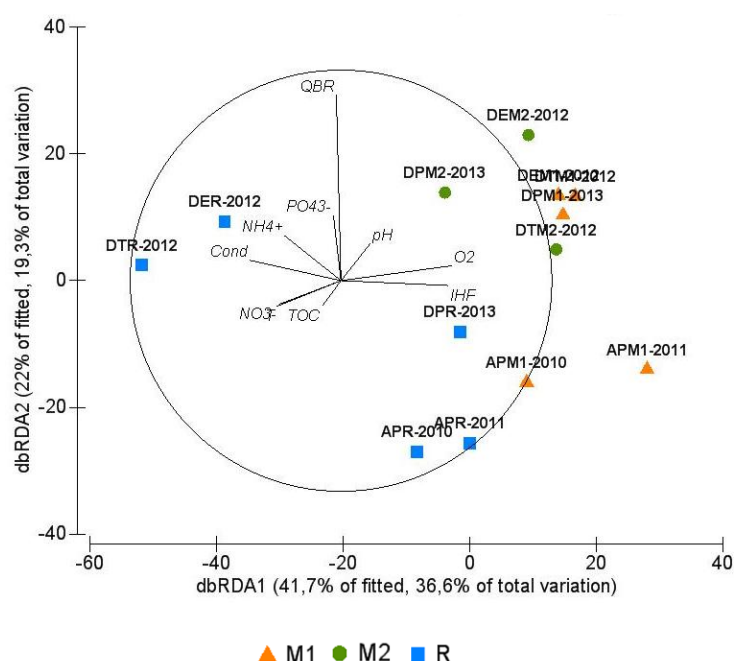


Figura 7. Anàlisi dbRDA realitzat a partir de la comunitat de macroinvertebrats i de les variables ambientals analitzades. S'han representat sobre l'espai creat pels dos primers eixos de l'anàlisi (eix 1, 36,6%; eix 2, 19,3%) els diferents punts de mostreig i les variables ambientals. A=abans foc, D=després foc; P=primavera, E=estiu, T=tardor; R, M1 i M2=punts de mostreig. (Exemple: DEM1-2012 = Després del foc, estiu, punt de mostreig M1).

Així doncs, a l'esquerra de l'eix 1 s'han distribuït aquells punts amb concentracions elevades d'ions dissolts i temperatures altes, però amb baixes concentracions d'oxigen; i a la dreta, aquells punts que van presentar les condicions inverses. Així mateix, entre els punts situats a la dreta del primer eix, s'ha observat un distanciament al llarg del segon eix, quedant a la part inferior aquells punts d'abans del foc, i a la part superior els de després. Aquesta diferència ha estat deguda a l'índex QBR, el qual abans del foc va presentar valors inferiors als de després. En qualsevol cas, aquest eix

2 ha suposat un 19,3% del total de la variància, de manera que el seu pes en la variabilitat de la comunitat de macroinvertebrats és inferior respecte a la de l'eix 1.

Els tàxons de macroinvertebrats que han mostrat un valor de correlació d'Spearman superior a 0,65 es poden observar en la taula 1, entre els quals cal destacar les famílies Pleidae, Ceratopogonidae, Culicidae i els ordres Nematoda i Copepoda, les quals han presentat unes correlacions negatives força elevades amb l'eix 1.

Taula 1. Macroinvertebrats que han presentat una correlació d'Spearman superior a 0,65 amb l'eix 1 de l'anàlisi dbRDA.

Taxa	Correlació d'Spearman (r)
Pleidae	-0,89
Copepoda	-0,89
Nematoda	-0,89
Culicidae	-0,89
Ceratopogonidae	-0,83
Physidae	-0,79
Dytiscidae	-0,77
Hydrophilidae	-0,71
Veliidae	-0,69
Chironomidae	-0,69
Stratiomyidae	-0,69
Dolichopodidae	-0,69
Hydriidae	-0,69
Cladocera	-0,67
Simuliidae	0,8
Rhyacophilidae	0,7
Hydropsychidae	0,7
Gammaridae	0,7

Així doncs, aquests tàxons semblen haver-se vist afavorits per les elevades concentracions d'ions dissolts en l'aigua i per les altes temperatures, la qual cosa indica que són tàxons que tenen una gran capacitat de tolerància davant condicions adverses o fortes pertorbacions. Com s'ha reflectit en aquest estudi, la presència d'aquestes famílies es van trobar principalment quan el Ricardell va estar constituït per les basses, les quals van provocar aquestes condicions físico-químiques i la reducció en els hàbitats fluvials.

4.5. Anàlisi de la comunitat de macroinvertebrats a partir de les mètriques i índexs biològics.

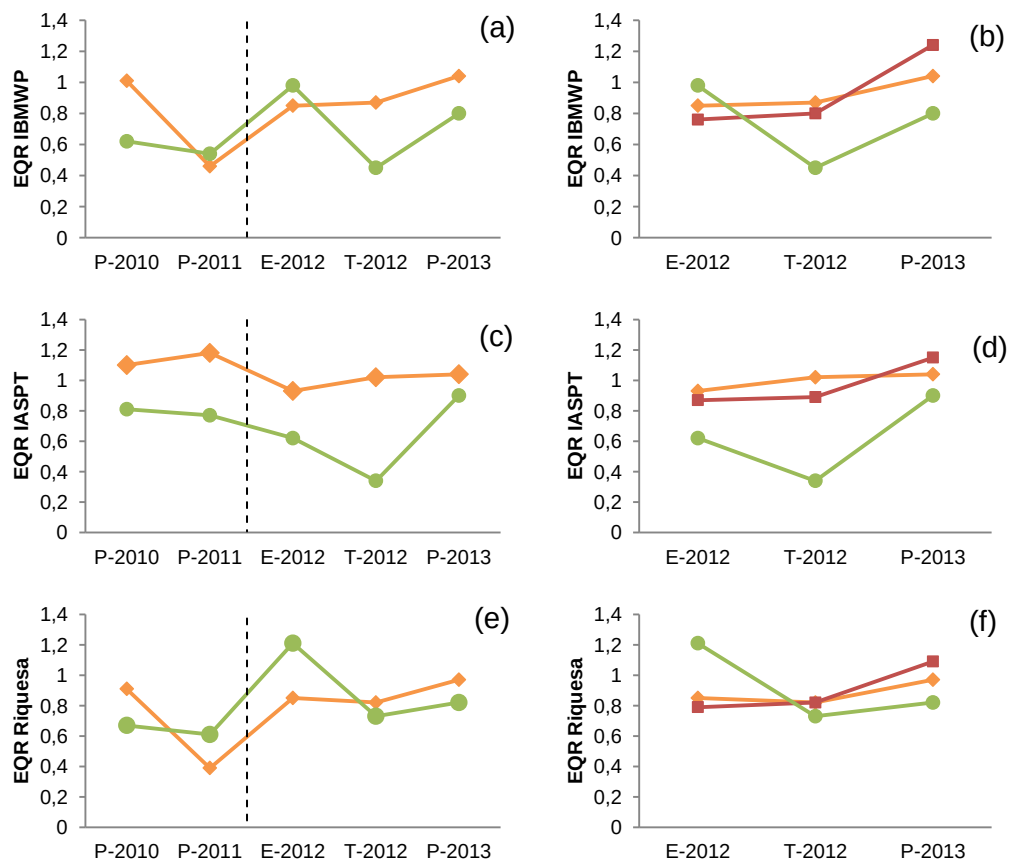
Per avaluar els efectes del foc sobre la comunitat de macroinvertebrats i conèixer els canvis que es van anar produint a curt termini després de l'incendi, s'han calculat les mètriques i els índexs biològics que es mostren en la figura 8.

Atenent als valors de l'índex IBMWP, si els comparem entre el pre i el post-foc (Fig. 8a), tant en la Muga com en el Ricardell no s'han observat variacions molt grans que puguin estar atribuïdes a l'incendi, tot i que es pot veure una reducció d'aquest índex en el Ricardell durant la tardor del 2012. En la taula de l'Annex V es mostren els valors individuals de les mètriques i índexs biòtics de les tres basses del Ricardell durant l'estiu i la tardor de 2012, després del foc. Dues de les basses (B2 i B3) van presentar un marcat descens de la biodiversitat en la tardor. Aquesta reducció de la diversitat biològica va estar relacionada amb les condicions hidrològiques, lo qual es mostra de forma molt clara en la bassa B3 (Annex V), la qual només va presentar dues taxes a la tardor (*Oligochaeta* i *Ceratopogonidae*), ja que tenia molt poca quantitat d'aigua quan es va mostrejear.

Cal destacar els alts valors de l'índex IBMWP en el Ricardell durant l'estiu (Fig. 8a, 8b), ja que, tot i ser just després de foc i durant un període de sequera, es va mantenir una elevada riquesa, tot i que amb una baixa equitativitat (Fig. 8i), ja que una gran part de les famílies de macroinvertebrats pertanyien a l'ordre dels coleòpters i heteròpters. Els mostrejos realitzats en la primavera de 2013 van permetre observar una clara recuperació en el Ricardell, gràcies a les pluges i a la connectivitat de les basses, superant els valors de la primavera de 2010 i 2011 (Fig. 8a), tot i que amb valors de diversitat i equitativitat més baixos (Fig. 8g, Fig. 8i). Pel que fa a la Muga, els valors de l'índex IBMWP es van mantenir (Fig. 8b), tot i que millorant respecte els anys anteriors (Fig. 8a). Les diferències entre els punts M1 i M2 després de l'incendi van ser molt poc significatives, sense grans canvis al llarg del temps, tot i que el punt M1 es va caracteritzar per presentar uns valors de l'índex lleugerament més alts que els del M2, excepte a la primavera (Fig. 8b).

Respecte l'índex IASPT (Fig. 8c), tant la Muga com el Ricardell, van presentar valors baixos, que explica un valor mitjà d'intolerància força baix. El Ricardell, tot i ser el que va presentar més tàxons tolerants a les pertorbacions, sobretot durant la tardor, cal destacar que en alguna de les basses s'hi van identificar les famílies *Aeshnidae*, *Cordulegasteridae* i *Libellulidae*, que són de l'ordre dels odonats amb valors d'intolerància força alts, tot i ser relativament tolerants davant la contaminació de tipus

orgànica i tèrmica. Durant la tardor, es va perdre gran part de la seva biodiversitat, degut principalment a l'escassetat d'aigua en les basses i, en menor mesura, potser a l'entrada de matèria orgànica i sediments, la qual cosa va fer disminuir l'índex IASPT (Fig. 8c i 8d). Les famílies més tolerants que van ser capaces d'adaptar-se a aquestes condicions van ser les dels dípters Chironomidae, Culicidae i Ceratopogonidae i les dels heteròpters Veliidae i Pleidae, i també l'ordre Oligochaeta. Pel que fa a l'ordre dels coleòpters, es va produir una forta reducció respecte les que hi havia a l'estiu, i només s'hi van trobar les més tolerants a aquestes noves condicions, com van ser les famílies Dytiscidae, Haliplidae i Hydrophilidae. A partir de la primavera, el Ricardell va restablir el corrent d'aigua, la qual cosa va condicionar la seva clara recuperació amb l'aparició de noves famílies amb graus de tolerància més baixos, com van ser els plecòpters Nemouridae i Perlodidae i l'efemeròpter Leptophlebiidae amb rangs d'abundància alts, i com el dípter Athericidae, el qual és considerat un indicador del bon estat de conservació dels rius on viuen. En la Muga, la presència de famílies amb valors d'intolerància alts, com van ser les dels efemeròpters Leptophlebiidae i Ephemerellidae i les dels tricòpters Brachycentridae, Limnephilidae i Philopotamidae van fer que tant els valors de l'índex IASPT com els del IBMWP es mantinguessin superiors als del Ricardell (Fig. 8a, Fig. 8c).



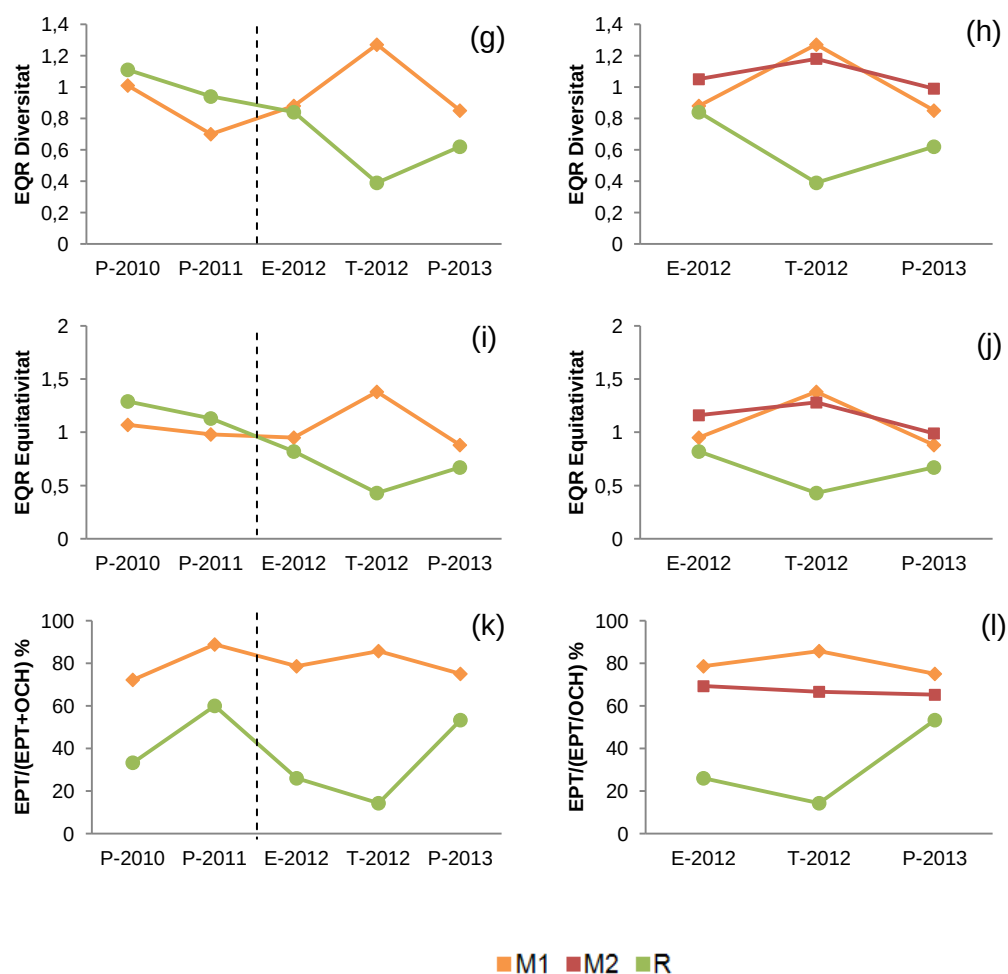


Figura 8. Mètriques i índexs biològics calculats a partir de la comunitat de macroinvertebrats. Els gràfics (a), (c), (e), (g), (i) i (k) mostren les diferències en la comunitat de macroinvertebrats entre abans i després del foc en els punts M1 i R. Amb una línia discontinua se separa el període anterior al foc (P-2010 i P-2011) el posterior (E-2012, T-2012 i P-2013). Els gràfics (b), (d), (f), (h), (j) i (l) mostren l'evolució a curt termini de la comunitat de macroinvertebrats després del foc en els punts M1, M2 i R. Els valors dels índexs IBMWP i IASPT i les mètriques de riquesa, diversitat i equitativitat es troben expressats en EQR, i els de l'índex EPT/(EPT+OCH) en %. P=primavera, E=estiu i T=tardor.

Les diferències en l'adaptació de les comunitats de macroinvertebrats a les condicions de sequera, van quedar reflectides en la comparació entre els valors d'abans de l'incendi (2010 i 2011) i de després (2012 i 2013) obtinguts mitjançant l'índex $EPT/(EPT+OCH)$ (+100) (Fig. 8k). En la Muga, els valors de l'índex es van trobar sempre per sobre del 70% (tant abans com després de l'incendi) (Fig. 8k), lo qual indica que la composició de la comunitat de macroinvertebrats era dominada per taxes reòfiles (EPT), mentre que el màxim obtingut en el Ricardell va ser de 60% en la primavera del 2011, degut a que va ser un període humit. En el moment en que va tenir lloc l'incendi, l'índex $EPT/(EPT+OCH)$ va ser de 26% i proper al 10% a la tardor (Fig. 8k). Aquests valors ens indiquen que la riera presentava una comunitat de macroinvertebrats constituïda principalment per taxes adaptades a viure en rius amb baixa corrent o sense (OCH). En canvi, en la primavera de 2013, va arribar a valors

pròxims al 50%, ja que com va recuperar la connectivitat entre basses i es va restablir la corrent, la riera va recuperar taxes reòfiles; i per tant, es va caracteritzar per una proporció semblant dels dos tipus d'organismes (ETP i OCH) (Fig. 8k).

5. DISCUSSIÓ

L'incendi del passat estiu a l'Alt Empordà, va causar molts danys en els ecosistemes terrestres, i és per això, que amb aquest estudi s'ha volgut conèixer si el foc també va tenir efectes en la biota dels ecosistemes fluvials, principalment en la comunitat de macroinvertebrats aquàtics. A més, degut a l'escassa informació que hi ha respecte les respostes d'aquestes comunitats en regions de clima mediterrani davant del foc i abans de les primeres pluges, es va donar la oportunitat de conèixer quins eren aquests efectes directes, i també els indirectes, a partir de l'estudi de la comunitat de macroinvertebrats i de la caracterització físico-química i hidromorfològica dels diferents punts de mostreig en un riu de cabal continu i regulat (Muga) i en una riera intermitent (Ricardell) entre abans i després del foc.

Els incendis forestals poden afectar de forma directa els ecosistemes fluvials a través de l'entrada de cendres i deposicions atmosfèriques, i a través de l'escalfament de l'aigua (Rinne 1996, Minshall 2003). Però segons diversos estudis basats en els efectes directes del foc sobre les comunitats aquàtiques, es va mostrar que aquests efectes són efímers i pràcticament indiscernibles (Minshall *et al.*, 1989; Rinne, 1996; Minshall, 2003; Hall & Lombardozzi, 2008). Segons Minshall (2003), les característiques de la comunitat de macroinvertebrats entre abans i després del foc es poden considerar idèntiques, ja que els efectes directes del foc són minoritaris i poc significatius. Tot i això, en alguns estudis (Minshall *et al.*, 2001c) s'ha especulat que en els rius d'ordre baix, com és el Ricardell, el poc volum d'aigua podria potenciar els efectes de les elevades temperatures i de la concentració de contaminants aportats per les cendres, i per tant, fer que els efectes directes no passessin desapercebuts. Però, a partir dels resultats obtinguts en aquest present treball, s'ha mostrat que les comunitats de macroinvertebrats, tant de la Muga com del Ricardell, no van estar influenciades pels efectes directes del foc. A més, en el cas del Ricardell, tot i presentar basses i elevades temperatures en l'aigua, la comunitat de macroinvertebrats no es va veure alterada, ja que fins i tot, va augmentar la seva riquesa i diversitat respecte abans del foc.

Una gran part dels efectes a curt termini dels incendis forestals sobre els ecosistemes aquàtics es troben generalment associats a l'arribada de les primeres precipitacions

posteriors al foc (Greswell, 1999; Bisson 2003; Minshall 2003), i poden arribar a afectar negativament als organismes aquàtics degut a l'entrada de sediments, cendres, nutrients i matèria orgànica (Prosser & Williams, 1998). En estudis realitzats al nord-est d'Espanya i a Califòrnia, s'ha mostrat que la majoria de les respostes a curt termini per part de les comunitats de macroinvertebrats aquàtics al foc són similars, i les diferències en les trajectòries de recuperació estan probablement relacionades amb la magnitud, la freqüència i la durada de les precipitacions (Vieira *et al.*, 2004). En el nostre estudi, les precipitacions que van tenir lloc després del foc van ser molt suaus, les quals no van ser suficients com per restablir el cabal en el Ricardell, tot i que van permetre seguir mantenint les basses. Per tant, moltes vegades, aquests efectes indirectes es veuen influenciats per d'altres pertorbacions, com les inundacions o les sequeres, les quals interactuen amb l'efecte del foc i modelen la resposta de la comunitat de macroinvertebrats davant dels incendis forestals. És per això, que de vegades resulta difícil separar els efectes del foc d'altres pertorbacions (Verkaik, 2010). Tot i això, en aquest estudi s'ha pogut observar clarament que la composició de la comunitat aquàtica de macroinvertebrats va respondre més a la variació hidrològica que al foc, una tendència que s'ha descrit en altres rius intermitents (Acuña *et al.*, 2005; Bêche & Resh 2007; Verkaik 2010). En el Ricardell, les diferències entre els períodes secs i humits van ser significatius, en canvi, en la Muga aquestes diferències van passar desapercebudes. L'anàlisi PCO també va mostrar una clara separació entre els punts de mostreig que van quedar afectats pel període de sequera i els que no. Així doncs, les pertorbacions climàtiques i hidrològiques, van representar un factor clau en l'estructura de les comunitats de macroinvertebrats que vivien allà (Boulton & Lake 1992a; Acuña *et al.*, 2005) i van determinar el predomini i la prevalença de certs tàxons adaptats a aquestes condicions, substituint a aquells que no tenien els trets biològics adequats per adaptar-se (Chase 2007). Igual que en l'estudi de Bêche & Resh (2007), realitzat en tres regions de Califòrnia, es va poder observar que la major part de la variació temporal en la composició i abundància de la comunitat de macroinvertebrats, va ser explicada pels patrons climàtics a curt termini.

En rius mediterranis, el règim hidrològic és l'element clau que determina la composició de la comunitat de macroinvertebrats aquàtics, ja que són rius amb una elevada variabilitat temporal amb tendència a secar-se (Williams, 2006; Bonada *et al.*, 2007a). Alguns estudis han revelat les peculiaritats de les comunitats biològiques en rius temporals i mediterranis (Boulton and Lake, 1992; Williams, 2006), on els canvis en les comunitats de macroinvertebrats es troben relacionades amb les variacions del règim hídic (Ortega *et al.*, 1991; Blinn *et al.*, 1995; Bonada *et al.*, 2007a). Molts dels

organismes que viuen en aquests rius presenten adaptacions davant els possibles canvis hidrològics extrems (Closs and Lake, 1994; Williams, 2006; Bonada *et al.*, 2007b), per tal de fer front als efectes dels canvis d'hàbitat al llarg del temps (Blinn *et al.*, 1995; Gallardo-Mayenco *et al.*, 1995). Mentre que molts dels macroinvertebrats que viuen en règims de cabal continu no presenten trets específics, en rius temporals, i especialment durant els períodes secs, les espècies necessiten adaptar-se als canvis produïts per les condicions lenítiques (com són la reducció en la concentració d'oxigen dissolt i les elevades temperatures) (Boulton and Lake, 1992; Williams, 2006; Bonada *et al.*, 2007).

L'estudi realitzat per Munné & Prat (2011), va mostrar que hi havia diferències significatives entre les comunitats de macroinvertebrats a nivell de família entre rius de cabal permanent i rius temporals, ja que, pels rius de cabal contínu, els tàxons indicadors van ser els ordres Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera, en canvi, pels rius afectats per períodes de sequera, els tàxons indicadors van ser els ordres Coleoptera, Heteroptera, Odonata i algunes famílies de l'ordre Diptera (Munné & Prat, 2011). Comparat amb espècies que habiten en rius de cabal contínu, els OCH comparteixen trets biològics que els permeten sobreviure en rius sense cabal (només basses) o migrar quan el riu es desseca totalment (Williams, 1996). Els tàxons presents en cada riu depenen de les condicions hidrològiques locals, les quals normalment coincideixen amb l'estació de l'any (on a l'estiu normalment es troba sec), però poden mostrar els grans canvis interanuals (Buffagni *et al.*, 2009). En aquest estudi, les comunitats de macroinvertebrats dels dos rius es van veure diferenciades segons els tàxons indicadors d'acord als resultats de Munné & Prat (2011), on la Muga es va caracteritzar principalment per tàxons de l'ordre Trichoptera, i el Ricardell, degut a la presència de les basses, els tàxons van ser els dels ordres OCH.

A partir dels resultats obtinguts en aquest treball, s'ha pogut observar la ràpida recuperació del Ricardell després del període de sequera i l'incendi, ja que va retornar a unes condicions similars a les anteriors al foc en menys d'un any. Aquesta recuperació, si la comparem amb dades de Minshall *et al.* (1997) i Vieira *et al.* (2004), va ser molt ràpida, ja que en aquests estudis es va observar que per a la recuperació de la comunitat de macroinvertebrats aquàtics, eren necessaris períodes majors, d'entre 6 i 10 anys. En canvi, a partir d'altres estudis realitzats en rius mediterranis de Catalunya (Vila-Escalé 2009; Verkaik 2010), la fauna de macroinvertebrats en general va mostrar una alta resistència i resiliència després del foc, i es van recuperar en períodes molt més curts.

Les comunitats dels rius mediterranis presenten unes característiques adaptades a les pertorbacions anuals cícliques marcades pels canvis hidrològics causats pel clima mediterrani (Gasith & Resh, 1999; Lake, 2003; Bonada *et al.*, 2007a, Vila-Escalé, 2009). En l'estudi realitzat per Gasith i Resh (1999) es van destacar algunes de les adaptacions dels macroinvertebrats en els rius mediterranis, com van ser els curts cicles de vida, els estadis resistents a la dessecació, les elevades taxes de reproducció i la tolerància a l'estrès abiòtic, mostrant així que les comunitats de macroinvertebrats en aquest clima presenten generalment una resiliència molt alta. Per tant, sembla ser que la resiliència és l'estratègia predominant, la qual cosa s'ha determinat en altres estudis (Boulton & Lake 1992c; Viera *et al.*, 2004; Acuña *et al.*, 2005; Vila-Escalé 2009; Verkaik 2010), en els que s'ha confirmat la importància de la resiliència davant la resistència en rius intermitents.

6. CONCLUSIONS

- El període de sequera de l'estiu de 2012 va suposar el principal impacte sobre la composició de la comunitat de macroinvertebrats aquàtics en els rius d'estudi. El riu de la Muga no es va veure afectat per aquesta pertorbació degut a la seva regulació per part de l'embassament de Boadella, que va ser el responsable de mantenir un cabal constant, lo qual va permetre conservar la seva comunitat de macroinvertebrats pràcticament inalterada. En canvi, el Ricardell, que és una petita riera mediterrània sense regular, es va veure fortament afectada per l'impacte de la sequera, provocant alteracions en el seu règim hidrològic. Així doncs, les condicions climàtiques i hidrològiques van ser les responsables de modelar la composició de la comunitat de macroinvertebrats en el Ricardell.
- Els efectes directes del foc sobre la comunitat de macroinvertebrats en els dos rius van ser pràcticament inexistents. I pel que fa als efectes indirectes després de les primeres pluges posteriors al foc, les quals no van ser suficients per restablir el cabal en el Ricardell, van quedar eclipsats per la influència de la sequera. Així doncs, l'estudi dels efectes de l'incendi de l'Alt Empordà sobre la comunitat aquàtica de macroinvertebrats ha mostrat que el nivell d'impacte va ser relativament baix tant en un riu de corrent continua (Muga) com en un riu intermitent (Ricardell).

- Els valors dels paràmetres físico-químics van estar influenciats per les condicions de sequera i no per l'incendi. S'ha pogut atribuir certa influència d'aquests paràmetres en la composició de la comunitat de macroinvertebrats de les basses del Ricardell, sobretot durant la tardor, degut a la baixa concentració d'oxigen, a l'elevada conductivitat i a les altes temperatures de l'aigua.
- El Ricardell va mostrar una ràpida recuperació de la seva comunitat de macroinvertebrats després del període de sequera, retornant a unes condicions similars a les anteriors al foc. Així doncs, la sequera va demostrar ser una pertorbació severa pels macroinvertebrats, encara que les comunitats van presentar una alta resiliència amb la recuperació de la seva estructura i composició amb el restabliment del cabal en el Ricardell. A més, a partir d'aquest estudi, s'ha pogut corroborar que les comunitats de macroinvertebrats aquàtics de rius mediterranis es troben adaptades a les pertorbacions característiques d'aquest clima.
- Just després de l'incendi i abans de les primeres pluges, les basses que constituïen el Ricardell, van mantenir una elevada diversitat. Aquests petits cossos d'aigua mediterranis van mostrar una certa resistència davant l'incendi forestal. Per tant, se'ls pot considerar uns *hotspots* de conservació de la biodiversitat en la recuperació de tot l'ecosistema. Aquesta funció proposada pot tenir implicacions en les mesures i en les activitats de recuperació post-incendi, amb la finalitat de preservar i conservar els rierols i les basses d'àrees que siguin propenses al foc.

Agraïments

M'agradaria donar les gràcies al meu tutor, Narcís Prat, per la seva ajuda al llarg de l'elaboració d'aquest treball i per haver estat allà sempre que he tingut dubtes referents al projecte. Vull agrair l'ajuda i l'optimisme d'en Pau Fortuño, qui m'ha ajudat i ensenyat a treballar en el camp i en el laboratori, i sobretot per haver estat allà sempre que he necessitat ajuda. També m'agradaria mencionar l'ajuda d'en Francesc Oliva, qui m'ha donat un cop de mà amb el tractament de dades i l'anàlisi estadístic. I en general, agrair a tots els membres del grup de recerca Freshwater Ecology and Manegment, que d'una forma directa o indirecta han aportat el seu granet de sorra a

aquest projecte. I finalment, m'agradaria donar les més sinceres gràcies a la meva família i als meus amics, per estar sempre al meu costat.

7. BIBLIOGRAFIA

- Acuña V., Muñoz, I., Giorgia, A., Omella, M., Sabater, F., Sabater, S. (2005). «Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects». *Journal of North American Benthological Society* 24(4), p. 919-933.
- Agència Catalana de l'Aigua. (2002). «Regionalització del sistema fluvial a les conques Internes de Catalunya». Aplicació de la Directiva Marc en Política d'Aigües de la Unió Europea (2000/60/CE). Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Alba-Tercedor, J. (1996). «Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos». *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, vol. II, p. 203-213.
- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988). «Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)». *Limnetica* 4, p. 51-56.
- Alba-Tercedor, J.; Jáimez-Cuellar, P.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Bonada, N.; Casas, J.; Mellado, A.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Robles, S.; Sáinz-Cantero, C.E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal-Abarca, M.R.; Vivas, S. & Zamora-Muñoz, C. (2002). «Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP')». *Limnetica* 21 (3-4), p. 175-186.
- Anderson M.J., Gorley R.N. & Clarke K.R. (2008). «PRIMER + for PERMANOVA: Guide to Software and Statistical Methods». *PRIMER-E Ltd, Plymouth*. United Kingdom.
- Àvila, A. (1996). «Efectes hidrològics dels incendis». Teradas, J. (Ed.) *Ecologia del foc*. Barcelona. Edicions Proa, p. 131-140.
- Backer D.M., Jensen S.E., McPherson G.R. (2004). «Impacts of fire-suppression activities on natural communities» *Conservation Biology* 18, p. 937-946.
- Bêche, L.A.; Resh V.H. (2007) «Short term climatic trends affect the temporal variability of macroinvertebrates in California "Mediterranean" streams». *Freshwater Biology* 52, p. 2317-2339.

- Bendix, J. & Cowell C.M. (2010a). «Impacts of wildfire on the composition and structure of riparian forests in southern California». *Ecosystems* 13, p. 99-107.
- Bendix, J. & Cowell C.M., (2010b). «Fire, floods and woody debris: interactions between biotic and geomorphic processes». *Geomorphology* 116, p. 297-304.
- Blinn, D.W.; Shannon J.P.; Stevens, L.E.; Carder, J.O. (1995). «Consequences of fluctuating discharge for lotic communities». *Journal of North American Benthological Society* 14 (2), p. 233-248.
- Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., Resh, V.H., (2006). «Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California». *Journal of the North American Benthological Society* 25, p. 32-43.
- Bonada, N.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2007). «Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network». *Hydrobiologia* 589, p. 91-106.
- Bonada, N.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2007a). «Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network». *Hydrobiologia* 589, p. 91-106.
- Bonada, N.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2007b). «Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios». *Global Change Biology* 13, p.1658-1671.
- Bonada, N.; Rieradevall, M.; Dallas, H; Davis, J.; Day, J.; Figueroa, R.; Resh, V. H. & Prat, N. (2008). «Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers». *Freshwater Biology* 53 (4), p. 772-788.
- Bond W. & Keeley J. (2005). «Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems». *Trends in Ecology & Evolution* 20, p. 387-394.
- Boulton, A. & Lake, P. (1992). «Benthic organic matter and detritivorous macroinvertebrates in two intermittent streams in south-eastern Australia». *Hydrobiologia* 241, p. 107-118.

- Buffagni, A.; Armanini, D.G.; Erba, E. (2009). «Does the lentic-lotic character of river affect macroinvertebrate metrics used in the assessment of ecological quality?». *Journal of Limnology* 68 (1), p. 92-105.
- Chasse, J.M. (2007). «Drought mediates the importance of stochastic community assembly». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, p. 17430-17434.
- Cid, N.; Rieradevall, M.; Ortíz, R.; Cambra, J.; Sostoa, A. & Prat, N. (2007). «Qualitat ecològica de la riera de Mura en condicions de sequera. Anàlisi de les comunitats de macroinvertebrats, fitobentos i ictiofauna, del bosc de ribera i de l'hàbitat fluvial». *VI Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*. Diputació de Barcelona, p. 211-216.
- Clarke, K.R. & Gorley R.N. (2006) «PRIMER v6: User Manual/Tutorial». PRIMER-E Ltd. Plymouth. United Kingdom.
- Closs, G.P. & Lake, P.S. (1994). «Spatial and temporal variation in the structure of an intermittent-stream flood web». *Ecological Monographs* 64, p. 1-21.
- Gallardo-Mayenco, A.; Fresnada, J.; Toja, J. (1995). «Distribución de los coleópteros acuáticos (Insecta, Coleoptera) en dos cuencas sur de la Península Ibérica. Relaciones con algunos factores del medio». *Limnetica* 11 (1), p. 19-28.
- Gamboa, M.; Reyes, R. & Arrivillaga, J. (2008). «Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental». *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*. Vol XLVIII: 2, p. 109-120.
- Gasith, A. & Resh, V.H. (1999). «Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events». *Annual Review of Ecology and Systematics* 30, p. 51-81.
- Gresswell R.E. (1999). «Fire and aquatic ecosystems in forested biomes of North America». *Transactions of the American Fisheries Society* 128, p. 193-221.
- Hall S. & Lombardozzi D. (2008). «Short-term effects of wildfire on montane stream ecosystems in the southern Rocky Mountains: one and two years post-burn». *Western North American Naturalist* 68, p. 453-462.
- Inbar, M.; Tamir, M.; Wittenberg, L., 1998. «Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area». *Geomorphology* 24, p. 17-33.

- Jáimez-Cuéllar, P.; Vivas, S.; Bonada, N.; Robles, S.; Mellado, A.; M. Álvarez, M.; Avilés, J.; Casas, J.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Sáinz-Cantero, C.E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M.L.; Toro, M.; Vidal-Albarca, M.R.; Zamora-Muñoz, C.; Alba-Tercedor, J. (2004) «Protocolo GUADALMED (PRECE)». *Limnetica* 2, p. 187-204.
- Lavorel S.; Flannigan M.; Lambin E. & Scholes M. (2007). «Vulnerability of land systems to fire: Interactions among humans, climate, the atmosphere, and ecosystems». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12, p. 33-53.
- Lytle D.A. & N.L. N.L. (2004) «Adaptation to natural flow regimes». *Trends in Ecology & Evolution* 19, 94-100.
- Minshall, G.W. (2003). «Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire». *Forest Ecology and Management* 178, p. 155-161.
- Minshall, G.W.; Brock, T.J.; Varley, J.D. (1989). «Wildfires and Yellowstone's stream ecosystems: a temporal perspective shows that aquatic recovery parallels forest succession». *BioScience* 39, p. 707-715.
- Minshall, G.W. ; Robinson, C.T. & Lawrence, D.E. (1997). «Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, U.S.A.». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 54, p. 2.509-2.525.
- Minshall, G.W., Royer T.V., Robinson, C.T. (2001c). «Response of the Cache Creek macroinvertebrates during the first 10 years following disturbance by the 1988 Yellowstone wildfires». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, p. 1077-1088.
- Moritz, M. A., 2003. «Spatiotemporal analysis of controls on shrubland fire regimes: age dependency and fire hazard». *Ecology* 84: 351-361.
- Munné A. (2009) «Anàlisi de mètriques d'avaluació de la qualitat de l'aigua mitjançant l'ús de macroinvertebrats com a bioindicadors i la seva resposta a les alteracions antròpiques i a la tipologia fluvial en ecosistemes mediterranis». *Tesis doctoral*. Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona.
- Munné, A.; Solà, C. & Prat, N. (1998). «QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera». *Tecnología del Agua* 175, p. 20-37.

- Munné, A.; Prat, N.; Solà, C.; Bonada, N. & Rieradevall, M. (2003). «A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index». *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 13, p. 147-163.
- Munné, A. & Prat, N. (2009). «Use of macroinvertebrate-based multimetric indice for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with IBMWP index». *Hydrobiologia* 628, p. 203-205.
- Munné, A. & Prat, N. (2011). «Effects of Mediterranean climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities». *Ecological Indicators* 11 (2), p. 651-662.
- Ortega, M.; Suárez, M.L.; Vidal-Albarca, M.R.; Ramírez-Díaz, R. (1991). «Dynamic aspects on composition of community of aquatic macroinvertebrates of the Rambla del Moro after a flood (Segura river basin, SE of Spain)». *Limnetica* 7, p. 11-24.
- Pardo I., Álvarez M., Casas J., Moreno J.L., Vivas S., Bonada N., Alba-Tercedor J., Jáimez-Cuéllar P., Moyà G., Prat N., Robles S., Suárez M., Toro M. & Vidal-Abarca M. (2002) «El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat». *Limnetica* 21, 115-133.
- Prat, N.; Ríos, B.; Acosta, R. & Rieradevall, M. «Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas». *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*.
- Prosser, I.P. & Williams, L., 1998. «The effect of wildfire on runoff and erosion in native Eucalyptus forest». *Hydrological Processes*, 12, p. 251-265.
- Rieradevall, M., Bonada, N., Prat, N. (1999). «Community structure and water quality in the Mediterranean streams of a natural park (Sant Llorenç del Munt, NE Spain)». *Limnetica* 17, p. 45-56.
- Rinne, J. N. (1996). «Short-term effects of wildfire on fishes and aquatic macroinvertebrates in the southwestern United States». *North American Journal of Fisheries Management* 16, p. 653-658.
- Robinson C.T.; Rushfort S.R. & Minshall G.W. (1994). «Diatom assemblages of streams influenced by wildfire». *Journal of Phycology* 30, p. 206-216.

- Sánchez-Montoya, M.M.; Arce, M.I.; Vidal-Abarca, M-R.; Suárez, M.L.; Prat, N. & Gómez, R. (2012). «Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive». *Water Research* 46 (7), p. 2257-2269.
- Shakesby, R.A. (2011). «Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions». *Earth-Science Reviews* 105, p. 71-100.
- Suárez, M.L.; Vidal-Abarca, M.R.; Sánchez-Montoya M.M.; Alba-Tercedor, J.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Bonada, N.; Casas, J.; Jáimez-Cuéllar P.; Munné, A.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M. Salinas, M.J.; Toro, M. & Vivas, S. (2002). «Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR». *Limnetica* 21 (3-4), p. 135-148.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2006) «Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie». *CNRS Editions*, Paris.
- Toro, M.; Robles, S.; Avilés, J.; Nuño, C.; Vivas, S.; Bonada, N.; Prat, N.; Alba-Tercedor, J.; Casas, J.; Guerrero, C.; Jáimez-Cuéllar, P.; Moreno, J.L.; Moyà, G.; Ramon, G.; Suárez, M.L.; Vidal-Abarca, M.R.; Álvarez, M. & Pardo, I. (2002). «Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características fisicoquímicas». *Limnetica* 21 (3-4), p. 63-75.
- Verkaik, I., 2010. «Wildfire effects on macroinvertebrate communities in Mediterranean streams». PhD thesis, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain.
- Verkaik, I; Rieradevall, M., Cooper S.D., Melack, J.M., Dudley T.L., Prat, N. (2013). «Fire as a disturbance in mediterranean climate streams». 1-72.
- Vieira, N.K.M.; Clements, W.H.; Guevara, L.S. & Jacobs, B.F. (2004). «Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire». *Freshwater Biology* 49, p. 1243-1259.
- Vila-Escalé, M., 2009. «Efectes d'un incendi forestal en una riera mediterrània (Sant Llorenç del Munt, 2003)». PhD thesis, Universitat de Barcelona, Spain.
- Vila-Escalé, M.; Verkaik, I.; Vegas, T; Rieradevall, M. & Narcís, P. (2007). «Evolució de la comunitat de macroinvertebrats en un riu mediterrani després d'un incendi forestal». *VI Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*. Diputació de Barcelona, p. 205-209.

- Vila-Escalé, M.; Vegas-Vilarrúbia, T. & Prat, N. (2007). «Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire». *Water Research* 41(10), p. 2171-2179.
- Williams , D.D. (2006). «Environmental constrains in tempory fresh waters and their consequences for the insect fauna». *Journal of the North American Benthological Society* 15, p. 634-650.

8. ANNEXOS

Annex I. Rangs de qualitat de l'hàbitat ripari segons el valor de l'índex QBR (Munné *et al.*, 2003).

Rang	Nivell de qualitat	QBR
I	Condicions naturals, bona qualitat	> 95
II	Alguna pertorbació, qualitat bona	75-90
III	Pertorbacions importants, qualitat mediocre	50-70
IV	Alteracions molt fortes, qualitat dolenta	30-50
V	Degradació extrema, qualitat pèssima	< 25

Annex II. Rangs de qualitat de l'hàbitat aquàtic segons el valor de l'IHF (Prat *et al.*, 2004).

Rang	Nivell de qualitat	IHF
I	Hàbitat ben construït. Excel·lent pel desenvolupament de les comunitats de macroinvertebrats. S'hi poden aplicar índexs biològics sense restriccions.	> 60
II	Hàbitat que pot suportar una bona comunitat de macroinvertebrats, però que, per causes naturals o antròpiques, alguns elements no estan ben representats. Els índexs biològics no haurien de ser baixos, però no es descarta un efecte en ells.	40-60
III	Hàbitat empobrit. Possibilitat d'obtenir valors baixos dels índexs biològics per problemes amb l'hàbitat i no per la qualitat físico-química de l'aigua. La interpretació de les dades biològiques s'ha de fer amb precaució.	< 40

Annex III. Rangs de qualitat segons la tipologia fluvial de rius mediterranis de conca calcària de cabal variable de l'índex IBMWP. *Font: Agència Catalana de l'Aigua.*

Nivell de qualitat	Valor IBMWP	EQR-IBMWP	Interpretació
Molt bo	>120	>0,85	No contaminació, no alterat
Bo	71-120	0,65-0,85	Lleugerament alterat
Mediocre	41-70	0,35-0,65	Sistema alterat
Deficient	20-40	0,15-0,35	Sistema molt alterat
Dolent	<20	<0,15	Sistema fortament alterat

Annex IV. Valors dels índexs morfològics avaluats (QBR i IHF) després del foc en els diferents punts de mostreig. En la taula que es mostra a continuació s'adjunten les dades històriques (2010-2011) dels índexs morfològics dels punts de mostreig M1 i R.

		PRE-INCENDI		POST-INCENDI		
		P-2010	P-2011	E-2012	T-2012	P-2013
QBR	M1	40	35	65	65	65
	M2	-	-	80	85	80
	R	35	30	70	60	60
IHF	M1	73	75	69	67	64
	M2	-	-	85	73	66
	R	59	59	44	25	74

P=primavera, E=estiu i T=tardor.

Annex V. Valors de les mètriques i dels índexs biòtics de les tres basses del Ricardell (B1, B2 i B3) mesurats a partir de cadascuna de les seves comunitats de macroinvertebrats durant l'estiu i la tardor de 2012, després de l'incendi.

		E-2012	T-2012
IBMWP	B1	0,63	0,41
	B2	0,45	0,15
	B3	0,60	0,03
IASPT	B1	0,46	0,30
	B2	0,52	0,08
	B3	0,55	0,06
Riquesa	B1	0,91	0,67
	B2	0,61	0,33
	B3	0,79	0,06
Diversitat	B1	0,61	0,26
	B2	0,75	0,52
	B3	0,49	0,35
Equitativitat	B1	0,65	0,31
	B2	0,9	0,79
	B3	0,54	1,82
EPT/(EPT+OCH)	B1	12,50	0
	B2	18,18	0
	B3	23,07	14,30

Les diferents mètriques i índexs biològics estan expressats en EQR, excepte l'EPT/(EPT+OCH), que el seu valor es troba expressat en %. E=estiu i T=tardor.

Annex VI. Mètriques i índexs biològics mesurats a partir de la comunitat de la macroinvertebrats dels diferents punts de mostreig (M1, M2 i R). En la taula que es mostra a continuació s'adjunten les dades històriques (2010 i 2011) d'aquestes mètriques i índexs biològics dels punts de mostreig M1 i R.

		PRE-INCENDI		POST-INCENDI		
		P-2010	P-2011	E-2012	T-2012	P-2013
IBMWP	M1	1,01	0,46	0,85	0,87	1,04
	M2	-	-	0,76	0,80	1,24
	R	0,62	0,54	0,98	0,45	0,8
IASPT	M1	1,10	1,18	0,93	1,02	1,04
	M2	-	-	0,87	0,89	1,15
	R	0,81	0,77	0,62	0,34	0,90
Riquesa	M1	0,91	0,39	0,85	0,82	0,97
	M2	-	-	0,79	0,82	1,09
	R	0,67	0,61	1,21	0,73	0,82
Diversitat	M1	1,01	0,70	0,88	1,27	0,85
	M2	-	-	1,05	1,18	0,99
	R	1,11	0,94	0,84	0,39	0,62
Equitativitat	M1	1,07	0,98	0,95	1,38	0,88
	M2	-	-	1,16	1,28	0,99
	R	1,29	1,13	0,82	0,43	0,67
EPT/(EPT+OCH)	M1	72,22	88,81	78,57	85,7	75
	M2	-	-	69,23	66,6	65,2
	R	33,31	60	26	14,3	53,3

Les diferents mètriques i índexs biològics estan expressats en EQR, excepte l'EPT/(EPT+OCH), que el seu valor es troba expressat en %. P=primavera, E=estiu i T=tardor.

Annex VII. Rangs d'abundància dels diferents tàxons de macroinvertebrats dels diferents punts de mostreig (M1, M2 i R). En aquesta taula s'adjunten els valors pre-incendi de rangs d'abundància dels macroinvertebrats identificats per l'ACA en el punts de mostreig M1 i R.

	PRE-INCENDI				POST-INCENDI														
	P-2010		P-2011		E-2012						T-2012						P-2013		
	M1	R	M1	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	R
Baetidae	3	4	3	4	4	3	4	4	3	4	4	3	0	0	0	0	4	4	4
Caenidae	0	0	0	0	2	3	3	1	3	3	2	0	0	0	0	0	1	3	0
Ephemerellidae	3	3	3	3	3	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	3	4	3
Ephemeridae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heptageniidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Leptophlebiidae	2	3	0	3	1	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0	0	3	1	3
Aeshnidae	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Calopterygidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Cordulegasteridae	0	0	0	0	0	0	0	3	4	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	1	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	3
Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lestidae	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	2	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Leuctridae	0	0	2	0	1	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	3	0
Perlodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Nemouridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Corixidae	0	0	0	0	0	3	2	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Naucoridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annex VII, Continuació

	P-2010		P-2011		E-2012						T-2012						P-2013		
	M1	R	M1	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	R
Nepidae	0	1	0	0	0	0	2	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	2	0	2	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Pleidae	0	0	0	0	0	0	3	2	1	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0
Calamoceratidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachycentridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0
Ecmonidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	3	2	1
Hydropsychidae	3	0	3	3	2	3	0	0	1	1	3	4	0	0	0	0	2	2	0
Hydroptilidae	3	2	2	3	2	3	0	0	0	0	3	3	1	0	0	1	2	2	0
Lepidostomatidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
Limnephilidae	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	3	1
Philopotamidae	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	3	2	0
Polycentropodidae	3	0	3	0	2	1	0	0	1	1	2	3	0	0	0	0	1	1	0
Psychomyidae	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Rhyacophilidae	2	0	2	0	2	2	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	3	2	0
Sericostomatidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dryopidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	1	0	2	1	0	2	3	1	3	0	0	2	2	0	3	0	0	3
Elmidae	2	3	0	3	3	4	1	2	4	4	4	4	3	0	0	3	3	3	4
Gyrinidae	2	0	2	0	0	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0	0	1	2	0
Haliplidae	2	2	0	2	1	0	2	1	2	2	0	1	3	2	0	3	2	0	1
Hydraenidae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Annex VII, Continuació

	P-2010		P-2011		E-2012						T-2012						P-2013		
	M1	R	M1	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	R
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	1	2	1	0	2	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Hydrochidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthomyiidae	0	3	0	2	1	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	0	0	0	1
Athericidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2
Chironomidae	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	2	1	0	2	4	4	4
Culicidae	0	0	0	0	0	0	1	0	4	4	0	0	2	4	0	4	0	0	0
Empididae	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3
Simuliidae	3	4	4	4	4	3	0	0	0	0	3	4	0	0	0	0	3	3	4
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Psychodidae	0	4	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	3	1	0	3
Tabanidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3	0	3	4	0	1	1
Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0
Asellidae	2	2	0	3	1	4	2	0	3	3	4	3	0	0	0	0	3	3	3
Gammaeridae	3	0	2	0	3	4	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	4	4	0
Erpobdellidae	0	1	2	3	2	1	3	2	3	3	2	1	1	0	0	1	2	0	2
Glossiphoniidae	2	0	0	3	0	0	2	3	3	3	0	0	2	1	0	2	0	1	0
Ancylidae	2	4	0	3	3	0	0	1	0	1	2	2	0	0	0	0	0	1	0
Lymnaeidae	1	3	0	3	2	3	3	3	1	3	3	3	1	0	0	1	2	1	0
Planorbidae	0	0	0	0	3	1	1	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0

Annex VII, Continuació

	P-2010		P-2011		E-2012						T-2012						P-2013		
	M1	R	M1	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	R
Viviparidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithyniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0
Physidae	1	3	0	0	0	0	3	3	0	3	0	1	3	0	0	3	0	0	0
Sphaeriidae	0	0	0	0	2	1	0	0	1	1	3	3	1	0	0	1	2	2	0
Ostracoda	0	0	0	0	0	2	3	3	4	4	1	0	0	1	0	1	1	0	4
Oligochaeta	3	2	0	2	4	3	4	4	4	4	4	4	4	3	3	4	4	4	4
Cladocera	1	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	1	0	1	0	0	1
Dugesiiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Hydracarina	0	0	0	0	3	3	1	3	0	3	3	3	2	0	0	2	3	3	0
Hydridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	2	0	3	0	0	0
Nematoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	0

P=primavera, E=estiu i T=tardor. Els rangs d'abundància corresponen a la següent classificació: 0= 0 individus; 1=1-3 individus; 2=4-11 individus; 3=12-100 individus i 4=>100 individus.

Annex VIII. Valors dels paràmetres físico-químics més significatius del riu Muga i del riu Ricardell mesurats “in situ” i en el laboratori durant les tres campanyes de mostreig (estiu, tardor i primavera). Les dades històriques (2007-2012) es proporcionen en aquesta taula com a referència.

		MOSTRES DE DESPRÉS DE L'INCENDI						DADES HISTÒRIQUES (2007-2012)			
		Muga		Ricardell				Muga (M1)		Ricardell (R)	
		M1	M2	B1	B2	B3	R	n	mean ± sd	n	mean ± sd
Estiu	Temperatura	11,5	12,4	26	27,2	21,2	24,8	12	12,45 ± 1,4	4	21,5 ± 2,4
	Conductivitat	356,3	301,4	690	779	738	735,6	12	347,8 ± 41	4	637,5 ± 24
	pH	7,94	8,25	8,07	6,9	7,19	6,9	12	7,93 ± 0,2	4	7,58 ± 0,2
	O ₂	10,1	10,6	14,1	9,1	1,44	8,21	12	9,5 ± 1,2	4	3,9 ± 0,7
	O ₂ (%)	92,4	99,8	179	115	16,6	103,5	12	91,68 ± 11,4	4	44,68 ± 7,4
	NH ₄ ⁺	0,2	0,2	0,2	1,9	0,3	0,8	12	<0,2 -	4	<0,2
	NO ₃ ⁻	<5,0	<5,0	<5,0	12,8	<5,0	7,5	5	<5,0 -	4	<5,0
	PO ₄ ³⁻	<0,2	<0,2	0,2	2,7	<0,2	1	5	<0,2 -	4	0,48 ± 0,3
	TOC	3,1	3,1	2,6	7	4,8	4,8	5	3 ± 0,6	4	4,9 ± 0,5
Tardor	Temperatura	17,7	17	20,1	18,1	17,9	18,7	17	14,56 ± 2,7	4	10 ± 1,4
	Conductivitat	390,2	380,7	689	1030	959	892,6	17	354,1 ± 43	4	504,3 ± 165
	pH	8,29	7,82	7,65	7,18	7,55	7,5	17	7,99 ± 0,3	4	7,93 ± 0,2
	O ₂	10,15	9,04	3,54	0,87	1,68	2,03	17	8,94 ± 1,3	4	10,43 ± 3,3
	O ₂ (%)	100,5	93,6	38,1	9	17,8	21,63	17	88,78 ± 14	4	98,73 ± 24,9
	NH ₄ ⁺	<0,2	<0,2	<0,2	n.d.	n.d.	n.d.	17	0,25 ± 0,1	4	<0,2 -
	NO ₃ ⁻	n.d.	<5,0	<5,0	n.d.	n.d.	n.d.	5	<5,0 -	4	8,2 ± 5,7
	PO ₄ ³⁻	n.d.	<0,2	0,7	n.d.	n.d.	n.d.	5	<0,2 -	4	0,29 ± 0,2
	TOC	n.d.	3,4	4,6	n.d.	n.d.	n.d.	5	3 ± 0,5	4	4,28 ± 1,5

Annex VIII, Continuació

		MOSTRES DE DESPRÉS DE L'INCENDI						DADES HISTÒRIQUES (2007-2012)			
		Muga		Ricardell				Muga (M1)		Ricardell (R)	
		M1	M2	B1	B2	B3	R	n	mean ± sd	n	mean ± sd
Primavera	Temperatura	13	15,3	-	-	-	15,2	12	11,57 ± 1,68	6	16,83 ± 2,48
	Conductivitat	396	464,8	-	-	-	440	12	366,6 ± 31,42	6	454 ± 69,82
	pH	8,46	8,41	-	-	-	8,44	12	8,81 ± 0,46	6	7,71 ± 0,38
	O ₂	11,58	9,86	-	-	-	9,96	11	10,28 ± 1,89	6	8,15 ± 2,25
	O ₂ (%)	110,3	98,3	-	-	-	99,2	11	95,77 ± 20,45	6	81,93 ± 17,98
	NH ₄ ⁺	<0,2	<0,2	-	-	-	<0,2	12	<0,2 -	6	0,096 ± 0,0081
	NO ₃ ⁻	<5,0	<5,0	-	-	-	<5,0	5	2,12 ± 0,53	6	3,08 ± 2,36
	PO ₄ ³⁻	<0,2	<0,2	-	-	-	<0,2	5	0,07 ± 0,03	5	0,22 ± 0,13
	TOC	2,7	2,7	-	-	-	2,7	5	2,85 ± 0,54	5	3,9 ± 1,82

Les unitats de les variables són (°C) per la temperatura, (μS/cm) per la conductivitat i (mg/l) per l'oxigen i la resta d'ions.

Annex IX. Identificació a nivell taxonòmic de gènere de les diferents famílies de tricòpters, plecòpters i efemeròpters identificats després del foc.

Família	Gènere	ESTIU 2012						TARDOR 2012						PRIMAVERA 2013		
		M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	B1	B2	B3	R	M1	M2	R
Baetidae	<i>Baetis</i>	4	3	4	4	3	4	4	3	0	0	0	0	4	4	4
Caenidae	<i>Caenis</i>	2	3	3	1	3	3	2	0	0	0	0	0	1	3	0
Ephemerellidae	<i>Serratella</i>	3	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	3	4	3
Heptageniidae	<i>Rhithrogena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Leptophlebiidae	<i>Habrophlebia</i>	1	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0	0	3	1	3
Leuctridae	<i>Leuctra</i>	1	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	3	0
Perlodidae	<i>Isoperla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Nemouridae	<i>Neumora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Ecnomidae	<i>Ecnomus</i>	2	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	3	2	1
Brachycentridae	<i>Brachycentrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	2	3	0	0	1	1	3	4	0	0	0	0	2	2	0
Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	2	3	0	0	0	0	3	3	1	0	0	1	2	2	0
Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1
Limnephilidae	<i>Lymnephilus</i>	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	1
	<i>Chaetopteryx</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	3	3	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	3	2	0
Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	2	1	0	0	1	1	2	3	0	0	0	0	1	1	0
Psychomiidae	<i>Lype</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>	2	2	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	3	2	0

Els rangs d'abundància corresponen a la següent classificació: 0= 0 individus; 1=1-3 individus; 2=4-11 individus; 3=12-100 idnividus i 4=>100 individus.

Annex X. Registre fotogràfic de les diferents localitats de mostreig en el moment en que es van dur a terme (30 i 31 de juliol de 2012).



M1 (Boadella de l'Empordà) - Estiu 2012



M1 (Embassament de Boadella) - Estiu 2012



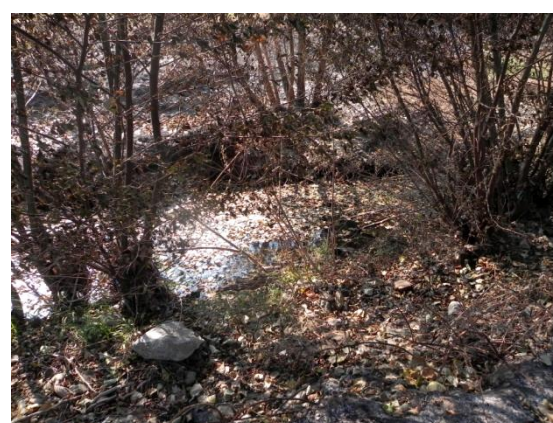
M2 (Pont de Molins - resclosa) - Estiu 2012



B1 (Ricardell) - Estiu 2012



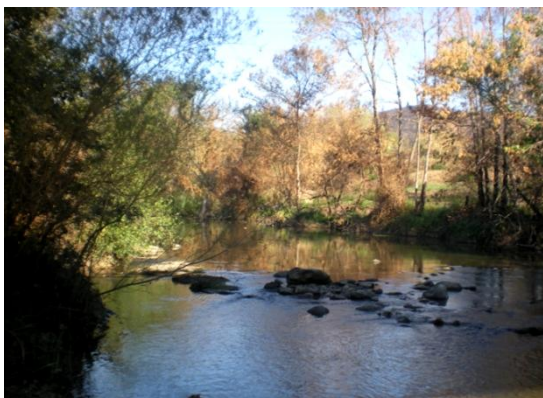
B2 (Ricardell) - Estiu 2012



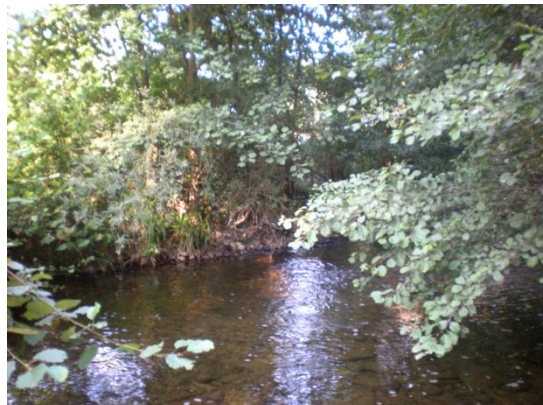
B3 (Ricardell) - Estiu 2012

Fotografies: Narcís Prat

Annex XI. Registre fotogràfic de les diferents localitats de mostreig en el moment en que es van dur a terme (3 d'octubre de 2012).



M1 (Boadella d'Empordà) - Tardor 2012



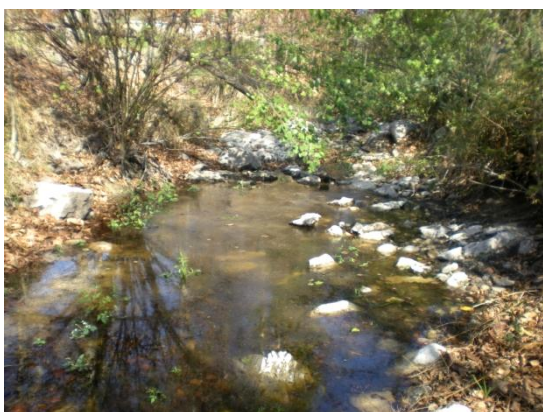
M2 (Pont de Molins) - Tardor 2012



B1 (Ricardell) - Tardor 2012



B2 (Ricardell) - Tardor 2012



B3 (Ricardell) - Tardor 2012



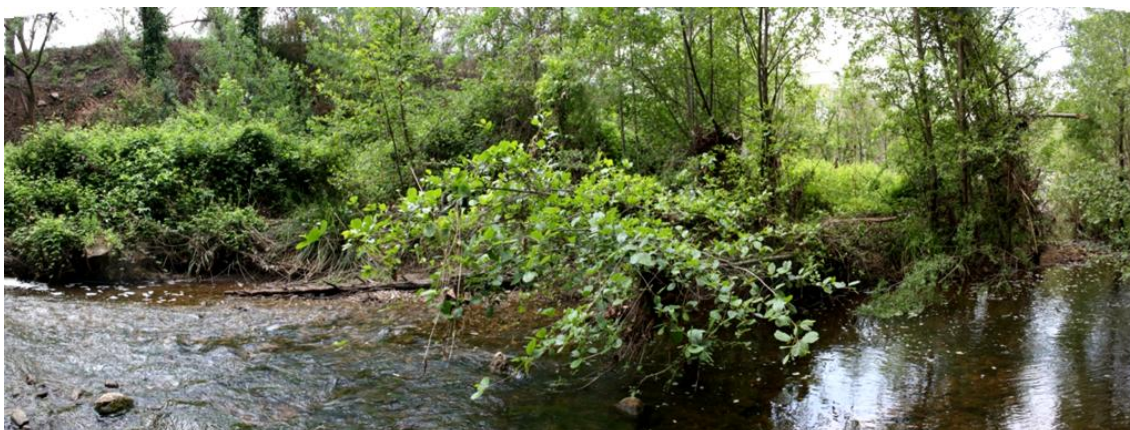
Ricardell - Tardor 2012

Fotografies: Pau Fortuño

Annex XII. Registre fotogràfic de les diferents localitats de mostreig en el moment en que es va a dur a terme (26 d'abril de 2012).



M1 (Boadella d'Empordà) - Primavera 2013



M2 (Pont de Molins) - Primavera 2013



Ricardell - Primavera 2013

Fotografies: Ariadna Veas