



EFECTES D'UN INCENDI FORESTAL EN UNA RIERA MEDITERRÀNIA (SANT LLORENÇ DEL MUNT, 2003)

Mireia Vila Escalé

Departament d'Ecologia
UNIVERSITAT DE BARCELONA
Febrer 2009

TESI DOCTORAL

**Departament d'Ecologia
Facultat de Biologia
UNIVERSITAT DE BARCELONA**

Programa de doctorat: Ecologia
Bienis: 1999-2001

**EFFECTES D'UN INCENDI FORESTAL EN UNA RIERA MEDITERRÀNIA
(SANT LLORENÇ DEL MUNT, 2003)**

Memòria presentada per
Mireia Vila Escalé

Per optar al grau de
Doctora per la Universitat de Barcelona

Tesi realitzada sota la direcció de
Dr. Narcís Prat Fornells i Dra. Teresa Vegas Vilarrúbia

Dr. Narcís Prat Fornells
Catedràtic d'Ecologia
Facultat de Biologia (UB)

Dra. Teresa Vegas Vilarrúbia
Professora d'Ecologia
Facultat de Biologia (UB)

Mireia Vila Escalé

Barcelona, febrer de 2009

als somnis,
a la generositat i
a la meva mare
que és la vida.

Agraïments

Abans de saber què significava biologia, el meu tiet de Navarcles i el meu avi Francisco ja em donaven lliçons de veritables naturalistes. Estudiant, el Ramon Solà primer i, un cop a la carrera, professors com el Mikel Zabala, el Javier Romero, el Sergi Sabater i la Maria Rieradevall entre d'altres, em van continuar apassionant per l'ecologia; sobretot a les pràctiques on el meu interès per l'aigua salada es va endolcir.

M'agradaria agrair als meus directors, Narcís Prat i Teresa Vegas, la seva confiança en mi, la seva perseverància en millorar aquesta tesi, la seva agilitat en donar-me respostes i els seus consells. És a dir, gràcies als dos per ensenyar-me què és fer ciència.

Al meu grup de recerca, el Freshwater Ecology Management (que després de tants anys, espero no oblidar-me d'algú): Narcís Prat, Maria Rieradevall, Núria Bonada, Caro Solà, Toni Munné, Rosa Casanovas, Marc Plans, Cesc Múrria, Tura Puntí, Blanca Ríos, Raúl Acosta, Miguel Arguelles, Núria Cid, Rosa Andreu, Pau Fortuño, Teresa Vegas, Iraima Verkaik, Laura Puértolas, Mia Morante, Núria Sánchez, Isabelle Pierre i Luisa Chavez.

En el camp, el Joan Gomà, Roser Farrés, Roser Ortiz, Jaume Cambra, Dolors Vinyoles, Fredy Casals, Adolf de Sostoa, Jordi Jubany, Núria Bonada, Narcís Prat, Maria Rieradevall, Teresa Vegas, Carles Barata, Iraima Verkaik, Cesc Múrria, Blanca Ríos, Tura Puntí, Raúl Acosta, Pau Fortuño, Rodrigo Palma, hem treballat, hem compartit idees i sobretot ens hem fet riure. L'equip fa la força, i sense vosaltres res de tot això s'hagués realitzat.

En el treball de laboratori vull agrair sobretot el treball de la Mary Gallegos, i també del Cesc Múrria i Teresa Vegas; els tres vau desplegar tota la vostra paciència per orientar-me i formar-me. La Iraima Verkaik va arribar al moment just per aportar oxigen i alegria al laboratori. Dels Serveis Científico-Tècnics he d'agrair la feina del Jaume Sánchez, Laia Balart, Lourdes Berdié, Pilar Teixidor, Eva Pelegrí i Pilar Fernández. A la Montse Guart i Antoni Calafat (Departament d'Estratigrafia, Paleontologia i Geociències Marines) per deixar-nos usar el sacsejador automàtic. I al Pere Rovira (Departament de Biologia Vegetal) per les proves i consells sobre el *black carbon* (em sap greu no haver continuat el que vam començar).

La Núria Bonada ha identificat els tricòpters a gènere. El Joan Gomà, Roser Farrés i Jaume Cambra han compartit l'inventari de diatomees i han permès que enfrontés els resultats de les dues comunitats.

L'Àngel López, Teresa Vegas, Iraima Verkaik, Blanca Ríos, Núria Bonada, Raúl Acosta, Cesc Múrria, Maria Rieradevall i Narcís Prat m'han ajudat amb l'estadística.

L'Itziar Lekumberri, Helena López i Àngel López m'han ensenyat i ajudat en l'ús del programa de disseny de la tesi. L'Helena López és la dissenyadora de la portada de la tesi i l'Àngel López

qui l'ha materialitzat. Al Paco i al Joan els he d'agrair l'edició de la tesi.

Les lopes han sigut un refugi de pau, de treball a ritme de triangle i de macroinvertebrat, de confidències, de música, de rialles... Gràcies al departament d'Ecologia per mantenir aquest espai!

La família Sobregrau agrair-los que ens hagin deixat que treballéssim tranquils a la riera de Gallifa, que compartissin amb nosaltres els detalls incòmodes del dia de l'incendi i un bon grapat de fotos, com la magnífica de la portada.

En Daniel Guinard i Carles Castells de la Diputació de Barcelona ens han facilitat informació relacionada amb l'incendi i han mostrat el seu interès per aquest estudi.

Vull agrair les tasques de la Diputació de Barcelona, que per una cosa o altra (seguiment dels rius, control dels quironòmids, gestió del parc fluvial) i via universitat o no, sempre m'ha donat estabilitat econòmica per anar creant pas a pas aquesta tesi.

Els serveis on-line de www.meteocat.net (Joan Carles Peña) per la pluviometria, i de www.termcat.net per l'ajuda lingüística. Gràcies també a la Roser Andreu per fer-me estimar tant la nostra llengua.

En aquesta història hi ha sis muses, sí, sis dones, que a la seva manera han sabut anar-me donant glops d'energia, tendresa, saviesa i seguretat per tirar endavant. La Roser Escalé, la meva mare, una lluitadora que s'ha deixat la pell per mi i m'ha demostrat sempre que amb esforç i constància ho puc aconseguir gairebé tot. La Rosa Martínez, la defensora de les tesis i del que s'aprèn fent-les (tenies rao!). La Dolors Vinyoles que entre riures sempre m'esperones a que sigui una dona competitiva i...ho intento!! La Blanca Ríos que sense demanar-t'ho em vas anar pintant de colors la meva autoestima. La Teresa Vegas que des que ens vam connectar químicament has fet que me n'adonés de la memòria de l'aigua. I la Iraima, energia pura i tendresa, amb la que hem buscat sentit a tot a plegat.

El Salva, Pere, Olga, Marta, Xavi, Fiona, Sergi, Jaume, Fede, Marc, Teresa, Guillermo, Miquel Àngel, Cristina, Bernat, Quique, Montse, Enric, Helenes, Mary, Rafa, Susana, Vicenç, Bet, Ainhoa, Julio, Eusebi, Isis, Biel, Lúdia, Oriol, Sílvia, Izascun, Miant, Neus, Gemma, Dani, Mireia, Marina, professors i administratius, heu sigut la meva altra gran família del departament d'Ecologia.

Els meus companys de feina actuals, Joan, Toni, Pepa, Dolors Q, Maribel, Carme, Gemma, Manel, Assumpta, Dolors V, Imma, Montse, Jaume, Javier, Xavi, Carles P, Carles B, que m'han animat i valorat moltíssim; hi ha dies que sincerament crec que no us mereixo. Gràcies!

Als amics i amigues que he hagut de gairebé abandonar per concentrar-me en aquesta història: Margot, Pitxi, Tripi, Cris, Pili, Laia, Jordi, Salo, David, Albert, Roser A, Èlia, Giovana, Òscar, Andrés, Rosa, Caro, Eva V, Sergi, Ferran, Aly, Eva F, Anna, Carlets, Gemma, Florit, Cris i Joseba.

La meva família: mare, iaia Flora, avi Francisco, tieta Rosa, tiet Joan (sort dels teus consells!!), Albert, Guillem, Mariona, Josep (tu pots!!), Toni, tiets de baix, família de l'Àngel, Pola; crec que mai heu entès què feia (crancs? focs? beques? congressos?), també crec que m'heu enyorat més del que em penso... vosaltres sempre heu posat les meves necessitats per davant de les

vostres i heu deixat que la *nostra nena* fos lliure, per això us estimo tant.

A l'Àngel, agrair-te el teu suport d'amic, la teva gran paciència (espero que en els darrers cinc anys no hakis comptat quantes vegades la primera frase del dia ha estat sobre la tesi...) i sobretot, el teu amor. Saber que ets al meu costat m'anima a tirar endavant per aconseguir els somnis que compartim.

Aquest treball ha estat finançat per la Generalitat de Catalunya (DURSI-Acció Especial 0-65), el Ministerio de Educación y Ciencia (Furimed-CGL2004-01549/BOS) i la Diputació de Barcelona (Ajuts a la Recerca 303103).

Índex

Introducció general i objectius.....	11
Capítol 1. Característiques de la zona d'estudi i l'incendi.....	15
Capítol 2. Canvis de l'hàbitat fluvial.....	25
Capítol 3. Canvis fisicoquímics de l'aigua.....	39
Capítol 4. Entrada i persistència de compostos aromàtics policíclics (CAP).....	63
Capítol 5. Canvis químics de l'aigua en condicions de laboratori produïts per l'addició de material vegetal cremat i fresc.....	77
Capítol 6. Resistència i resiliència dels macroinvertebrats a l'incendi forestal..	99
Capítol 7. Trets biològics de la comunitat de macroinvertebrats.....	131
Capítol 8. Resposta de la comunitat de diatomees i comparació amb la comunitat de macroinvertebrats.....	151
Capítol 9. Resposta dels indicadors de qualitat biològica a la pertorbació.....	163
Conclusions.....	175
Bibliografia.....	177
Annexs.....	191

Introducció general i objectius

... una renglera molt llarga de pins esqueletitzats, sense fullam ni branques fines, només els troncs alts i despallats, negres i prims com pues d'una llarguíssima pinta...
(...) la mirada pot penetrar bosc endins, (...) i aquesta capacitat de travessar tot un bosc amb un cop d'ull et fa una mena de por, una por que no té res a veure amb la por que poden fer els boscos densos, (...) La mirada no topa amb cap obstacle, i és una sensació anguniosa, com si mirant massa abuséssim d'un espai indefens. (...) El bosc és buit. L'esperit del bosc ha fugit.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

Aquest treball comença quan l'incendi de Sant Llorenç del Munt de l'agost del 2003 va cremar 4.476 ha de la part oriental del parc natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac i de les zones adjacents. Un 84% de la conca de Gallifa es va cremar just fins l'estació de mostreig d'on es disposava de més de cinc anys de dades de la qualitat de l'aigua de la riera (Prat et al., 2005). Disposar d'aquestes dades de referència anteriors a aquesta pertorbació, l'elevat impacte de les primeres pluges sobre la riera i la poca informació existent sobre els efectes dels incendis en els rius mediterranis, va ser el motiu per planificar un mostreig mensual de la riera de Gallifa mentre es demanava finançament per dur-lo a terme. Dissortadament, fins al gener de l'any 2004 no va ser possible prendre mostres de la riera de Mura (control sense cremar) al mateix temps que se'n prenien a Gallifa.

Tot i l'elevada incidència dels incendis en la Conca Mediterrània i la tendència a augmentar-ne el número i la superfície afectada (Piñol et al., 1998, Pausas, 2004), existeixen molt pocs estudis sobre els canvis abiòtics (Belillas i Rodà, 1993, Lavabre i Torres, 1993, Inbar et al., 1998, Mayor et al., 2007, Vila-Escalé et al., 2007a) i biològics (Farrés-Corell, 2005, Gomà et al., 2005, Vila-Escalé et al., 2006, Gama et al., 2007, Sostoa et al., 2007, Vila-Escalé et al., 2007b, Rieradevall et al., 2008, Verkaik et al., 2008, Verkaik et al., 2009) que es produeixen en els ecosistemes aquàtics associats als boscos cremats que permetin caracteritzar aquest fenomen. De totes maneres, el clima mediterrani històricament ha sotmès aquests rius a pertorbacions naturals com sequeres i avingudes periòdiques que han fet que els organismes que hi viuen desenvolupessin diferents adaptacions que els confereixen resistència o resiliència (Resh et al., 1988, Gasith i Resh, 1999). Es desconeix tant si aquestes adaptacions també els poden conferir avantatges en front de la pertorbació que suposa el foc, com quin és l'efecte de la sinèrgia d'aquestes pertorbacions i els incendis en aquest ambient.

El foc de forma directa o indirecta es considera un pertorbador molt important de l'heterogeneïtat i diversitat dels ecosistemes riparis i aquàtics (Resh et al., 1988, Bêche et al., 2005) que pot afectar a diferents escales espacials (des del nivell de conca fins al nivell de microhàbitat) i també a diferents escales de temps que poden anar des d'hores a segles (Minshall et al., 1989, 2003). Els seus efectes són múltiples, però normalment l'afecció més dràstica sobre l'ecosistema aquàtic es produeix amb les primeres pluges després del foc (Minshall et al., 1989, Bisson, 2003, Minshall, 2003, Vila-Escalé et al., 2007a) i a la zona de capçalera perquè és on el percentatge de conca cremada és elevat (Minshall et al., 1989, Minshall et al., 1997). A curt i a mitjà termini, i tal i com passa en les comunitats animals terrestres (Emlen, 1970, Prodon et al., 1987, Monamy i Fox, 2000), el que es creu que determina decisivament el retorn de les comunitats aquàtiques és el restabliment de l'hàbitat perquè regula i organitza la biota del riu (Southwood, 1988, Townsend i Hildrew, 1994, Wallace et al., 1997). Els efectes a més llarg termini es relacionen amb la recuperació del bosc, és a dir, quan aquest assoleixi una

entrada de nutrients i matèria orgànica, un percentatge d'ombra a la llera, una taxa d'erosió i un escurriments semblants als anteriors abans del foc, factors que són habitualment dels més modificats per l'incendi (Minshall et al., 1989, Britton, 1991a, Cosandey et al., 2005).

L'incendi de la capçalera de la riera de Gallifa permetia estudiar aquests efectes del foc de forma detallada en un ambient mediterrani que abans no s'havia estudiat, i a més amb dades de la mateixa riera abans no es cremés, pel que era una oportunitat única que hem intentat aprofitar.

Objectius i estructura de la tesi

L'objectiu principal d'aquesta tesi era estudiar amb detall la recuperació de la comunitat de macroinvertebrats després del foc utilitzant com a comparació les dades disponibles anteriors a la mateixa riera i dades d'una riera propera a la conca la qual no s'havia cremat. Aquest objectiu principal s'ha dividit amb un conjunt d'objectius específics que són:

- Caracteritzar els canvis en l'hàbitat fluvial i en el bosc de ribera després de l'incendi, i avaluar la seva resposta posterior a curt i mig termini.
- Mesurar la incorporació inicial i la persistència d'alguns compostos químics de l'aigua i el sediment fins a dos anys després del foc.
- Conèixer l'efecte químic de l'addició de cendres i de material vegetal fresc en la composició química de l'aigua en condicions de laboratori.
- Estudiar la resiliència i persistència de les comunitats de macroinvertebrats fins a cinc anys després de la pertorbació, i establir el temps de recuperació de la comunitat comparant-la amb les dades anteriors a l'incendi.
- Estudiar la successió de la comunitat de macroinvertebrats durant dos anys després del foc, i establir els trets biològics dominants al llarg d'aquest temps.
- Comparar la resposta de la comunitat de macroinvertebrats amb la de diatomees i establir el temps necessari perquè els dos indicadors biològics recuperin els valors de referència de la mesura de la qualitat biològica anteriors al foc.
- Relacionar l'evolució de les dues comunitats amb els factors ambientals estudiats.

Per abordar aquests aspectes, relacionar-los i buscar respostes a les preguntes que ens van sorgir a partir d'aquests objectius, aquesta tesi s'ha estructurat en nou capítols cadascun dels quals conté: la introducció, la metodologia, els resultats i la discussió. El **Capítol 1** situa geogràficament l'estudi realitzat, descriu la zona i caracteritza l'incendi. El **Capítol 2** descriu els canvis en l'hàbitat aquàtic i el bosc de ribera. El **Capítol 3** analitza les variacions fisicoquímiques de l'aigua al llarg dels dos anys d'estudi. El **Capítol 4**, el qual ja ha estat publicat (Vila-Escalé et al., 2007a), estudia l'entrada i durada d'alguns compostos aromàtics en l'aigua i el sediment.

El **Capítol 5** mesura els canvis químics produïts en l'aigua on s'incuba material vegetal cremat i no cremat en condicions de laboratori. El **Capítol 6** compara la comunitat de macroinvertebrats dels dos anys posteriors a l'incendi (2003-2005) tant amb la comunitat de referència anterior al foc (1999-2003) com amb la posterior als dos anys d'estudi mensual (2006-2008). El **Capítol 7** explica la successió dels gèneres de macroinvertebrats després del foc i els relaciona tant amb les variables ambientals mesurades en els capítols precedents com amb la riera de referència. En el capítol 6 el nivell taxonòmic de treball és de família, mentre que el capítol 7 requereix treballar a gènere. El **Capítol 8** compara l'evolució de la comunitat de macroinvertebrats amb la de les diatomees epilítiques de la mateixa riera. Finalment, el **Capítol 9** estudia la resposta de les dues comunitats com a indicadors biològics. Al final de la tesi es detalla la bibliografia citada, les conclusions i els annexos.

Capítol 1

Característiques de la zona d'estudi i de l'incendi

Parlen dels boscos cremats, i dic que els he vistos, i que avui m'ha fet impressió veure la serralada tan verda. Algú em diu que fa temps, (...) no era tan verd ni tan boscos. Que els vessants eren conreuats, i que encara s'hi poden trobar vestigis de les terrasses construïdes amb pedres. Que tant de bosc és una cosa moderna. (...) Ara els conreus es retiren, el bosc avança i un dia crema.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

1. Característiques de la zona d'estudi

1.1 Localització

Aquest estudi s'ha realitzat a la riera de Gallifa i a la riera de Mura. L'incendi de Sant Llorenç del Munt va cremar el 84% de la riera de Gallifa i es va estendre fins al pont de la carretera BP-1241 situada fora dels límits del parc natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. En canvi, la conca de la riera de Mura la qual es va usar com a referència perquè no es va cremar, es troba dins del parc natural. Les dues rieres drenen la mateixa serra i només les separen 10 Km lineals (Fig.1.1).

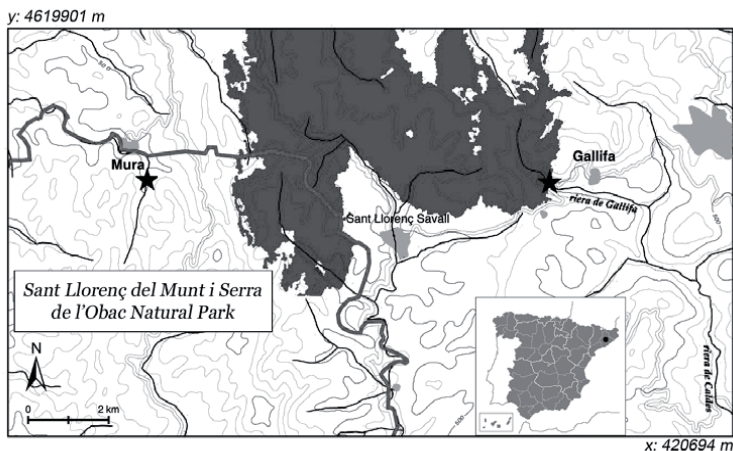


Figura 1.1 Localització de la zona cremada i dels punts de mostreig.

La riera de Gallifa (Vallès Occidental) pertany a la conca del riu Besòs (de 1007 km², 602 mm/a; 15,6°C de temperatura mitjana anual) i la riera de Mura (Bages) a la conca del riu Llobregat (de 4923 km², 610 mm/any, 15°C de temperatura mitjana anual) (Robles et al., 2002). Les dues rieres són de muntanya mitjana, de primer ordre i tenen règim temporal intermitent (Taula 1.1), és a dir, que en alguna època de l'any poden tenir trams secs amb flux subsuperficial d'aigua i trams amb presència d'aigua a la superfície (Robles et al., 2002). Les dues rieres tenen fonts properes del punt de mostreig que en alguns moments asseguren un petit cabal de base.

Taula 1.1. Principals característiques de la riera de Gallifa i de Mura.

Riera	Cremat	Conca	Ordre	Conca (Km ²)	Orientació	Altitud (m)	Cabal (l/s)*	Règim
Gallifa	Sí	Besòs	1	2.90	S	560	9.48±20	Intermitent
Mura	No	Llobregat	1	2.80	W	540	44.65±41	Intermitent

* cabal mitjà (primaveres i estius de 1999-2003) (Prat et al., 2005)

1.2 Clima

La zona té clima mediterrani que es caracteritza per estius secs i hiverns suaus, i possibles episodis de precipitació torrencial principalment a la tardor. La precipitació mitjana anual és de 635 mm, però és força variable en els anys i en el temps, i es concentra a la tardor i a la primavera. La precipitació en forma de neu és mínima. La temperatura mitjana anual és de 14,8°C. Les característiques de l'estiu provoquen un dèficit hídric elevat i que els rius tinguin un caràcter temporal important que caracteritzen l'ecosistema i les comunitats biològiques. La temporalitat s'entén com un fenomen cíclic que provoca que les rieres estiguin sotmeses a canvis en el cabal segons el clima i la pluviometria (Martín Vide i Olcina, 2001). A la Fig. 1.2 es presenta la precipitació diària del període d'estudi a l'estació meteorològica de Sant Llorenç Savall situada equidistant de les dues rieres. Durant l'estudi (2003-2005) hi va haver un primer període humit (926 mm) de 315 dies i un segon període molt sec fins l'estiu de 2005 (152 mm). La pluja diària màxima del primer període fou de 62 mm, i la del segon de 22 mm.

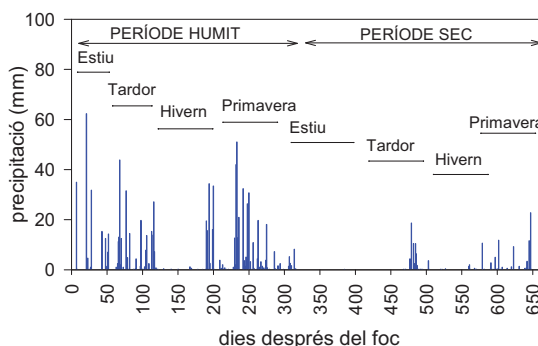


Figura 1.2. Precipitació de l'estació meteorològica de Sant Llorenç Savall durant el període d'estudi de 2 anys (2003-2005). L'estació està situada enmig i equidistant de les dues rieres estudiades. Dades facilitades pel Servei Meteorològic de Catalunya (www.meteocat.net).

1.3 Sòl-geologia

La litologia del massís de Sant Llorenç del Munt està formada per conglomerats carbonatats o silícics, amb intercalacions de gresos i lutites d'origen continental dipositats durant l'Eocè.

Aquesta natura geològica del massís amb alternança de roca calcària relativament tova i poc resistent a l'erosió, amb el conglomerat, de consistència més dura, fa que les rieres en alguns trams estiguin encaixades (Cid, 2001). Aquest substrat kàrstic i l'encaixonament fan que les puntes de les crescudes siguin acusades (Stanford i Ward, 1993) i que el cabal normalment baix es pugui alternar ràpidament amb episodis d'avingudes. Per altra banda, la presència de roca dura excavada per l'aigua provoca que la dimensió lateral de la zona ripària sigui estreta i afavoreix l'aparició de basses impermeables que mantenen l'aigua junt amb la fauna i la flora associada força temps quan hi ha sequera (veure fotografies de l'Annex 1.1).

1.4 Vegetació

La vegetació zonal del paisatge mediterrani és formada per plantes llenyoses de fulla dura (escleròfil·les) i persistent amb alzina (*Quercus ilex*), típiques de les regions amb pluja hivernal i glaçades esporàdiques (Walter i de Bolòs, 1998). Les vegetacions dels paisatges mediterranis (Conca Mediterrània, californià, xilè, capense i australià), tenen peculiaritats pròpies i una nomenclatura específica segons el tipus de formació vegetal que s'hi desenvolupa a cada regió (Taula 1.2).

Taula 1.2. Diferents subzonobiomes mediterranis del món (Walter i de Bolòs, 1998)

Subzonobioma	Nom específic	Característiques
Mediterrani:		
Conca del mar Mediterrani	alzinar mediterrani	Estrat arbori de <i>Q. ilex</i> i estrat arbustiu de <i>Viburnum</i> , <i>Phillyrea</i> , <i>Pistacia</i> , <i>Rhamnus</i> . L'estat de degradació pot formar una màquia.
Californià:		
Califòrnia central i meridional	<i>chaparral</i>	Equivalent a la màquia mediterrània però natural. Els incendis hi són molt presents. Gèneres: <i>Quercus</i> , <i>Arbutus</i> , <i>Arctostaphylos</i> , <i>Ceanothus</i> .
Arizona meridional	<i>encinal</i>	1200-1900 m. <i>Pinus ponderosa</i> amb sotabosc semblant al chaparral.
Xilè:		
Xile central		Fins 1400 m. Gèneres: <i>Lithraea</i> , <i>Quillaja</i> , <i>Peumus</i> , <i>Cryptocarpa</i> .
Capense:		
Àfrica (punta sud-oest)	<i>fynbos</i>	Bosquina de proteàcies amb aspecte de màquia. Sòl àcid. Gèneres. <i>Protea</i> , <i>Erica</i> , <i>Restio</i> , <i>Muraltia</i> , l'única espècie arbòria és <i>Leucadendron</i> . Dependència del foc.
Australià:		
SO i S d' Austràlia	bosc d'eucaliptus	Estrat arbori d' <i>Eucalyptus</i> i sotabosc de proteàcies (<i>Banksia</i>), <i>Macrozamia</i> , <i>Casuarina</i> . Molts priròfits obligats.

La vegetació de Sant Llorenç del Munt està constituïda per boscos i bosquines escleròfil·les mediterrànies amb comunitats típiques d'alzinars, garrigues i brolles. L'alzinar és la vegetació potencial però en general es troba en molts llocs substituïda per boscos de pi blanc (*Pinus*

halepensis). A Gallifa, la vegetació d'abans de l'incendi era de pi blanc (*Pinus halepensis*) i alzina (*Quercus ilex*) sobre antigues feixes de cultiu.

Els dos trams estudiats de les rieres es caracteritzen per tenir riberes tancades amb baixa potencialitat de desenvolupar un bosc de ribera extens, tant per el pendent dels marges (>45°) com pel percentatge de substrat dur (entre el 30 i el 60%) que incapacita l'arrelament d'una massa vegetal permanent. La vegetació de ribera (arbres, arbusts i halòfits) en els dos trams estudiats estava composta per: *Corylus avellana* (avellaner), *Crataegus monogyna* (arç blanc), *Cornus sanguinea* (sanguinyol), *Hedera helix* (heura), *Rubus sp.* (esbarzer), *Juncus spp.* (jonc) i *Phragmites australis* (canyís), i en alguns llocs on el substrat ho permetia, pollancre (*Populus nigra*).

1.5 Activitats a la conca

L'activitat humana de la conca de Gallifa és molt baixa i l'ús principal és l'aprofitament forestal. Antigament a les dues conques hi havia feixes amb vinyes plantades i algun conreu. A una vall propera, a la Vall d'Horta, els conreus van ser actius fins l'any 1956 (Paricio, 2007). Abans de l'incendi les dues rieres estudiades es consideraven de referència per la seva qualitat (Prat et al., 2005).

Taula 1.3. Valors mitjans i desviacions estàndard de diferents paràmetres químics de les conques de Gallifa i de Mura abans de l'incendi. Entre parèntesi s'especifica les mostres que són del període 1979-1980 (Prat et al., 1983) (n=3), la resta són del període 1999-2003 (www.diba.cat/parcsn/qualitat/rius) (n=8). Tots els paràmetres tenen unitats de mg·L⁻¹ excepte la conductivitat (μS·cm⁻¹). Els punts de presa de mostra coincideixen amb els posteriors a l'incendi.

	Gallifa	Mura
STS	3,0 ± 2,8	12,1 ± 35,8
O ₂	8,72 ± 1,52	10,16 ± 2,39
pH	8,16 ± 0,25	8,13 ± 0,31
Conductivitat	628 ± 72	535 ± 48
Cl ⁻	19,9 ± 2,3	16 ± 3,4
SO ₄ ²⁻	38,9 ± 6,8	22,3 ± 3,6
K ⁺	(4,40 ± 2,90)	
Na ⁺	(16,43 ± 13,7)	
Fe ²⁺	(0,21 ± 0,2)	
Mg ²⁺	(39,2 ± 11,1)	
Ca ²⁺	(133 ± 50)	
Mn ²⁺	(0,04 ± 0,00)	
Alk.	(5,72 ± 0,2)	
NH ₄ ⁺	0,28 ± 0,25	0,13 ± 0,13
N-NO ₃ ⁻	0,47 ± 0,73	0,18 ± 0,08
P-PO ₄ ³⁻	0,03 ± 0,02	0,008 ± 0,015

1.6 Química de l'aigua

Les dues rieres són calcàries. Els valors mitjans d'alguns paràmetres químics de les dues rieres es mostren a la **Taula 1.3**.

2.L'incendi, els seus efectes i recuperació de la vegetació de la conca

La conca de Gallifa va quedar molt afectada per l'incendi i més d'un 80% de la seva superfície va quedar calcinada. La intensitat de crema del bosc va ser elevada amb una severitat de classe IV segons la classificació de Turner et al. (2003) (**Taula 1.4**). El foc de capçada d'alta intensitat es va deure a que les condicions ambientals estaven definides per una sequera prèvia i un règim

Taula 1.4. Classes de severitat d'un incendi segons Turner et al. (2003).

	CLASSE I No cremat	CLASSE II Superfície lleugerament cremada	CLASSE III Superfície severament cremada	CLASSE IV Foc de capçada
Cremat	no	sí	sí	sí
Troncs socarrimats	no	sí	sí	sí
Mortalitat generalitzada dels arbres	no	no	sí	sí
Crema de la mat. orgànica del sòl	no	no	sí	sí
Es mantenen les acícules verdes	sí	sí	no	no
Capçades i acícules consumides	no	no	no	sí

de vents que va determinar una humitat relativa molt baixa.

A l'agost del 2003 la Diputació de Barcelona va mesurar la superfície cremada i els diferents hàbitats cremats (González i Lobo, 2004, Lobo i Nieto, 2004, Lobo et al., 2007) (**Taula 1.5**). Aquests treballs han permès disposar d'una imatge ràster de la recuperació de la coberta vegetal dels anys 2004 i 2005, i imatges aèries de baixa altura (≈ 70 m) del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (Guinart, 2007).

Taula 1.5. Superfícies afectades per l'incendi de Sant Llorenç-2003 per tipus d'hàbitat (Diputació de Barcelona).

Hàbitat	Superfície cremada (ha)	
	Parc Natural	Total
Alzinar	63	67
Pineda de pi blanc	696	2310
Pineda de pinassa	145	342
Pineda de pi roig	0	470
Pinedes mixtes	478	789
Total pinedes	1319	3911
Matollar	226	274
Conreus	85	172
Prats	0	22
Roqueters	30	30
Total	1723	4476

Després del foc, s'observà que: 1) la supervivència dels arbres vius va ser molt baixa (Guinart, 2007); 2) l'espècie d'arbre que més va rebrotar va ser l'alzina (≈ 450 ind/ha el primer any i 850 ind/ha el segon any) (Lobo i Ara, 2005); 3) que un any i mig després de l'incendi, la coberta arbustiva era més alta a les illes dominades per coníferes (Lobo i Nieto, 2004); 4) en els 7 mesos posteriors l'estrat herbaci havia tapissat bona part dels sòls de menys pendent (Paricio, 2007); 5) en els anys 2004 i 2005 es va produir una intensa recuperació de la cobertura vegetal (Lobo et al., 2007); 6) al maig de 2005, el recobriment màxim (25%) era de l'estrat herbaci i arbustiu de port mitjà (de 0,25 a 0,50m), seguit per un 18% d'estrat herbaci (0-0,25m), sòl nu (12%) i un 10% d'arbustiu de 0,5 a 1 m (Herrando i Sales, 2007).

Les condicions climàtiques en el moment de crema (sequedat ambiental i baix cabal) i les característiques físiques de la conca de Gallifa (riera encaixada amb força pendent) van provocar que la severitat del foc fos elevada, fins i tot en la zona de ribera. La vegetació de la zona cremada de Sant Llorenç del Munt va perdre l'estrat arbori i arbustiu; i el sòl va quedar desproveït dels horitzons orgànics. Un estudi del sòl de la Vall d'Horta realitzat per (Paricio, 2007) set mesos després de l'incendi permet fer-se una idea de l'estat del sòl (Taula 1.6).

Taula 1.6. Comparació de diferents mesures realitzades en sòls cremats i no cremats de la Vall d'Horta set mesos després de l'incendi, síntesi dels canvis produïts i interpretació d'aquests canvis. Sintetitzat a partir de Paricio (2007). L'autora destaca que la zona d'estudi tenia poc pendent.

Anàlisi	Sòl cremat	Sòl no cremat	Canvi produït	Interpretació
Textura <2mm (%)	21	52,5	Disminueix un 40%	Destrucció del col·loide edàfic que dona estructura.
Porositat total (%)	66,4	58,6	Augmenta un 12%	S'estava traient fusta i estava més remogut
pH	8,49	7,94	Augmenta 0,55 punts	Sòl calcari. Foc de mitjana intensitat (<450°C)
K (ppm)	29,7	19,2	Augmenta un 35%	Prové de cendra. Indica combustió <500°C (no volatilització).
Na (ppm)	35,5	4,8	Augmenta un 86%	Element molt soluble. Zona amb poc pendent
Ca (ppm)	632	540	Augmenta un 15%	El calci assimilable augmenta amb la calor
Mg (ppm)	47,9	45,9	Augmenta un 4,2%	Relacionat amb el calci.
P (ppm) assimilable	96,2	53,9	Augmenta un 44%	Temperatura elevada en primers cm. Mineralització de P orgànic
C (%)	9,17	8,6	Augmenta un 6,2%	Aportació de material vegetal semipirolitzat
MO húmica (%)	15,81	14,83	Augmenta un 6,2%	L'humus produeix un enriquiment de C/N
C/N (%)	23,8	20	Augmenta un 16%	Valors elevats, baix índex de descomposició
N (%)	0,385	0,430	Disminueix el 10,5%	Pèrdua per volatilització

En l'extinció de l'incendi no s'ha descartat que es poguessin utilitzar retardants de flama (com 2-methyl-4-isothiazolin-3-one, 5-chloro-2-methyl-4-isothiazolin-3-one, clorur de magnesi o nitrat de magnesi). Aquests productes poden incloure's a l'aigua d'extinció d'incendis quan comencen les tasques d'extinció, però després ja no se n'hi afegeixen (Guinard com. pers.). Les ADF per la seva banda poden afegir mullants (detergents) que afavoreixen que l'aigua s'escampi amb més facilitat (Guinard i Sobregrau com. pers.).

Al llarg dels dos anys d'estudi es van extreure les restes de fusta amb valor comercial de la conca cremada. En alguns llocs es van construir cordons de brancada per evitar l'erosió. En cap zona es va subsolar el sòl perquè la pendent de la conca no ho permetia (DiBa, 2008).

Taula 1.7. Mostrejos i mostres analitzades de la riera de Gallifa.

Codi	Any	Mes	Dia	Química	HAP	IHF / QBR	Textura	Macroinvert.	Diatomees
G99-P	1999			x				x	
G99-E	1999			sec					
G00-P	2000			x		x		x	
G00-E	2000			x		x		x	
G01-P	2001			x		x		x	x
G01-E	2001			sec					
G02-P	2002			x		x		x	x
G02-E	2002			x		x		x	
G03-P	2003			x		x		x	x
G03-E	2003			x		x		x	x
G12	2003	8	22	x	x	x		x	
G45	2003	9	24	x	x	x	x	x	x
G64	2003	10	13	x	x				x
G78	2003	10	27	x	x	x	x	x	x
G95	2003	11	13	x	x	x	x	x	x
G107	2003	11	25	x	x	x	x	x	x
G122	2003	12	10	x	x	x	x	x	x
G152	2004	1	9	x		x	x	x	x
G166	2004	1	23	x					x
G184	2004	2	10	x		x	x	x	x
G214	2004	3	11	x		x	x	x	x
G227	2004	3	24	x					x
G247	2004	4	13	x		x	x	x	x
G260	2004	4	26	x		x			x
G278	2004	5	14	x		x	x	x	x
G309	2004	6	14	x				x	x
G325	2004	6	30	x					x
G355	2004	7	30	x		x	x	x	x
G380	2004	8	24	x		x	x	x	x
G415	2004	9	28	x		x	x	x	x
G445	2004	10	28	x	x	x	x	x	x
G478	2004	11	30	x		x	x	x	x
G501	2004	12	23	x		x	x	x	x
G542	2005	2	2	x		x		x	x
G576	2005	3	8	x		x		x	x
G598	2005	3	30	x		x		x	x
G633	2005	5	4	x		x		x	x
G662	2005	6	3	x	x	x		x	
G695	2005	7	5	x		x		x	
G726	2005	8	5	sec					
G06-P	2006			x		x		x	
G06-E	2006			x		x		x	
G07-P	2007			x		x		x	
G07-E	2007			x		x		x	
G08-P	2008					x		x	

3. Èpoques de mostreig

Els mostrejors es van programar amb una freqüència mensual i no es van perseguir específicament els dies de pluja ni les crescudes. Els dies en que es va anar de campanya, els codis usats en la tesi i les mostres que se'n van generar (físicoquímica general, HAP, hàbitat, granulometria, macroinvertebrats i diatomees) es mostren a la **Taula 1.7** i a la **Taula 1.8**. També s'inclouen les dades de referència anteriors a l'incendi.

Taula 1.8. Mostrejors i mostres analitzades de la riera de Mura.

Codi	Any	Mes	Dia	Química	HAP	IHF / QBR	Textura	Macroinvert.	Diatomees
M99-P	1999			x				x	
M99-E	1999			sec					
M00-P	2000			x		x		x	
M00-E	2000			x		x		x	
M01-P	2001			x		x		x	x
M01-E	2001			x		x		x	x
M02-P	2002			x		x		x	
M02-E	2002			x		x		x	
M03-P	2003			x		x		x	
M03-E	2003			x		x		x	
M64	2003	10	13	x					
M152	2004	1	9	x		x	x	x	x
M184	2004	2	10	x		x	x	x	x
M214	2004	3	11	x		x		x	x
M247	2004	4	13	x		x		x	x
M278	2004	5	14	x				x	x
M309	2004	6	14	x					x
M325	2004	6	30	x		x			x
M355	2004	7	30	x		x		x	x
M380	2004	8	24	x		x	x		x
M415	2004	9	28	x		x	x	x	x
M445	2004	10	28	x	x	x	x		x
M478	2004	11	30	x		x	x	x	x
M501	2004	12	23	x		x	x		
M542	2005	2	2	x		x			
M598	2005	3	30	x		x		x	
M633	2005	5	4	x		x		x	x
M662	2005	6	3	x	x	x			
M695	2005	7	5	x		x		x	
M726	2005	8	5	sec					
M06-P	2006			x		x		x	
M06-E	2006			x		x		x	
M07-P	2007			x		x		x	
M07-E	2007			x		x		x	

Capítol 2

Canvis de l'hàbitat fluvial

L'hostaler m'ha fet veure que convé que plougui. No pas amb violència, perquè l'aiguat s'enduria la terra, ara desprotegida, dels boscos cremats, sinó amb mesura i continuïtat. Deu tenir raó. (...) Més cap aquí s'amplia la visió dels vessants cremats, uns boscos que semblen més marronosos que no pas negres. (...) També per aquesta banda el paisatge vegetal ha mort, i només en la part baixa, per on passa el riu, descobreixo algunes clapes de verdor, com si fossin oasis.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ

L'hàbitat aquàtic és espacial i temporalment molt dinàmic, està determinat per la interacció de les característiques estructurals del canal i el règim hidrològic, i és el substrat a on viu la biota del riu (Maddock, 1999). També es considera un dels factors més importants a l'hora de regular la distribució i abundància dels macroinvertebrats a escala local o de tram (Minshall et al., 1984). Una part important de les característiques de l'hàbitat aquàtic estan influïdes per la zona ripària la qual determina la frontera entre el sistema terrestre i l'aquàtic (Gregory et al., 1991, Naiman i Decamps, 1997), influeix en els canvis en la temperatura de l'aigua (Hawkins et al., 1997, Kiffney et al., 2003), en la dinàmica de nutrients i de la matèria orgànica al·lòctona (Vannote et al., 1980, Allan, 1995, Sweeney et al., 2004), prevé l'erosió dels marges (Kiffney et al., 2003) i afavoreix la retenció dels nutrients (Sabater et al., 2003) entre d'altres. En últim terme, la complexitat que aporten tots aquests elements en l'hàbitat aquàtic i la seva estabilitat reverteixen generalment en la capacitat de sustentar comunitats biològiques més riques en espècies (Poff i Ward, 1990, Voelz i McArthur, 2000) perquè la fauna requereix hàbitats específics per viure.

Els incendis forestals proporcionen un bon exemple de l'estreta relació entre la conca i l'ecosistema aquàtic, així com de l'organització jeràrquica de l'ecosistema fluvial (Poff i Ward, 1990). I és que de forma directa o indirecta, el foc es considera un pertorbador molt important de l'heterogeneïtat i diversitat dels ecosistemes riparis i aquàtics (Resh et al., 1988, Bêche et al., 2005) que pot afectar a diferents escales espacials (des del nivell de conca fins al nivell de microhàbitat) i també a diferents escales de temps que poden anar des d'hores a segles (Minshall et al., 1989, 2003).

Un dels primers efectes que s'esperen en un riu després de l'incendi del bosc de la conca són els físics associats amb l'augment de l'escorriment i l'entrada de sediment en el riu; efectes que poden ser decisius i condicionar la recuperació de la fauna i la flora des de temps molt curts (mesos) fins a diversos anys, i sempre associats al restabliment de la vegetació de la conca (Minshall et al., 1997). Encara que, si l'incendi no calcina el bosc de ribera o l'afecta poc, els efectes associats a l'increment de cabal poden ser més difícils de detectar (Britton, 1991a) o fins i tot pot afavorir que la recuperació de l'ecosistema aquàtic sigui més ràpida perquè fa de tampó (Bêche et al., 2005). Sovint la freqüència i severitat dels incendis en les zones ripàries és inferior que en el bosc adjacent, encara que en zones on les condicions afavoreixen una intensitat de crema molt elevada aquesta també ho és a la zona de ribera (Dwire, 2003, Reeves et al., 2006), tot i que on s'han fet més estudis és en els rius perennes i, en canvi, no s'han estudiat gens les capçaleres de rius intermitents i efímers (Reeves et al., 2006) pel que els efectes en aquests darrers són més desconeguts. De totes maneres es creu que les zones de ribera són força resilients després del foc a causa d'adaptacions com la capacitat de rebrot i de posseir llavors que es dispersen pel vent i l'aigua, així com per la baixa evapotranspiració de la

conca després del foc que fa que les riberes puguin rebre més humitat (Reeves et al., 2006).

La disminució en l'heterogeneïtat de l'hàbitat després del foc s'ha descrit tant pel rebliment del llit del riu amb substrats fins, per la disminució de la velocitat de l'aigua a prop d'aquest substrat, com per la disminució de la quantitat de restes de fusta; efectes que s'espera que siguin més acusats en rius d'ordre 1 i 2 (Minshall et al., 1995, 1997, Zelt, 2003). En rius de 3r ordre Spencer et al. (2003) no va detectar ni alteracions del canal ni increment de la sedimentació ni abracció del llit del riu. D'altra banda en un estudi d'avaluació de la desforestació del bosc de ribera, la velocitat de l'aigua augmentà i, com a conseqüència, disminuí la rugositat del substrat del llit del riu (Sweeney et al., 2004).

La disminució de la coberta vegetal de la ribera pot fer que augmenti la temperatura de l'aigua (Minshall et al., 1997) i la llum incident, factors que junt amb l'increment de nutrients dissolts poden afavorir la producció primària aquàtica (Minshall et al., 1989). Aquest increment en la producció d'algues afavorit per l'incendi s'ha descrit que pot durar entre 1 i 6 anys; i en rius d'ordre baix, on l'aportació exògena és la més important pot provocar que el riu es torni autòtrof fins que el bosc de ribera no es desenvolupi mínimament per proporcionar ombra i materials que li retornin la dependència al·lòctona (derivats dels ecosistemes terrestres adjacents) de material orgànic (Minshall et al., 1989, Spencer et al., 2003). Aquest efecte s'ha demostrat mitjançant els canvis isotòpics detectats en macroinvertebrats i peixos a causa de la seva major ingestió de recursos autòtrofs quan els recursos terrestres han disminuït a causa d'un incendi en un riu de 3r ordre (Spencer et al., 2003).

Després de l'incendi de la conca de la riera de Gallifa i de les primeres pluges, el llit del riu va quedar cobert de fang, restes de matèria orgànica i cendra que provenien de l'erosió de la conca cremada (Vila-Escalé et al., 2007a) de manera que molts dels hàbitats fluvials (bosc de ribera i substrats submergits) anteriors a l'incendi van desaparèixer. Caracteritzar aquestes alteracions en l'hàbitat ens ha de ser útil per entendre l'efecte que van causar sobre les comunitats aquàtiques (**Capítols 6-9**) i la fisicoquímica de l'aigua (**Capítols 3 i 4**).

Els objectius d'aquest capítol són:

- Caracteritzar els canvis tant en l'hàbitat fluvial (a nivell de tram i en una zona de deposició) com en el bosc de ribera després de l'incendi, i avaluar la seva recuperació posterior.
- Comparar l'hàbitat i el bosc de ribera de la riera cremada amb una riera semblant sense cremar.

MATERIAL I MÈTODES

Mesures de camp

La valoració de l'estat del bosc de ribera i de l'hàbitat fluvial es va realitzar mitjançant el càlcul dels índexs QBR i IHF respectivament, i en cada una de les preses de mostra.

- **L'índex de qualitat del bosc de ribera (QBR)** és un índex dissenyat per a rius mediterranis que mesura l'estat de conservació de les riberes en relació a un estat teòric on no s'haurien produït alteracions (Munné et al., 1998, Munne et al., 2003). La seva aplicació és possible pels rius de tots els ordres, però té variacions en funció del tram de riu que s'aplica. El QBR consta de quatre apartats que valoren el grau de cobertura vegetal de la ribera, l'estructura de la cobertura, la qualitat de la cobertura i el grau de naturalitat del canal fluvial. A partir del valor final s'estableixen cinc rangs de qualitat (**Taula 2.1**).

Taula 2.1. 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	55-70
IV	Alteracions molt fortes, qualitat dolenta	30-50
V	Degradació extrema, qualitat pèssima	≤25

- **L'índex d'hàbitat fluvial (IHF)** mesura la qualitat de l'hàbitat fluvial i la seva diversitat d'ambients (Pardo et al., 2002). Aquest índex consta de 7 apartats on es valora el grau d'inclusió de les pedres a les zones de ràpids o la sedimentació a les basses, la freqüència de ràpids, la composició del substrat, el règim de velocitats i profunditats, l'ombra de la llera, els elements d'heterogeneïtat i la vegetació aquàtica. A partir del valor final s'estableixen tres rangs de qualitat (Prat et al. 2005) (**Taula 2.2**).

Taula 2.2. 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 constituït. Excel·lent per el desenvolupament de les comunitats de macroinvertebrats. S'hi poden aplicar índexs biològics sense restriccions.	>60
II	Hàbitat que pot suportar una bona comunitat macroinvertebrada però que, per causes naturals (per exemple riuades) o antròpiques alguns elements no hi 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 fisicoquímica de l'aigua. La interpretació de les dades biològiques s'ha de fer amb precaució.	<40

▪ **Caracterització detallada dels canvis de tipus d'hàbitat que es succeeixen en una bassa del tram del riu estudiat.** L'estructura de la riera de Gallifa en el lloc d'estudi està formada de zones de ràpids sobre llosa i de basses excavades. En les basses es sedimenten graves, llims i argiles que poden ésser arrossegades en moments de pluja intensa. Hipotèticament, després d'un incendi si hi ha arrossegament de cendres i erosió, aquests materials poden ser acumulats en el riu en zones de sedimentació. Per comprovar aquesta hipòtesi, es va seleccionar una bassa de mida mitjana situada al tram de mostreig on mitjançant transectes realitzats cada 50 cm amb una mesura cada 25 cm es va caracteritzar el substrat i la fondària (Fig. 2.1). Els diferents substrats van sintetitzar en 8 categories: 1) roca, 2) graves, 3) llims i sorres, 4) caròfits, 5) altra vegetació, 6) canyís, 7) cendres, i 8) gel. El detall del poblament vegetal aquàtic de la riera després de l'incendi (categories 4 i 5) es pot trobar a Farrés-Corell (2005). Amb els transectes de la bassa es va reconstruir tridimensionalment la seva batimetria (amb isolínies cada 10 cm) i es va representar gràficament amb el programa Surfer 8.0 (Surfer, 2002) mitjançant una interpolació de *kriging*.



Figura 2.1. Mesura de la fondària i caracterització del substrat de la bassa de la riera cremada.

Mesures al laboratori

La **textura dels sediments** es va determinar amb una tècnica que combina un procés humit i un de sec (Ingram, 1971). Els agregats de llims i argiles es van separar passant 200 g de sediment sec a través d'un sedàs de 0,063 mm de malla. Les dues fraccions resultants es van assecar i pesar a l'estufa. La fracció més gruixuda es va separar en un sacsejador automàtic a través d'un conjunt de sedassos (0,063 mm: sorres molt fines, fines i mitjanes; 0,5 mm: sorres gruixudes i molt gruixudes; 2 mm: graves; 10 mm: graves gruixudes i còdols).

Anàlisi de les dades

Només de les mostres que tenien textura associada es va realitzar un anàlisi d'ordenació d'escalament multidimensional (MDS, de l'anglès *non-metric Multi-Dimensional Scaling*) per representar gràficament i en un espai bidimensional la relació entre les mostres en quant a l'hàbitat. Les variables usades van ser: el valor total dels dos índexs (IHF i QBR), el valor de 6 dels 7 apartats de l'índex IHF (excepte la freqüència de ràpids), el valor dels tres primers apartats del QBR (el quart sempre tenia el mateix valor) i el de les diferents classes de textura. A partir de l'anàlisi MDS i d'una anàlisi clúster (algorisme de la mitjana del grup), es van realitzar tres grups per tal d'esbrinar mitjançant l'anàlisi de la semblança percentual (SIMPER, de l'anglès *SIMilarity PERcentage*) quina era la contribució de cada variable a l'hora de diferenciar els tres grups de mostres. La matriu de distàncies es va generar a partir de les dades normalitzades mitjançant la distància Euclídea que és la distància recomanada per variables ambientals (Clarke i Warwick, 2001). El programa estadístic usat fou PRIMER 6.1.2.

RESULTATS

2.1 Bosc de ribera

Els valors mitjans del QBR anteriors a l'incendi eren de 87,5 i 95 per la riera de Gallifa i Mura respectivament (Prat et al., 2005, Prat et al., 2008) (veure fotografies 1 i 23 de l'Annex 1.1).

Just després del foc, tres dels quatre apartats de l'índex QBR van obtenir puntuacions baixes en el tram estudiat a causa de la pèrdua parcial de cobertura (<50%), d'estructura i de diversitat vegetal provocada per l'incendi (Fig.2.2 i fotografies 2, 3 i 13 de l'Annex 1.1). L'apartat de naturalitat del canal no es va veure afectada en cap moment (sempre va puntuar 25 punts). Tot i la crema parcial d'aquest tram de la riera, en menys d'un any es va igualar el valor mitjà del QBR anterior a l'incendi. El valor del QBR de la riera de Mura al llarg de tot l'estudi fou de 95 punts.

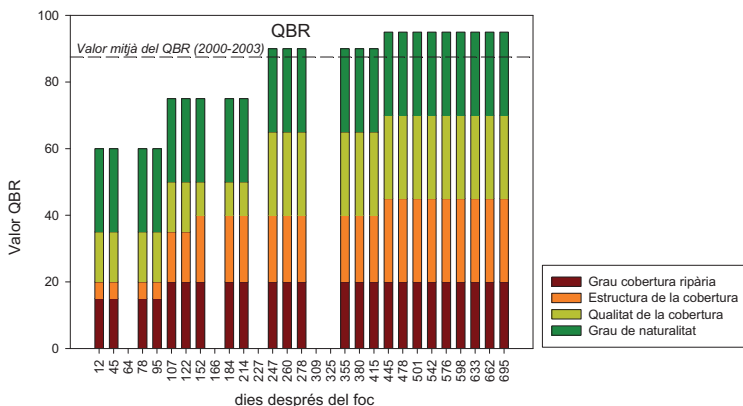


Figura 2.2. Evolució temporal de l'índex QBR a la riera de Gallifa després del foc. La línia discontinua marca el valor mitjà dels valors preincendi del QBR (2000-2003) extrets de Prat et al. (2005).

2.2 Hàbitat fluvial

L'hàbitat fluvial va quedar molt alterat després de les primeres pluges post incendi (12è dia després del foc) (Fig. 2.3 i fotografies 2, 5, 6 i 8 de l'Annex 1.1). El valor de l'IHF del 12è dia fou el més baix (18 punts) i dos dels 7 apartats de l'índex no van puntuar (Inclusió-sedimentació i Cobertura vegetal) perquè el llit del riu havia quedat ple de fang i cendres, i la vegetació submergida arrancada per l'efecte abrasiu del sediment. Per molt alterat que estigui l'hàbitat, el valor de l'IHF mai pot ser zero perquè sempre hi ha algun substrat que es pot puntuar (Pardo et al., 2002). En el dia 45 d.i.(després de l'incendi) l'IHF va assolir el valor mínim (40 punts) en el que teòricament és possible sustentar una comunitat de macroinvertebrats i es considera apropiat aplicar índexs biològics (Taula 2.2). Van caldre una mica més de dos mesos perquè puntuessin tots els apartats de l'índex. En el dia 184 d.i. ja es va superar el valor mitjà de l'IHF anterior al foc (72,5 punts). Al final de l'estudi els valor va disminuir a les dues rieres perquè progressivament es van anar assecant fins que van quedar convertides en basses desconnectades, i en el darrer mostreig l'hàbitat aquàtic havia desaparegut perquè la riera estava completament seca (fotografies 24 i 25 de l'Annex 1.1). El valor mitjà de l'IHF de la riera de Mura durant l'estudi fou de 69,5 punts.

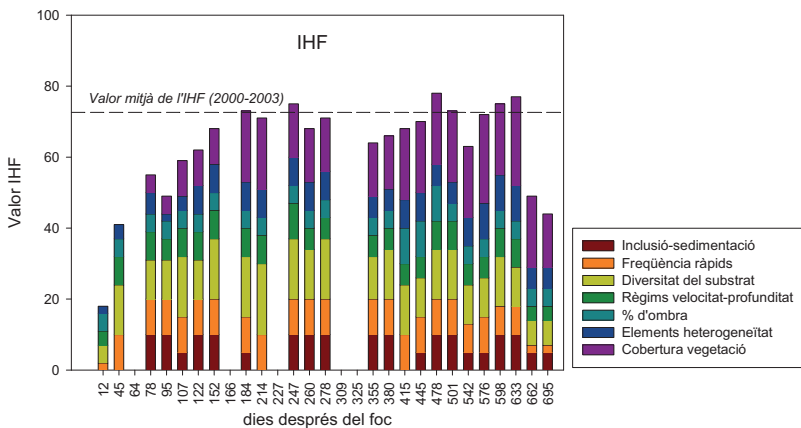


Figura 2.3. Evolució temporal dels 7 apartats de l'índex IHF a la riera de Gallifa després de l'incendi. La línia discontinua marca el valor mitjà dels valors preincendi de l'IHF (2000-2003) extrets de Prat et al. (2005).

2.3 Batimetria i substrat de la bassa estudiada

La cubeta de la bassa era de substrat dur i inicialment va quedar plena de cendres (agost i setembre 2003) (Fig. 2.4a). Els dos mesos següents (octubre i novembre) els llims, les sorres i la roca van ser els substrats dominats. Del desembre-03 al març-04 la proporció de graves va augmentar. A l'abril-04 van créixer les primeres moltes i va aparèixer per primera vegada la fullaraca. Al maig-04 a la riera van començar a detectar-se cloròfits, *Vaucheria sp.* i un rebrot del canyís (*Phragmites australis*) però cap d'aquestes es van comptabilitzar en els transectes de la bassa perquè ocupaven una superfície molt petita (Fig. 2.4b). A principis de juny-04 no es

va poder identificar visualment el substrat superficial perquè l'aigua de la bassa era tèrbola per les pluges prèvies al mostreig, mentre que a finals d'aquest mes *Cladophora sp.* ja recobria el 20% del substrat i apareixia de forma incipient *Chara vulgaris var. longibracteata* encara que no va coincidir en cap punt de la quadrícula i per això no s'observa a la figura. Al juliol-04 ja es van comptabilitzar els caròfits (8%) i s'observà un creixement de *Cladophora sp.* (30%). Al juliol també començà a augmentar el percentatge de sorres i llims, en detriment de les graves, que van ser

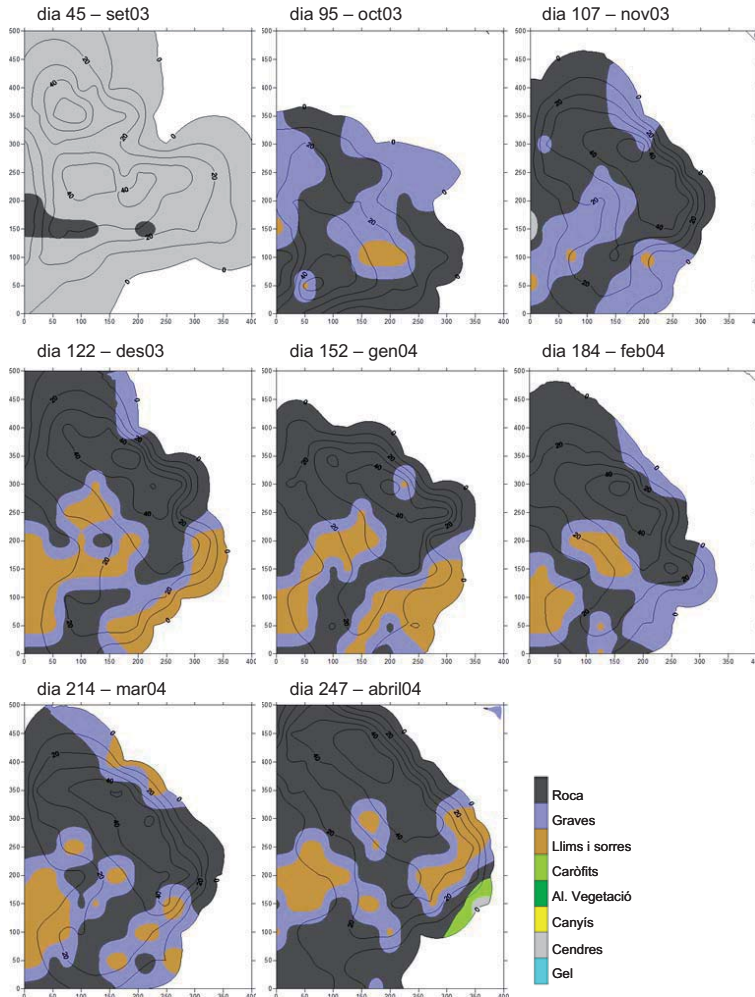


Figura 2.4a. Representació mensual de la batimetria (en isolínies de 10 cm) i els diferents tipus de substrat d'una bassa de la riera cremada. Dades de setembre 2003 a abril 2004. S'indiquen els 8 tipus principals de substrats trobats al llarg de l'estudi. Sota el nom d'*Altra vegetació* s'inclouen la *Cladophora sp.*, els cianòfits, les clorofícies conjugades, les molses i la fullaraca. Els eixos s'expressen en centímetres.

abundants fins al final de l'estudi. A l'agost-04 es detectà en els transectes el canyís per primera vegada. A partir del setembre-04 *Chara vulgaris var. longibracteata* tenia un recobriment molt baix i va desaparèixer quan es va gelar l'aigua de la bassa (gener-05). A l'octubre-04 junt amb *Cladophora sp.* (20% barrejada amb la diatomea epifítica *Cocconeis*) començaren a tenir força recobriment les clorofícies conjugades (16%), mentre que al novembre-04 recobrien un 35% (*Cladophora sp.* un 19%). Al desembre-04 van aparèixer cianòfits (10%). Al gener i al febrer-

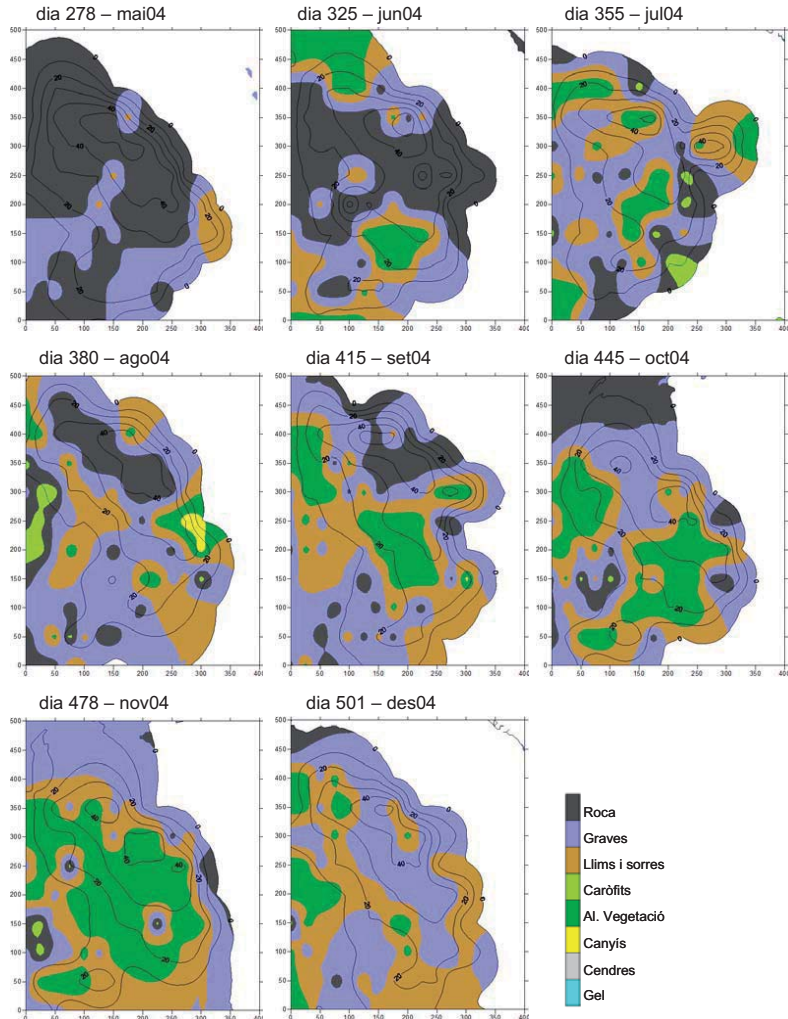


Figura 2.4b continuació. Dades de maig 2004 a desembre 2004.

05 les basses van quedar completament congelades (**Fig. 2.4c** i fotografia 19 de l'**Annex 1.1**). A partir del març-05 i fins abans d'assecar-se la bassa, la proporció de sorres i llims superava el 50% de la cobertura de la bassa. En el maig-05 va desaparèixer la *Cladophora sp.* i van mantenir-se les clorofícies conjugades.

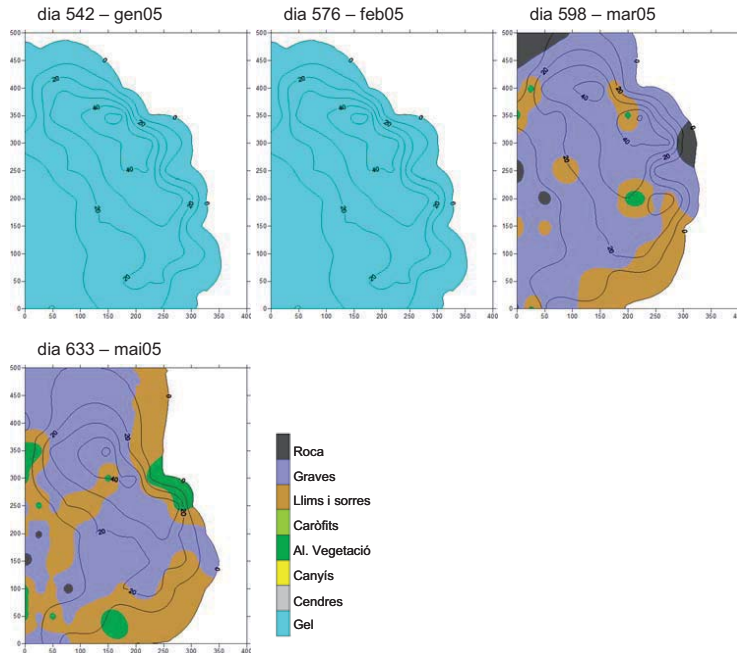


Figura 2.4c continuació. Dades de gener 2005 a maig 2005.

2.4 Textura del sediment i evolució conjunta de les variables

La textura del sediment de Gallifa d'abans del foc era semblant a la de Mura (graves + còdols > sorres + llims). En canvi, la proporció de les fraccions més fines (<2 i <0,063 mm) va augmentar just després de l'incendi fins a un 60% del total (**Fig. 2.5a** i **2.6 b, c, d**).

La comparació de les dades conjuntes de totes les mesures d'hàbitat i la seva relació amb la zona no cremada, ens permetien tenir una visió conjunta de la recuperació i evolució de les característiques hidromorfològiques de la zona estudiada (**Fig. 2.6**). Durant els primers 100 dies les fraccions <0,5 mm eren superiors al 20% (**Fig. 2.6 b, c**), després les proporcions d'aquestes fraccions fines van oscil·lar força i a partir de l'any la textura del sediment ja es va mantenir força constant i semblant a la de la riera de Mura (**Fig. 2.6**). La hidromorfologia de la riera de Mura gairebé no va canviar durant el període d'estudi (**Fig. 2.6** i **Fig. 2.5b**).

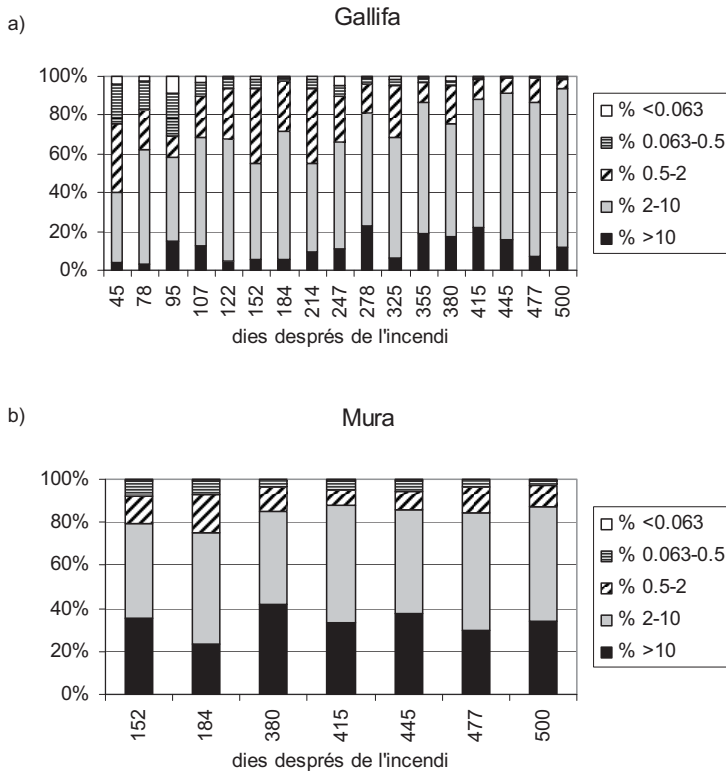


Figura 2.5 Granulometria (mm) de dues basses de les rieres de Gallifa (a) i Mura (b).

A la **Figura 2.7** es poden observar les variables més influents a l'hora de separar les mostres en els tres períodes establerts a partir de l'anàlisi clúster de Gallifa i Mura en el temps (**Fig. 2.7 a**). S'observa que algunes classes de textura i algunes característiques de l'hàbitat són les variables més determinants a l'hora de caracteritzar els conjunts de mostres (**Fig. 2.7 b**). En l'anàlisi clúster i en l'MDS s'observa com a partir del 250 dies les mostres de Gallifa s'apropen molt a Mura, encara que puntualment i a causa de la inclusió de les pedres en el sediment es puguin allunyar (dia G415 en **Fig. 2.6 a**).

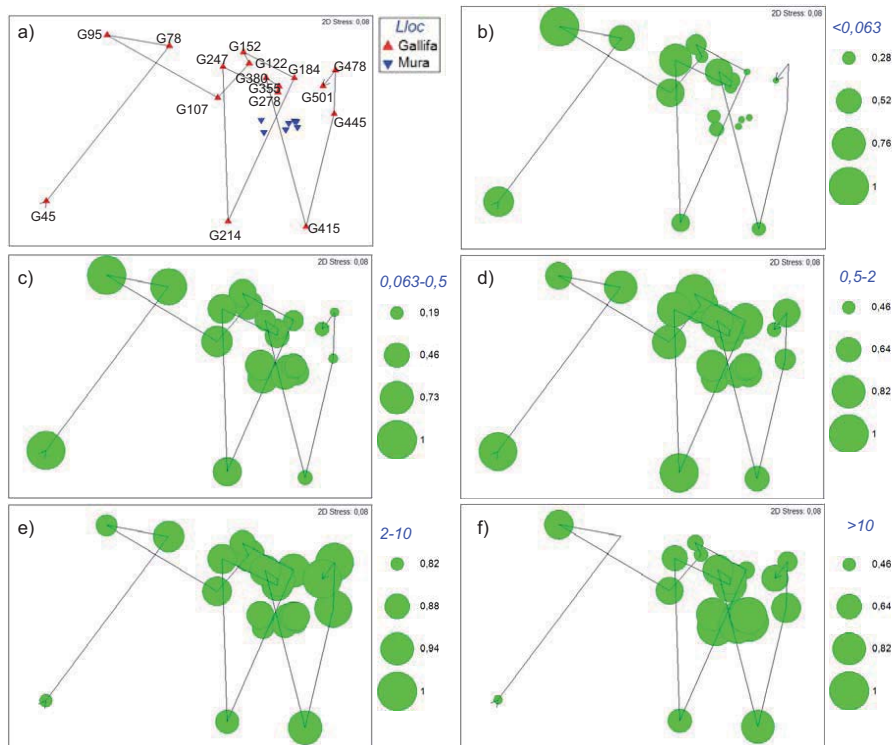


Fig. 2.6. Representació mitjançant un MDS de les característiques hidromorfològiques de les mostres de Gallifa i Mura entre setembre 2003 i desembre 2004. a) valor total del QBR i l'IHF, dels apartats del QBR i IHF, i de la textura de les mostres (mm). En b), c), d), e) i f) es representa el percentatge de cada classe de textura en el mateix període. Coeficient d'estrés 0,08.

DISCUSSIÓ

Després d'un incendi que va cremar més del 80% de la conca, no semblaria massa lògica la recuperació ràpida (45 dies) dels valors de l'índex d'hàbitat fluvial (IHF), però es pot explicar perquè: 1) la natura dura del substrat impedi que s'erosionés el llit del riu de forma important; i 2) perquè no es va cremar tot el bosc adjacent (molt proper al canal) en el tram estudiat, fet que va permetre que la conca aportés ràpidament en aquest tram els elements d'heterogeneïtat propis de l'ecosistema forestal (fullaraca, arrels exposades, material vegetal groller...) (Sweeney et al., 2004).

Al final de l'estudi la puntuació de l'índex IHF va baixar a les dues rieres a causa de que la sequera elimina hàbitats associats a l'existència de flux i en darrer terme pot eliminar tots els hàbitats submergits (Boulton i Lake, 1990, Gasith i Resh, 1999).

En un incendi prescrit de Sierra Nevada el qual va tenir poca repercussió —foc de baixa intensitat i precipitacions posteriors minses—, va causar disminucions de la biomassa de perifiton dels substrats artificials respecte els punts de referència en el primer any post incendi (Bêche et al.,

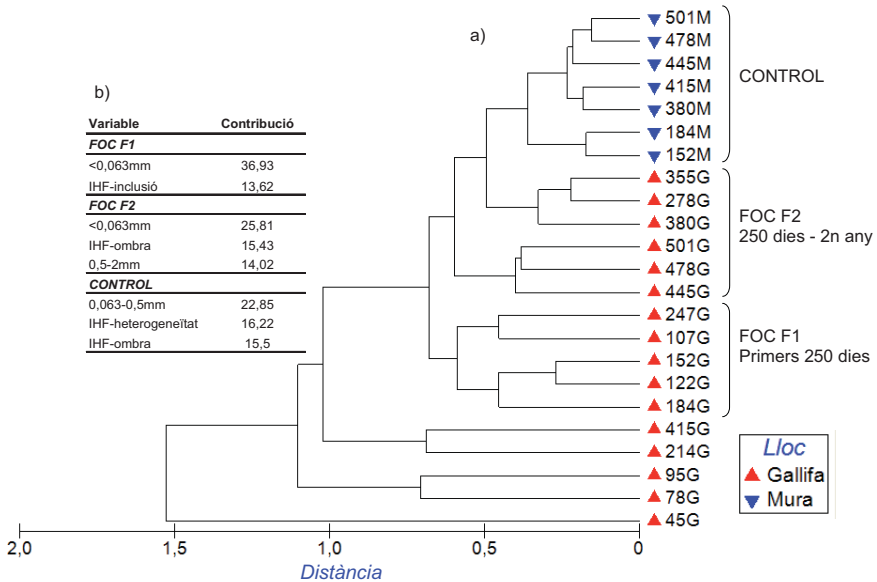


Figura 2.7. a) Resultat de l'anàlisi clúster mitjançant la matriu de semblances (distància Euclídea) de les mostres de Gallifa i Mura en quant a l'hàbitat aquàtic (6 apartats del IHF), el bosc de ribera (3 apartats del QBR) i 5 classes de textura, i grups seleccionats. b) Variables que acumulen el 50% de contribució en caracteritzar els grups definits a partir del clúster (calculat a partir de l'anàlisi SIMPER).

2005). A les zones de ràpids de Gallifa, a partir dels tres primers mesos després del foc i durant la primera primavera, un indicador de la fertilització provocada per l'entrada de nutrients (ja fos per rentat superficial, per infiltració o per erosió) (veure **Capítol 3**) fou el gran creixement de les macroalgues i la presència de diatomees pròpies d'ambients eutròfics amb elevada càrrega de matèria orgànica (Farrés-Corell, 2005, Gomà et al., 2005); situació que s'ha descrit que també pot ser afavorida per la major entrada de llum en la riera (Mosisch et al., 2001a) tal com passa quan es crema part del bosc adjacent. En canvi, en les zones de deposició de Gallifa, no va ser fins al 2004 (abril- dia 247) que es va detectar vegetació submergida en els transectes, i fins al juny del mateix any aquesta vegetació no es va consolidar probablement a causa de la successiva acumulació de substrat fi (colmatació) intercal·lada amb períodes de pluja que poden causar abrasió sobre la vegetació que comença a fixar-se.

Els canvis observats en el mapatge del substrat de la bassa de Gallifa van corroborar la importància del canvi de la textura del sediment; inicialment fou molt fi però en menys d'un any les proporcions dels substrats més grollers van augmentar. En un bosc mixte de coníferes del Sequoia National Park, on l'erosió de la conca fou gran, el sediment fi va augmentar també fins un any post incendi (Chan 1998). A la conca cremada que hem estudiat, no es van detectar taques de vegetació sense cremar com en l'estudi de Bêche et al. (2005) ni grans acumulacions de virosta i de material vegetal groller com al treball de Wondzell i King (2003), factors que s'ha descrit que poden prevenir l'erosió de les conques cremades. De totes maneres, en estudis d'erosió i escorriment que s'han fet en la zona mediterrània, s'ha observat que els efectes de l'erosió només són aparents en els primers dos anys post incendi (Mayor et al., 2007).

En els trams estudiats de les dues rieres (cremada i no cremada) la vegetació de ribera no estava gaire desenvolupada perquè una proporció elevada del substrat era roca (entre el 30 i el 60%) i en limitava el desenvolupament. L'índex QBR ja contempla aquesta possibilitat i és menys exigent en l'apartat 3 (qualitat/diversitat) (Munné et al., 2003) de manera que la puntuació aviat va ser la mateixa d'abans de l'incendi encara que amb menys espècies d'arbres i arbusts; per tant la puntuació de l'índex aplicat a Gallifa va assolir els valors pre incendi en poc temps (250 dies). D'altra banda el tram estudiat estava just al límit de la zona cremada i això va afavorir que la recuperació de la vegetació de ribera s'accelerés. S'ha descrit que la recuperació del bosc de ribera acostuma a ser més ràpida que la zona forestal adjacent (Minshall, 2003, Reeves et al., 2006). Malgrat aquesta celeritat, cal tenir en compte que es va cremar més del 80% de la conca amb bosc de ribera inclòs de manera que potser a nivell funcional i estructural el bosc de ribera va fer la seva funció relativament ràpid en el tram estudiat, però aigües amunt l'efecte de filtre (retenció de nutrients i de materials) (Sweeney et al., 2004) que s'espera que realitzi el bosc de ribera no degué ser tan efectiu, i possiblement va condicionar la recuperació de la biota de la riera la qual es tracta en els **Capítols 6-9** d'aquesta tesi. I és que Houser et al. (2005) apunten que la recuperació del bosc de ribera no és suficient a l'hora de protegir l'estructura i funció dels rius, també cal que la conca sencera no estigui alterada.

Cal ser cautelós també a l'hora d'extrapolar aquests resultats a altres rius i fins i tot en la mateixa conca perquè per una banda no es van fer rèpliques d'altres trams de la riera i per l'altra els índexs en general només donen una idea global de la situació. En aquest darrer sentit va ser interessant realitzar els mapes de substrat, determinar la textura en el temps i la comparació amb una altra riera, que van demostrar (**Fig. 2.6**) com la recuperació de les característiques hidromorfològiques a la riera de Gallifa va ésser ràpida.

En resum, immediatament després del foc (12-45 dies) l'hàbitat aquàtic es va homogeneïtzar (IHF baix), les zones de deposició van quedar plenes de material fi i cendra que provenia del rentat i erosió de la conca, i el bosc de ribera va quedar molt reduït i empobrit (QBR baix). L'acumulació inicial d'aquest material fi va afavorir l'acumulació i retenció de substàncies potencialment nocives per la biota (Vila-Escalé et al., 2007a, **Capítol 5**), i que es pot relacionar amb la disminució de la diversitat i abundància de macroinvertebrats post incendi (Chan 1998, Bêche et al. 2005) tal com es veurà als **Capítol 6 i 7** d'aquesta tesi. Amb 78-95 dies l'heterogeneïtat de l'hàbitat va augmentar (IHF va puntuar en tots els apartats), fet que es va reflectir també en una major heterogeneïtat dels substrats de les zones lèntiques. Van ser necessaris 250 dies per la recuperació de l'hàbitat aquàtic. En aquest moment l'heterogeneïtat de la bassa va augmentar (diversitat de substrats i presència de vegetació), la qualitat de l'hàbitat (índex IHF) va arribar a superar els valors de referència de la riera abans de cremar, i el bosc de ribera (índex QBR) va igualar els valors pre incendi. El restabliment tant de la cobertura ripària com de la diversitat d'hàbitats aquàtics inferior a l'any indiquen, segons les tres categories temporals d'afectació que estableix Minshall et al. (1997) que l'efecte de l'incendi de Gallifa sobre l'hàbitat de la riera va ser a curt termini.

Capítol 3

Canvis fisicoquímics de l'aigua

Avanço per aquest pont pensant que hi deu passar molt poca gent, ara. Quan sóc al mig (...) miro l'aigua (...) i m'esgarrifo: és marronosa, fosca, sembla densa. (...) I el que baixa és una mena de suc mig descompost. És la barreja de les cendres i els residus del gran foc, que tots els torrents de més amunt, els torrents que baixen dels boscos de les muntanyes (...) han abocat (...), i aquesta pasta circula riu avall amb una anguniosa feixuguesa.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ

Tot i l'elevada incidència dels incendis forestals en la regió mediterrània, els seus efectes sobre els ecosistemes aquàtics no estan ben estudiats. De totes maneres, d'entre la temàtica més estudiada hi ha els canvis fisicoquímics provocats pels incendis tant en els rius de la pròpia Conca Mediterrània (Belillas i Rodà, 1993, Lavabre i Torres, 1993, Mayor et al., 2007) com d'altres zones mediterrànies com Califòrnia (Johnson i Needham, 1966, Davis, 1989), Austràlia i Sud Àfrica (Debano i Conrad, 1978, Britton, 1991a, Scott, 1993) com d'altres zones majoritàriament de Nord Amèrica (Minshall et al., 1989). Una complicació afegida a l'hora d'intentar fer generalitzacions sobre aquests efectes és que aquests estan relacionats amb molts factors com la intensitat de l'incendi (Belillas i Rodà, 1993, Andreu et al., 1996, Bêche et al., 2005), la superfície cremada (Belillas i Rodà, 1993, Andreu et al., 1996, Bêche et al., 2005), la topografia (Bêche et al., 2005), la geologia (Johnson i Needham, 1966), el clima, la meteorologia (Johnson i Needham, 1966, Bêche et al., 2005), l'època de l'any (Townsend i Douglas, 2000, 2004) i el tipus i la quantitat de vegetació existent abans del foc (Romanyà et al., 2001) entre d'altres (Minshall et al., 1989). Força estudis de les zones climàtiques mediterrànies (fynbos, chaparral i mediterrània) són sobre focs prescrits i possiblement els efectes sobre l'ecosistema aquàtic no siguin tant aguts com poden ser-ho en condicions naturals.

L'ecosistema terrestre té molta influència en l'ecosistema aquàtic, de manera que la crema d'una conca juga un paper molt important a l'hora de mantenir la integritat ecològica aquàtica (Bisson et al. 2003). La resposta de l'ecosistema aquàtic depèn en gran mesura de l'estat de la vegetació de la conca (Minshall et al., 1989, Britton, 1991a, Cosandey et al., 2005) de manera que els efectes a més llarg termini estaran relacionats amb la recuperació del bosc, és a dir, quan aquest produeixi una entrada de nutrients i matèria orgànica, i una erosió i escorriment semblants així com la mateixa ombra, que són dels factors més modificats per l'incendi. Amb tota aquesta varietat de possibilitats, el temps d'afectació observat pot variar des de zones on l'efecte sobre la química de l'aigua sigui nul·la o poc important (Johnson i Needham, 1966, Belillas i Rodà, 1993), de només 4 mesos (Earl i Blinn, 2003) o fins a 3 anys (Williams i Melack, 1997). En la conca mediterrània no hi ha estudis a llarg termini.

Pel coneixement que hi ha fins ara, s'espera que els efectes dels incendis siguin més pronunciats a les capçaleres perquè en els rius d'ordre 1 o 2 s'acostuma a cremar tota la conca o un percentatge de la conca molt elevat i els cabals normalment més reduïts no homogeneïtzen tant les concentracions dels composts químics (Minshall et al., 1989, Minshall et al., 1997). També s'espera que els efectes més dràstics sobre l'ecosistema aquàtic es donin amb les primeres pluges (Brown et al., 1973, Davis, 1989, Bisson, 2003, Vila-Escalé et al., 2007a) fins

al punt que si no hi ha precipitació o és molt suau, l'incendi pot no afectar a la química del riu (Johnson i Needham, 1966). L'explicació és que tan el sòl desprotegit com els arbres sense capçades no retenen gaire volum d'aigua i per una mateixa precipitació la descàrrega és molt major (Britton, 1991a, Belillas i Rodà, 1993, Lavabre i Torres, 1993, Avila, 1996). A més el foc normalment modifica l'estructura del sòl i això pot induir tant a afavorir com a destruir (depèn de la temperatura assolida i la durada) la capacitat del sòl de repel·lir l'aigua la qual pot canviar la capacitat d'infiltració i el despreniment de terra per l'efecte de la pluja (Letey, 2001, Shakesby i Doerr, 2006). De manera que durant les crescudes més grans es produeixen despreniments de terra que ocasionen canvis en la sedimentació del riu i en el transport del material groller (Nakamura et al., 2000, Giovannini et al., 2001, Bisson, 2003). L'erosió a la vegada pot dependre del pendent de la conca (Minshall et al., 1989) i del volum de la biomassa del bosc abans de cremar (Giovannini et al., 2001). Aquesta erosió de la conca cremada afavoreix l'augment dels sòlids en suspensió i la sedimentació en les zones de deposició del riu (Minshall et al., 1989, Britton, 1991a). En la successió del bosc (cremat o talat), el diàmetre de les restes de fusta, i per tant la seva capacitat per retenir sediments i matèria orgànica en forma de partícules, va augmentant progressivament (Minshall et al., 1989, Minshall et al., 1997).

L'entrada de cendres pot modificar el pH. L'augment del pH junt amb la disminució d'O₂ pot afavorir la toxicitat de certes substàncies com l'amoni (Minshall et al., 1989). La majoria de les pèrdues de cations dels llocs cremats es poden atribuir a la superfície erosionada, als efectes de dilució de l'increment de l'arrossegament, a les pèrdues de cendra pel vent, a les pèrdues per volatilització i al moviment d'ions cap a la zona radical. Part d'aquests soluts poden acabar entrant al riu i per tant s'espera que hi augmentin (Williams i Melack, 1997).

Tot i que en rius on es crema una porció petita de la conca s'hi observen pocs o cap canvi en la química de l'aigua, la combustió tant de la matèria vegetal viva com de la biomassa de detritus altera el cicle dels nutrients i la conca pot perdre'ls per rentat (Minshall et al., 1989). De fet els incendis es consideren dels fenòmens que afecten més en la mobilització de N en els ecosistemes mediterranis (Johnson et al., 2005). Força estudis expliquen que hi ha una pèrdua de nutrients per escorriment després dels incendis o després de tals d'arbres cremats o sense cremar (McCull i Grigal, 1975, Belillas i Rodà, 1993). De totes maneres, s'espera un increment dels nutrients en el riu perquè: 1) a causa de la crema de les plantes de la conca aquestes deixen d'absorbir nutrients (Britton, 1991a), 2) perquè el rentat de la conca aporta els nutrients acumulats (Romanyà et al., 2001) o bé 3) perquè el foc afavoreix la taxa de nitrificació del sòl (Raison, 1979, Minshall et al., 1989). Els nutrients també es poden perdre cap a l'atmosfera arrossegats en forma de gas o per les partícules, però cal considerar que a la vegada aquestes pèrdues representen guanys en una altra banda per deposició (Gerla i Galloway, 1998). El patró de volatilització esperat és N>>K>Mg>Ca>P (Wright i Bailey, 1982, Gerla i Galloway, 1998). Les temperatures de volatilització són: N (200°C; algunes formes de N a 100°C), K (500-774°C), P (280°C; i PO₄³⁻ a 360°C), S (440-800°C), Na (880°C), Mg (1107°C) i Ca (1240-1484°C) (Wright i Bailey, 1982, Johnson et al., 2005, Gray i Dighton, 2006). Malgrat l'efecte de les temperatures en la volatilització dels elements, hi ha alguns factors clau que potser tenen un efecte major en quant a les pèrdues de N, com ara la intensitat del foc, la quantitat de massa vegetal verda

i la humitat de la vegetació en el moment de la crema (Wright i Bailey, 1982). En aquest sentit Wright i Bailey (1982) i Neary (1999) creuen que el N i el S són els elements que es volatilitzen més ràpidament.

La disponibilitat del P i del S després del foc és complicada. La crema de la vegetació aporta P al sòl (Kutiel i Shaviv, 1989) però s'exporten quantitats importants de P en el riu, per això és possible que la producció post incendi estigui limitada pel P (Minshall et al., 1989). Pel que fa al S, pocs estudis parlen del seu efecte en sòls (Johnson et al., 2005) i menys en rius; Chorover (1994) detectà un increment en el riu després del foc.

Per altra banda, els retardants de flama dissolts en l'aigua usada per l'extinció d'incendis poden propiciar l'augment de nutrients de l'aigua (el fosfat amònic n'és un exemple (Minshall et al., 1989)) encara que Crouch et al. (2006) no detecten un empitjorament de la qualitat de l'aigua del riu (en quant a amoni i fòsfor) quan comparen incendis on s'usa retardant i altres que no.

Malgrat l'elevada incidència dels incendis en la zona d'influència del Mediterrani existeixen pocs estudis dels canvis fisicoquímics que es produeixen en els rius quan es crema una conca que permetin caracteritzar prou bé aquest fenomen. En base a la informació publicada fins ara, hipotetitzem que després del foc hi haurà una entrada d'elements químics i materials de la conca cap al riu, i que a mesura que es produeixi un rentat de la conca, l'entrada anirà disminuint. També esperem que l'increment d'aquests materials durarà fins que la conca es revegeti mínimament. L'interès d'aquest estudi és per una banda la immediatesa i la freqüència elevada del mostreig post incendi, i per l'altra disposar de l'oportunitat del coneixement previ d'algunes característiques fisicoquímiques tant de la riera cremada com la riera de referència, que al seu torn ens ha permès diferenciar l'efecte de l'incendi d'altres casuístiques ambientals com la sequera.

Els objectius d'aquest capítol són:

- caracteritzar la incorporació inicial i la persistència dels elements químics mesurats,
- determinar el temps que requereix la riera per restablir les condicions d'oligotròfia pre-incendi, i
- conèixer quines variables tenen més incidència i com condicionen el restabliment de la comunitat de macroinvertebrats o diatomees de la riera (Capítols 6-9).

MATERIAL I MÈTODES

Mesures de camp

En el camp es van mesurar directament amb un aparell multiparamètric WTW MultiLine P4 340i (sondes: pH/Oxi 340i i pH/Cond 340i) el contingut d'oxigen en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ i el % de saturació de l'aigua; el pH de l'aigua; la conductivitat en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ de l'aigua i la temperatura en $^{\circ}\text{C}$ de l'aigua.

El cabal ($\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$) es mesurà multiplicant la secció de la riera per la velocitat a cada punt. La velocitat de l'aigua es mesurà *in situ* amb un velocímetre (Schilknecht miniAir). Tot i que existeixen dades d'un limnigraf a la conca de Mura de l'any 2005 (Jordi Nadal, com. pers) aquest estava situat aigües avall de nostre tram de mostreig, a l'alçada d'un gual de ciment situat aigües amunt del poble de Mura; i entre el limnigraf i el nostre tram de mostreig hi havia una font per tant les dades no s'han pogut utilitzar.

Mesures al laboratori i anàlisis de l'aigua

Els anàlisis químics es realitzaren entre el laboratori del Departament d'Ecologia (DE) i en els laboratoris dels Serveis Científico-Tècnics (SCT), de la UB. En el DE s'analitzaren: els sòlids totals en suspensió, el fòsfor reactiu soluble i l'alcalinitat dissolta. I en els SCT: els nitrats, els nitrits, els clorurs, els sulfats, l'amoni, els cations, el carboni orgànic total, el carboni orgànic dissolt i la terbolesa.

Totes les mostres recollides al camp es van congelar a -18°C i es van guardar a la foscor fins al seu anàlisi. L'aigua filtrada amb filtres Whatman GF/F de microfibra de vidre ($47\text{mm } \varnothing$) muflats a 450°C es va usar per mesurar els següents soluts: fòsfor reactiu soluble, nitrats, amoni, clorurs, sulfats, cations, alcalinitat i carboni orgànic dissolt. L'aigua sense filtrar s'usà per analitzar el carboni orgànic total, la terbolesa i els sòlids totals en suspensió.

- El **fòsfor reactiu soluble (FRS)** es mesurà segons el mètode descrit per Murphy i Riley (1962) mitjançant un espectrofotòmetre Shimadzu (UV-1201) a una longitud d'ona de 890 nm. La longitud de la cubeta era de 1 o 5 cm segons la concentració.

- Els **nitrats (N-NO_3^-)**, **nitrits (N-NO_2^-)**, **clorurs (Cl^-)** i **sulfats (SO_4^{2-})** s'analitzaren amb cromatografia iònica. El detector fou un UV/V KONTRON model 332 i una columna WATERS IC-PAK ANIONS (EPA 9056). Els nitrats estan expressats com N-NO_3^- quan les unitats són en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (límit de detecció de $0,023 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$); i referits a tota la molècula (NO_3^-) quan s'expressen en $\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$.

- L'**amoni (NH_4^+)** s'analitzà usant el mètode d'espectrofotometria mitjançant un analitzador de flux segmentat ALPKEM Flow Solution IV (EPA 350.1).

- Els **cations (S_{total} , P_{total} , K^+ , Na^+ , Fe^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Mn^{2+})** s'analitzaren per ICP-OES mitjançant

un aparell Perkin-Elmer Optima 3200 RL. Els límits de detecció eren: Na^+ ($<0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$); Fe^{2+} ($0,025 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$); Mn^{2+} ($0,025 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

- L'**alcalinitat dissolta (Alk)** es determinà per valoració amb àcid sulfúric diluït (0,02N) i s'usà la fenolftaleïna com a indicador.
- El **carboni orgànic total (COT)** i el **carboni orgànic dissolt (COD)** s'analitzaren convertint el carboni a CO_2 i mesurant-lo amb un analitzador d'infraroig Shimadzu TOC-5000 (EPA 9060A).
- La **terbolesa** es mesurà amb el mètode nefelomètric (EPA 9060 A) amb un turbidímetre portàtil Hach model 2100P (el rang de detecció fou de 0.01 a 1000 NTU).
- Els **sòlids totals en suspensió (STS)** es mesuraren filtrant 500 ml d'aigua a través de filtres Whatman GF/F de microfibra de vidre ($47\text{mm } \varnothing$) muflats a 450°C . Els filtres es van assegar a 70°C durant 3 dies. El pes final es va referir al volum filtrat. Després els filtres es van cremar a 450°C per conèixer la proporció **orgànica** (F_{org} ; la diferència de pes) i la **inorgànica** (F_{inorg} ; el material que romanien en el filtre) dels STS.
- La forma de mesurar la **fluorescència** i l'**absorbància** s'expliquen en el **Capítol 4**.

Anàlisi de les dades

La matriu de resultats fisicoquímics (**Annex 3.1**) es va modificar per una banda per substituir els valors de les variables inferiors al límit de detecció de les tècniques d'anàlisi usades als laboratoris i per l'altra s'optà per omplir els buits d'informació existents per interpolació. Aquestes dues modificacions van permetre no perdre variables senceres per només algun valor sobretot de cara a usar aquestes dades en els mètodes d'ordenació. El criteri que s'usà per convertir els valors per sota del límit de detecció a números fou el de dividir el límit de detecció per dos.

Els valors de la fluorescència de les 3 primeres mostres es van diluir varies vegades (12G: 1/20; 45G: 1/12; 64G: 1/10). El primer valor de l'absorbància també es va diluir (12G: 1/10). En la matriu de dades s'optà per posar-hi els valors de la dilució multiplicats pel factor de dilució, tot i que aquesta decisió és criticable perquè pressuposa que aquestes mesures s'ajusten a un funció lineal el que pot no ser veritat, però fou l'única forma d'incloure aquests valors en la matriu de resultats.

La comparació dels cabals d'abans i després de l'incendi es realitzaren mitjançant el test T de parelles de dades (de l'anglès *Paired-Samples T-Test*) el qual és recomana per comparar dades relacionades del tipus "abans-després" (SPSS, 2001). Les correlacions entre les variables es van realitzar mitjançant el coeficient de correlació lineal de Pearson (r) a causa de que $n=30$. Per aquesta prova les variables no es van transformar. Quan es van relacionar els nitrats amb la precipitació i amb el cabal es calculà el coeficient de determinació (r^2) entès com la proporció

de la varianza explicada en el model lineal, així com la seva significació (SPSS, 2001). Per veure la importància de cada variable en cada moment i en cada punt de mostreig es realitzà un mètode d'ordenació, l'anàlisi de components principals (ACP). S'analitzaren primer les dades de Gallifa i Mura per separat (per saber si hi havia altres processos a part de l'incendi que intervinguessin en la fisicoquímica) i després s'uniren els resultats dels dos punts en un sol anàlisi. Així, a partir de totes les variables fisicoquímiques analitzades es volgué determinar quines variables caracteritzaven millor l'efecte de l'incendi a la riera de Gallifa i si era possible agrupar algunes d'aquestes variables en factors (les components principals) que reduïssin la dimensió del conjunt de variables i milloressin la interpretabilitat de les dades. Prèviament a l'ACP les variables es van normalitzar ($\log [x+1]$) i estandarditzar ($x \cdot x_{\max}^{-1}$) (Legendre i Legendre, 1998). Abans d'aplicar l'anàlisi d'ordenació es va calcular la longitud del gradient de les dades mitjançant un DCA (de l'anglès *Detrended Correspondence Analysis*) que és una anàlisi de correspondències sense la tendència perquè elimina l'efecte arc causat per la dependència quadràtica del segon eix d'ordenació sobre el primer eix, i serveix per confirmar que les dades tenen un gradient curt (<4), condició necessària per aplicar mètodes d'ordenació lineals com l'ACP.

Les anàlisis estadístiques es realitzaren amb els paquets estadístics SPSS 13.0 (test T de parelles de dades, correlacions de Pearson i coeficient de determinació) i Canoco 4.5 (anàlisi de components principals).

RESULTATS

3.1 Cabals i definició de fases

Els cabals de les dues conques van mostrar una elevada estacionalitat i una gran variabilitat interanual en els dos anys d'estudi (**Fig.3.1**). Durant la primera primavera (any 2004) s'enregistraren cabals elevats en les dues conques, en canvi, l'any 2005 fou molt sec, fins i tot durant la primavera. A finals del segon hivern (any 2004-2005), el cabal de Mura ja era nul (dia 576 d.i), mentre que a Gallifa l'aigua va deixar de córrer a principis de primavera (dia 662 d. i). Fins el dia 695 va romandre aigua a les dues rieres en forma de basses aïllades, i en el darrer dia d'estudi (dia 726) les dues rieres estaven totalment seques.

Els cabals de les dues rieres no es van poder mesurar en continu, de manera que la majoria de les crescudes no es van enregistrar. A part, en aquest ambient calcar la pluja no sempre va seguida d'un increment de cabal. A la **Fig3.2** es relacionen les dades de cabal mesurades pel limnigraf de Mura i la precipitació, i s'hi observa que la precipitació i el cabal no estaven directament relacionats, per exemple, durant el mes d'abril el cabal del riu era nul, i en canvi s'enregistraren pluges tant en el mes de març com a l'abril. La riera va continuar amb cabal zero però amb basses fins el més de juliol (mes VII en la **Fig. 3.2**) quan es va assecar completament.

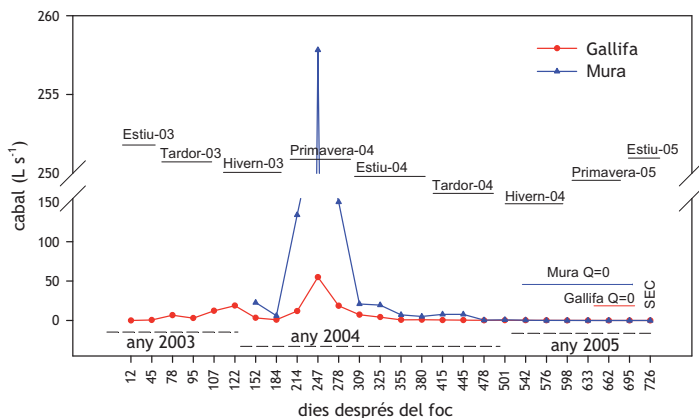


Figura 3.1. Cabals de Gallifa i Mura durant el període d'estudi posterior a l'incendi. "Q=0" s'usa per indicar que hi havia basses desconnectades i el flux era nul. I "SEC" per indicar que les basses estaven completament seques.

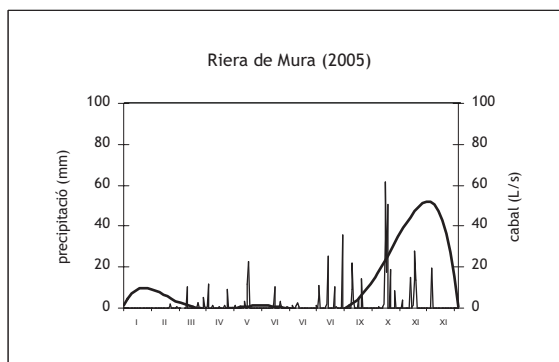


Figura 3.2. Cabal i la precipitació a la riera de Mura. Dades cedides per Jordi Nadal (Laboratori de Geografia Física, Departament de Geografia, Universitat Autònoma de Barcelona).

Es disposava de mesures de cabals puntuals de primavera i tardor de les dues rieres dels 5 anys abans de l'incendi. A la **Taula 3.1** es comparen els cabals anteriors a l'incendi amb els cabals posteriors al foc. Per la comparació només s'han usat els cabals postincendi dels mateixos mesos que els disponibles preincendi.

S'observa en la **Taula 3.1** que els cabals mitjans de les dues rieres van augmentar després de l'incendi: Gallifa un 48% i Mura un 22,42%. I quan es van testar aquestes dades per parelles (segons la **taula 3.2**) per saber si els grups de dades eren diferents, es va observar que no hi

havia diferències significatives entre els cabals de Gallifa abans i després de l'incendi, només entre rieres amb el global de les dades.

Taula 3.1. Cabal ($L \cdot s^{-1}$) de Gallifa i Mura 5 anys abans de l'incendi (primaveres i estius) i durant 2 anys després de l'incendi (només s'han inclòs els valors de primavera i estiu).

	Abans del foc			Després del foc		
	Mitjana	σ	n	Mitjana	σ	n
Gallifa	9,49	3,16	9	18,25	6,08	9
Mura	44,7	15,8	8	57,6	28,8	10

Taula 3.2. Comparació de la mitjana entre parelles de conjunts de cabals de Gallifa (G) i Mura (M), i d'abans i després del foc. L'interval de confiança és del 95%.

Parelles de dades	t	df	Sig. (2-cues)
G-abans - G-després	-0,024	8	0,98
M-abans - M-després	-1,091	7	0,31
G-abans - M-abans	-1,495	7	0,18
G-després - M-després	-2,113	8	0,07
G-tot - M-tot	-2,202	17	0,04

A l'**Annex 3.1** es mostren els valors de les variables fisicoquímiques utilitzades i a la **Taula 3.3** es resumeixen els valors pre i post incendi de les variables mesurades. Ja en aquesta taula de síntesi i en base a la distribució de les pluges i dels cabals mesurats, s'han definit arbitràriament 5 fases al llarg dels 2 anys d'estudi les quals s'usaran en els gràfics i les explicacions d'aquest capítol. Són les següents:

- **FQ1: immediatament després de l'incendi (fins el dia 64; de l'ago-03 a l'oct-03)**
- **FQ2: època humida (fins el dia 309; de l'oct-03 al juny-04)**
- **FQ3: època seca (fins el dia 478; del juny-04 al novem-04)**
- **FQ4: breu període de pluges (fins el dia 576; del desem-04 al març-05)**
- **FQ5: aigua estancada (fins el dia 695; del març-05 al juliol-05)**

Aquestes fases no són les mateixes que s'han usat en els capítols d'organismes (**Capítols 6-9**), on aproximadament F1 correspon a FQ1 + FQ2, i F2 a FQ3 + FQ4 + FQ5. F3 correspon als anys 2006-2008 no tractats en aquest capítol (**Taula 3.3**).

Taula 3.3. Concentracions pre i post incendi de les variables químiques i la seva desviació estàndard mesurats a la riera de Gallifa. Totes les variables tenen unitats de mg·L⁻¹ excepte la terbolesa (NTU), la conductivitat (μS·cm⁻¹) i l'alcalinitat dissolta (meq·L⁻¹). Dies d.i.: dies després de l'incendi.

Període:	Dades Preincendi		Immediatament postincendi FQ1		Època Humida FQ2		Època Seca FQ3		Breu període de pluges FQ4		Aigua estancada FQ5	
	1999-2003* (n=8)	1999-1980** (n=3)	Ag03 - Set03 (n=2)	12 i 45 dies / (n=8)	Oct03 - Maig04 (n=10)	Juny04 - Nov04 (n=6)	Des04 - Març05 (n=3)	Març05 - Jul05 (n=4)				
Dies d.i.	Abans del foc/ (n=8)	Abans del foc/ (n=3)	12 i 45 dies / (n=2)	64-309 dies/ (n=10)	325-478 dies/ (n=6)	501-576 dies/ (n=3)	598-695 dies/ (n=4)					
STS	3,0 ± 2,8	1270 i 193,0	1270 i 193,0	105 ± 75,1	65,7 ± 12,7	66,5 ± 22,6	63,5 ± 15,8					
Terbolesa	--	84,8 i 37,6	84,8 i 37,6	49,8 ± 59,2	77,6 ± 35,4	41,8 ± 19	57,0 ± 11,8					
COT	--	460 i 38,71	460 i 38,71	8,07 ± 4,24	4,45 ± 0,94	3,47 ± 0,44	6,19 ± 1,27					
COD	--	410 i 36,57	410 i 36,57	7,31 ± 4,09	4,17 ± 0,83	3,28 ± 0,34	5,63 ± 1,18					
O ₂	8,72 ± 1,52	0,08 i 7,22	0,08 i 7,22	11,0 ± 1,02	10,7 ± 0,96	13,1 ± 0,55	8,23 ± 0,04					
pH	8,16 ± 0,25	7,78 i 8,03	7,78 i 8,03	8,30 ± 0,48	8,30 ± 0,32	8,52 ± 0,04	8,33 ± 0,07					
Conductivitat	628 ± 72	1536 i 617	1536 i 617	758 ± 32	648 ± 21	643 ± 11,8	557 ± 28,3					
Cl ⁻	19,9 ± 2,3	77,5 i 18,6	77,5 i 18,6	9,94 ± 3,79	8,10 ± 1,16	9,24 ± 0,40	8,74 ± 1,43					
SO ₄ ²⁻	38,9 ± 6,8	3,44 i 18,9	3,44 i 18,9	42,7 ± 12,5	32,0 ± 17,0	51,0 ± 8,03	46,3 ± 3,12					
S _{total}	--	48,7 i 6,79	48,7 i 6,79	16,2 ± 4,2	14,4 ± 3,6	17,0 ± 1,82	15,4 ± 0,93					
K ⁺	(4,40 ± 2,90)	61,7 i 6,4	61,7 i 6,4	2,25 ± 0,92	1,16 ± 0,95	0,15 ± 0,00	0,37 ± 0,42					
Na ⁺	(16,43 ± 13,7)	10,8 i 8,57	10,8 i 8,57	12,2 ± 1,82	17,5 ± 0,48	17,8 ± 0,67	19,10 ± 1,93					
Fe ²⁺	(0,21 ± 0,2)	0,24 i 0,16	0,24 i 0,16	0,13 ± 0,21	<0,02	<0,02	<0,02					
Mg ²⁺	(39,2 ± 11,1)	72,7	72,7	42,7 ± 5,9	42,0 ± 1,6	41,4 ± 0,11	40,4 ± 2,61					
Ca ²⁺	(133 ± 50)	241 i 52	241 i 52	48,2 ± 8,8	39,1 ± 3,7	38,7 ± 4,03	30,5 ± 11,33					
Mn ²⁺	(0,04 ± 0,00)	0,08 i 0,07	0,08 i 0,07	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02					
Alk.	(5,72 ± 0,2)	14,2 i 9,8	14,2 i 9,8	5,38 ± 0,92	2,05 ± 0,28	5,01 ± 0,30	4,39 ± 0,75					
NH ₄ ⁺	0,28 ± 0,25	1,14 i 0,00	1,14 i 0,00	0,14 ± 0,07	0,08 ± 0,04	0,12 ± 0,03	0,09 ± 0,04					
N-NO ₃ ⁻	0,47 ± 0,73	0,00 i 0,16	0,00 i 0,16	1,08 ± 0,60	0,05 ± 0,06	0,15 ± 0,06	0,02 ± 0,02					
P-PO ₄ ³⁻	0,03 ± 0,02	3,75 i 0,18	3,75 i 0,18	0,01 ± 0,03	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00					
Fases organismes***		F1	F1	F1	F2	F2	F2					

* mostres de primavera i estiu compreses en el període 1999-2003 (Prat et al., 2005)

**Aquestes dades s'han extret de Prat et al. (1983).

*** Correspondència de les fases fisicoquímiques (FQ) i les fases emprades en els capítols d'organismes (F) (Cap- 6-9).

3.2 Sòlids en suspensió i terbolesa

Els sòlids en suspensió (STS) al 12è dia d.i. foren molt elevats ($1270 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) i compostats per una major proporció de la fracció orgànica (representava un 59% dels STS) (**Fig. 3.3**). Mentre que després d'aquest moment inicial i en les dues rieres la part més important dels sòlids en suspensió corresponia a la fracció inorgànica (amb correlacions amb els STS majors del 0,98; **Annex 3.2**) formada per partícules minerals (anions i cations).

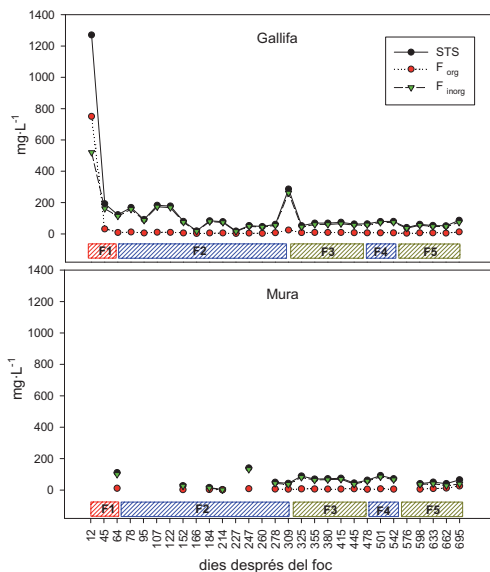


Figura 3.3. Concentració de sòlids en suspensió (STS), de la fracció orgànica (F_{org}) i de la fracció inorgànica (F_{inorg}) de l'aigua de Gallifa i de Mura després de l'incendi.

Malgrat aquest predomini de la fracció inorgànica dels sòlids no es va relacionar en cap dels anions ni cations mesurats (**Annex 3.2**). A Gallifa la correlació entre la fracció orgànica i els sòlids totals ($r > 0,76$) era major que la de Mura ($r > 0,52$) possiblement a causa de l'entrada de matèria orgànica en forma de partícules i les cendres que provenien de la conca. Els STS i la terbolesa no tenien correlació significativa, però sí la F_{inorg} i la terbolesa ($r = 0,392$; $\text{sig} = 0,036$).

La terbolesa de l'aigua (**Fig. 3.4**) en la FQ1 fou elevada, així com a l'inici de la FQ2. Al final de la FQ2 i en les 2 rieres aquesta variable va seguir un mateix patró i va prendre uns valors semblants. En el moment que minvaren les pluges (FQ3), la terbolesa en les dues rieres augmentà però de forma més acusada a la riera de Gallifa encara que amb el temps la seva concentració a les dues rieres cada vegada era més semblant (FQ4 i FQ5). Tot i les pluges de la FQ4 no es detectà un augment important de la terbolesa.

En el **Capítol 4** es treballen més extensament les variables relacionades amb la part orgànica

dels STS, el carboni orgànic total i el dissolt, així com la utilització de formes de mesura indirecta de matèria orgànica.

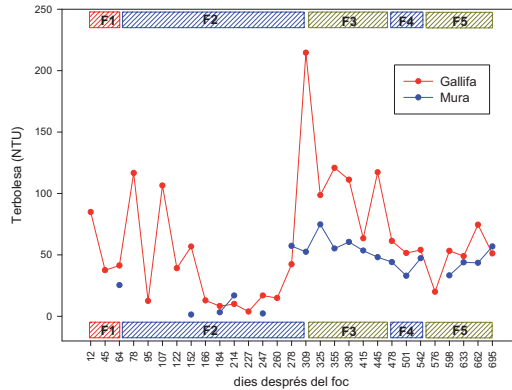


Figura 3.4. Valors de terbolesa (NTU) de Gallifa i Mura després de l'incendi.

3.3 Oxigen dissolt

En la Fig 3.5 s'observa una anòxia molt acusada en el 12è dia d.i (0,08 mg·L⁻¹ d'oxigen) que ja no es tornà a repetir en cap moment de l'estudi (Taula 3.3). Malgrat això, en la FQ5 caracteritzada per un flux nul, per temperatures elevades i per una acumulació lleu de matèria orgànica (Fig. 4.3b del Capítol 4), l'O₂ va disminuir.

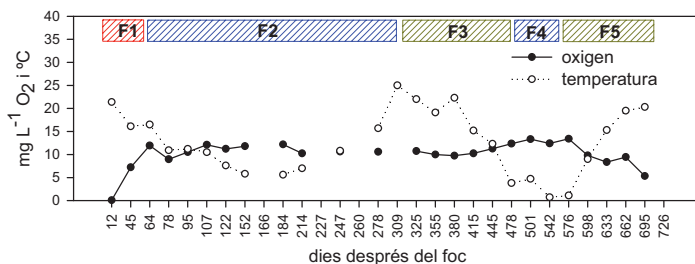


Figura 3.5. Concentració d'oxigen i temperatura de l'aigua de Gallifa després de l'incendi.

3.4 Mineralització de l'aigua

El pH mesurat al dotzè dia d.i. disminuí fins a 7,78. Els valors mitjans pre incendi eren de 8,16 (Taula 3.3). En el dia 45 d.i. el pH va prendre un valor de 8,03, i a partir del dia 78 d.i. (FQ2) els valors foren més elevats i semblants als preincendi (valors mitjans de 8,30).

Inicialment la conductivitat de l'aigua de Gallifa fou molt elevada, superior als $1500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (FQ1; Fig. 3.6a), si es compara amb els valors mitjans al voltant dels $620 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ d'abans del foc (Taula 3.3). En la FQ2 el rentat de la conca va continuar aportant sals al riu però la conductivitat va disminuir a la meitat (la conductivitat d'aquesta fase oscil·lava entre 700 i $800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$); i en la FQ3 caracteritzada per un període de sequera de l'estiu-tador-2004 va prendre valors més propers als registrats abans de l'incendi. En la darrera fase, FQ5, la conductivitat de les dues rieres va disminuir coincidint amb el període de flux nul.

Els patrons de clorurs i sulfats -que són a priori els ions que es considera que més contribueixen a l'augment de la conductivitat-, mostraven per una banda una entrada molt elevada de clorurs ($>$ de $70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; un augment de 4 vegades respecte els valors preincendi) a la FQ1 (Fig. 3.6b) que van disminuir lentament en la FQ2; i uns valors inicials molt baixos de sulfats que al llarg de l'estudi van augmentar amb els períodes de pluja (Fig. 3.6c), és a dir, amb les fases FQ2 i FQ4, encara que estadísticament no es constata.

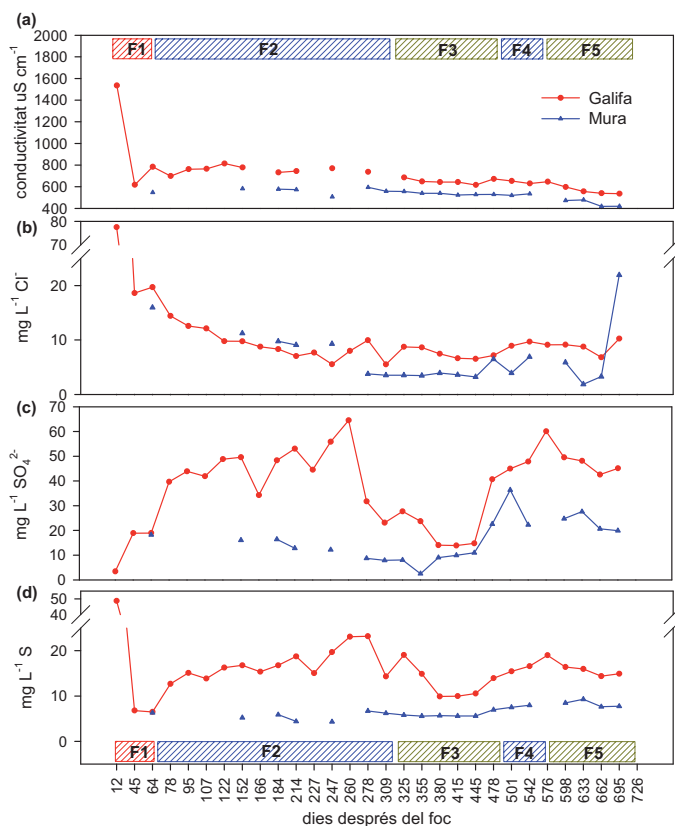


Figura 3.6. Conductivitat (a) i concentracions de clorurs (b), sulfats (c) i sofre (d) de l'aigua de Gallifa i Mura després de l'incendi.

El sofre total inicial, en canvi, s'enregistrà molt elevat, però en el moment que l'aigua s'oxigenà també va disminuir (45 dies d.i.) i després va presentar un patró molt semblant al dels sulfats (Fig. 3.6 d).

3.5 Ions majoritaris

Es disposa d'algunes dades químiques de la riera de Gallifa dels anys 1979 i 1980, i dels valors contemporanis de la riera de referència. Comparant aquests valors amb els mesurats immediatament després de l'incendi (FQ1) s'observà un increment de tots els ions majoritaris mesurats excepte el SO_4^{2-} (Fig. 3.7). El Ca^{2+} i l'alcalinitat foren els ions que més augmentaren després del foc. El Ca^{2+} es va quadruplicar i l'alcalinitat es va duplicar respecte els valors de

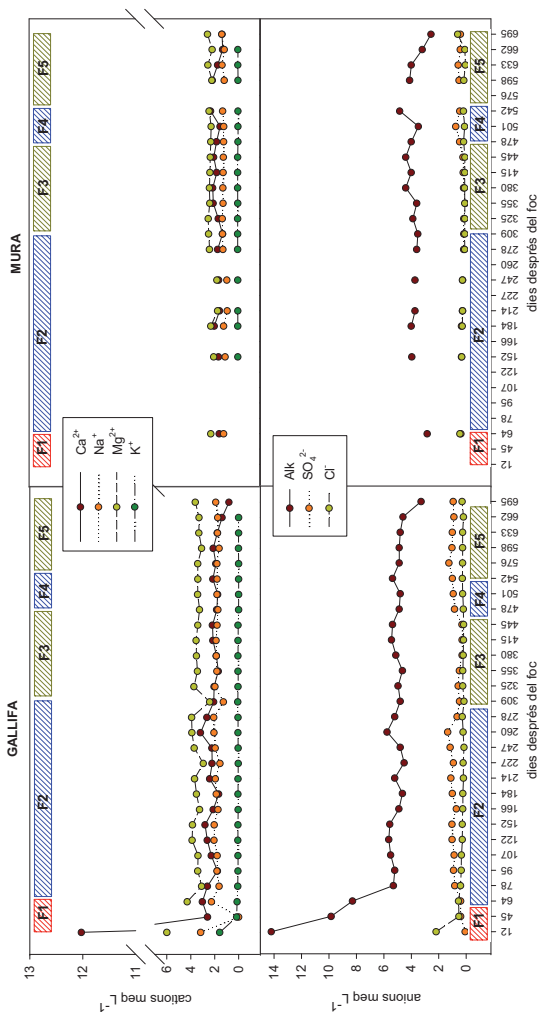


Figura 3.7. Concentracions de cations majoritaris i d'anions majoritaris de l'aigua de Gallifa i de Mura després de l'incendi.

la FQ2. El K^+ fou el menys abundant dels cations majoritaris i el menys variable. Tanmateix, passats només 2 mesos de l'incendi ja es van enregistrar valors més baixos per la majoria d'ions i amb molt poca variació estacional durant tot l'estudi. Només cal destacar una disminució dels SO_4^{2-} en l'època de sequera (FQ3) així com de Ca^{2+} i de l'alcalinitat en el moment en que el cabal fou nul però romania aigua embassada (FQ4) en les dues rieres. El NO_3^- i el Na^+ foren els únics cations que es van correlacionar positivament amb la pluja (**Annex 3.4**).

En la **Fig. 3.8** s'observa com en general en les dues rieres hi ha un predomini de cations en relació als anions i que la riera de Gallifa en els 2 anys d'estudi té una mineralització més elevada que Mura, encara que aquestes diferències no es poden atribuir només als efectes de l'incendi perquè no disposem de dades de Mura d'abans del foc. El que segurament es pot atribuir a l'incendi és l'elevada concentració d'ions en la FQ1 (**Fig. 3.7**) i la major dispersió dels valors de Gallifa en la **Fig. 3.8**, així com el punt que queda separat de tots els altres (quadrant superior dret) i que correspon al 12è dia després de l'incendi.

El Fe^{2+} va augmentar més de 12 vegades la seva concentració respecte els valors del final de l'estudi, i el Mn^{2+} més de quatre.

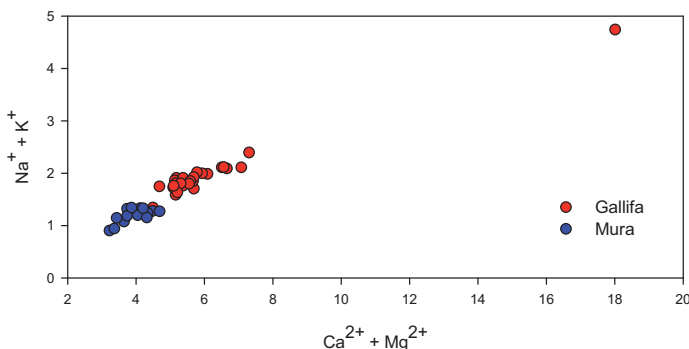


Figura 3.8. Quocient $(Na+K) / (Ca+Mg)$ de l'aigua de Gallifa i de Mura després de l'incendi.

3.6 Nutrients

En la mostra recollida el 12è dia d.i. a Gallifa s'obtingué un pic de $P-PO_4^{3-}$ 20 vegades major que el valor del dia 45 d.i. (**Fig. 3.9a**) i 125 vegades superior que els valors mitjans preincendi ($3,75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ enfront $0,03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) (**Taula 3.3**). Durant els 2 primers mesos (FQ1 de la **Fig. 3.9a**) les concentracions d'aquest nutrient disminueixen ràpidament en la riera cremada. I després d'aquest període inicial i durant els 2 anys d'estudi (FQ2 a FQ5 de la **Fig. 3.9a**) s'enregistraren valors de fosfats gairebé indetectables analíticament a les dues rieres. El P-total de Gallifa pujà fins a $2,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ al 12è dia.

Els valors de $P-PO_4^{3-}$ de tot l'estudi es van correlacionar positiva i significativament amb el Ca^{2+} , Cl^- , Mg^{2+} , K^+ , S, Alk. i NH_4^+ (**Annex 3.1**).

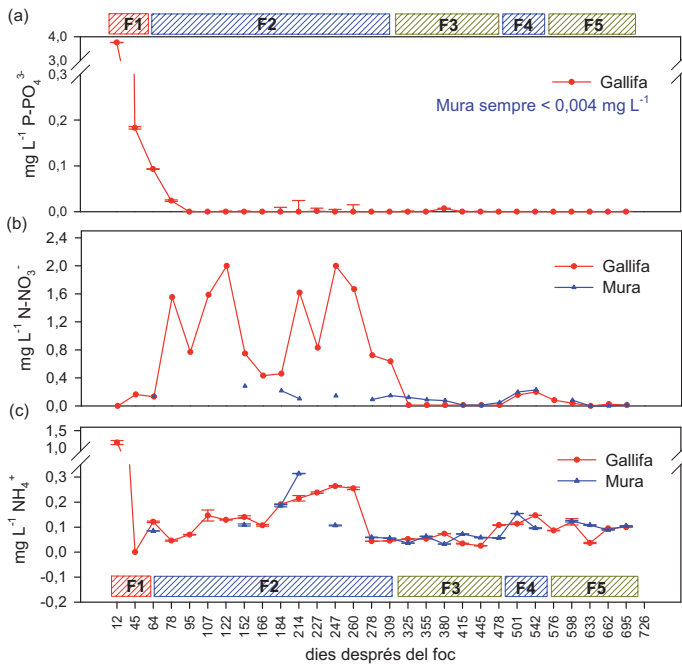


Figura 3.9. Concentracions de fosfats (a), nitrats (b) i amoni (b) de l'aigua de Gallifa i de Mura després de l'incendi.

El patró dels nitrats va ser molt diferent del dels fosfats. Les concentracions inicials de nitrats a la riera de Gallifa (12 dies d.i.) estaven per sota del límit de detecció (**Fig. 3.9b**) i, en canvi, pel que fa a l'amoni en aquest moment s'enregistrà el valor més elevat de l'estudi (1,14 mg·L⁻¹) (**Fig. 3.9c**). Al 65è dia d.i., l'amoni va créixer, coincidint amb l'augment de l'oxigen, i va romandre per sota dels 0,27 mg·L⁻¹ durant la resta de l'estudi. Al dia 45 ja es van mesurar nitrats però els pics més importants (d'uns 2 mg·L⁻¹) no es van enregistrar fins el quart i vuitè mes, durant la FQ2.

Els cabals de Gallifa de tot el període posterior a l'incendi es van correlacionar positivament ($r > 0,7$) i significativament ($\alpha < 0,01$) amb els nitrats (**Annex 3.2**) mentre que els cabals de Mura tenien correlació positiva amb els nitrats però no significativa ($\alpha = 0,9$). En la mateixa línia els valors de nitrats després de l'incendi estaven relacionats amb la precipitació acumulada de 2 dies abans de la presa de mostra (**Annex 3.4**). En la **Fig. 3.10** es grafica la relació dels nitrats amb aquestes dues variables, i s'observa que només la relació entre el cabal i els nitrats de Gallifa era consistent.

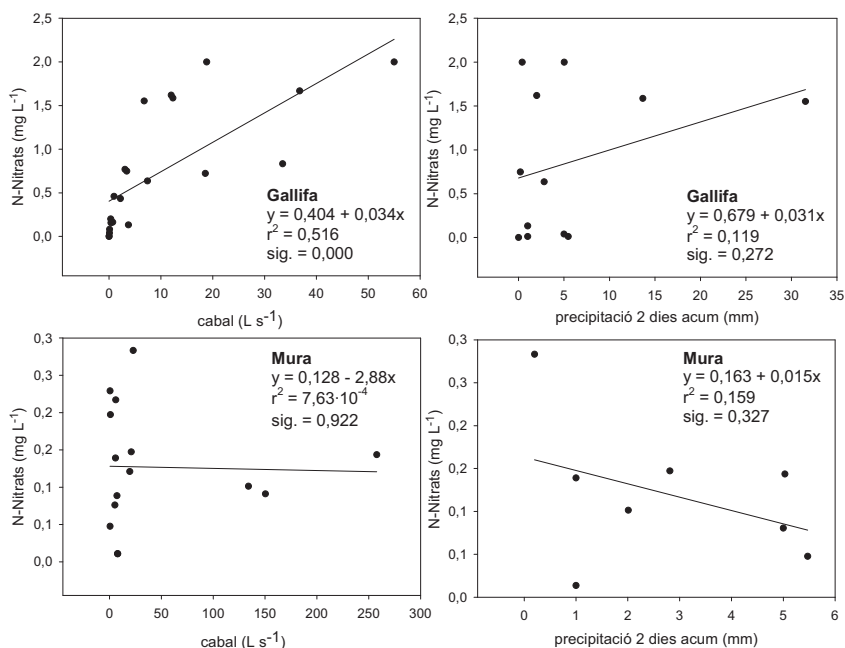


Figura 3.10. Relació entre la concentració de nitrats respecte el cabal i la precipitació acumulada 2 dies abans de la presa de mostra de les rieres de Gallifa i de Mura.

3.7 Evolució conjunta de les variables

En aquest darrer anàlisi, el que esperàvem era que el factor més important de variació fos causat per l'incendi i per tant ens separés les mostres de la riera amb la conca cremada de la que no ho estava, i que a mesura que es restablís en part o totalment l'efecte de l'incendi, les mostres de les dues rieres s'assemblessin, és a dir, que estiguessin influenciades per les mateixes variables i per tant s'aproximessin en l'espai definit en les anàlisis factorials.

Quan es va realitzar un ACP amb les mostres i variables de Mura (**Fig. 3.11c i 3.11f**) els dos primers eixos explicaven respectivament el 46,5% i el 18,5% de la variança respectivament (**Taula 3.4**). El primer eix es podia resumir com el cicle hidrològic perquè separava les mostres que pertanyen al període on l'aigua romanía estancada (quadrants drets; caracteritzats per concentracions elevades de matèria orgànica) de les mostres amb aigua corrent (quadrant esquerre relacionat amb cabals abundants). El segon eix representava el cicle químic anual perquè separava les mostres de primavera, estiu i tardor caracteritzades per la presència de sòlids, terbolesa i temperatures elevades, de les mostres d'hivern amb un pes important de nitrats, amoni, clorurs, sulfats i ferro.

Taula 3.4. Contribució de cada variable de l'ACP en les dues primeres components principals en l'anàlisi de Gallifa, de Mura i de les dues rieres conjuntament. En negreta es mostren les contribucions més importants (>0,7) de les variables als eixos.

	GALLIFA		GALLIFA I MURA		MURA	
	Eix 1	Eix 2	Eix 1	Eix 2	Eix 1	Eix 2
Valor propi	0,45	0,29	0,39	0,21	0,46	0,18
COT	0,857	0,219	0,951	0,076	1,216	0,313
COD	0,870	0,216	0,964	0,079	1,212	0,321
COP	1,022	0,202	0,898	-0,076	1,604	0,307
STS	0,537	0,148	0,517	0,050	0,088	-0,459
F _{org}	0,855	0,058	0,712	-0,151	0,623	-0,302
F _{inorg}	0,479	0,168	0,493	0,098	-0,008	-0,507
NH ₄ ⁺	0,772	0,391	0,580	0,205	-0,097	0,838
N-NO ³⁻	-0,676	2,033	0,063	1,912	-1,133	0,855
FRS	1,076	0,132	0,774	-0,079	-	-
SO ₄ ²⁻	-0,705	0,148	-0,043	0,513	0,291	0,437
Cl ⁻	0,578	0,086	0,581	0,142	-0,026	0,565
Ca ²⁺	0,325	0,202	0,283	0,124	-0,096	-0,023
Mg ²⁺	0,155	0,038	0,281	0,104	0,052	-0,071
K ⁺	-0,053	-0,226	-	-	-	-
Na ⁺	0,998	0,468	0,229	-0,008	0,281	-0,166
Fe ²⁺	0,486	0,184	0,433	0,165	-0,344	0,844
S	0,160	0,166	0,484	0,302	0,271	0,021
Terbolesa	0,318	-0,374	0,396	-0,445	0,511	-0,876
Alk	0,427	0,108	0,432	0,129	-0,182	-0,024
Cabal	-0,616	1,731	-0,718	1,054	-1,051	-0,107
O ₂ (mg L ⁻¹)	-0,998	-0,076	-0,751	0,185	-0,357	-0,085
O ₂ (%sat.)	-0,834	-0,091	-0,617	0,088	-0,141	-0,104
Temperatura	0,509	0,108	0,321	-0,242	0,426	-0,514
Conductivitat	0,114	0,078	0,122	0,086	-0,077	-0,003
a300	0,834	0,179	1,043	0,129	1,189	0,321
f450	0,725	0,192	0,955	0,217	0,781	0,204
f500	0,780	0,206	1,004	0,226	0,864	0,227
f450/f500	0,059	0,037	0,112	0,039	0,057	-0,007

Aplicant un ACP només amb les dades de Gallifa (Fig. 3.11 a i d) observàrem que els dos primers eixos explicaven un 45,3% i 29,2% de la variança respectivament (Taula 3.4). El primer punt de mostreig quedava clarament separat de la resta per unes concentracions elevades tant de matèria orgànica (mesurada amb les variables: COT, COD, COP, a300, f450 i f500 i F_{org}) com de nutrients (fosfat i amoni) així com de sals (potassi, clorurs i calci) i de materials inorgànics (STS i F_{inorg}) però aquests darrers amb menys pes. Contraposat a l'entrada d'aquests materials i amb un valor negatiu hi trobàvem l'oxigen i els sulfats. Allunyats d'aquest primer punt corresponent al dia 12è d.i. però encara influenciats per les mateixes variables s'hi dibuixaven els 3 primers mesos (fins l'octubre) i la mostra del dia 309 d.i. després d'una pluja propera a la campanya. El segon eix, en canvi, venia determinat per l'entrada de nitrats associats a cabals elevats, i en l'altre extrem de l'eix s'hi ajuntaven les mostres quan el cabal disminuïa i es formaven basses desconnectades caracteritzades per la terbolesa i el sodi elevats. Aquest primer eix doncs és el que contenia més variança acumulada i es podia definir com l'entrada de materials després de les primeres pluges, i el segon com el rentat progressiu de la conca.

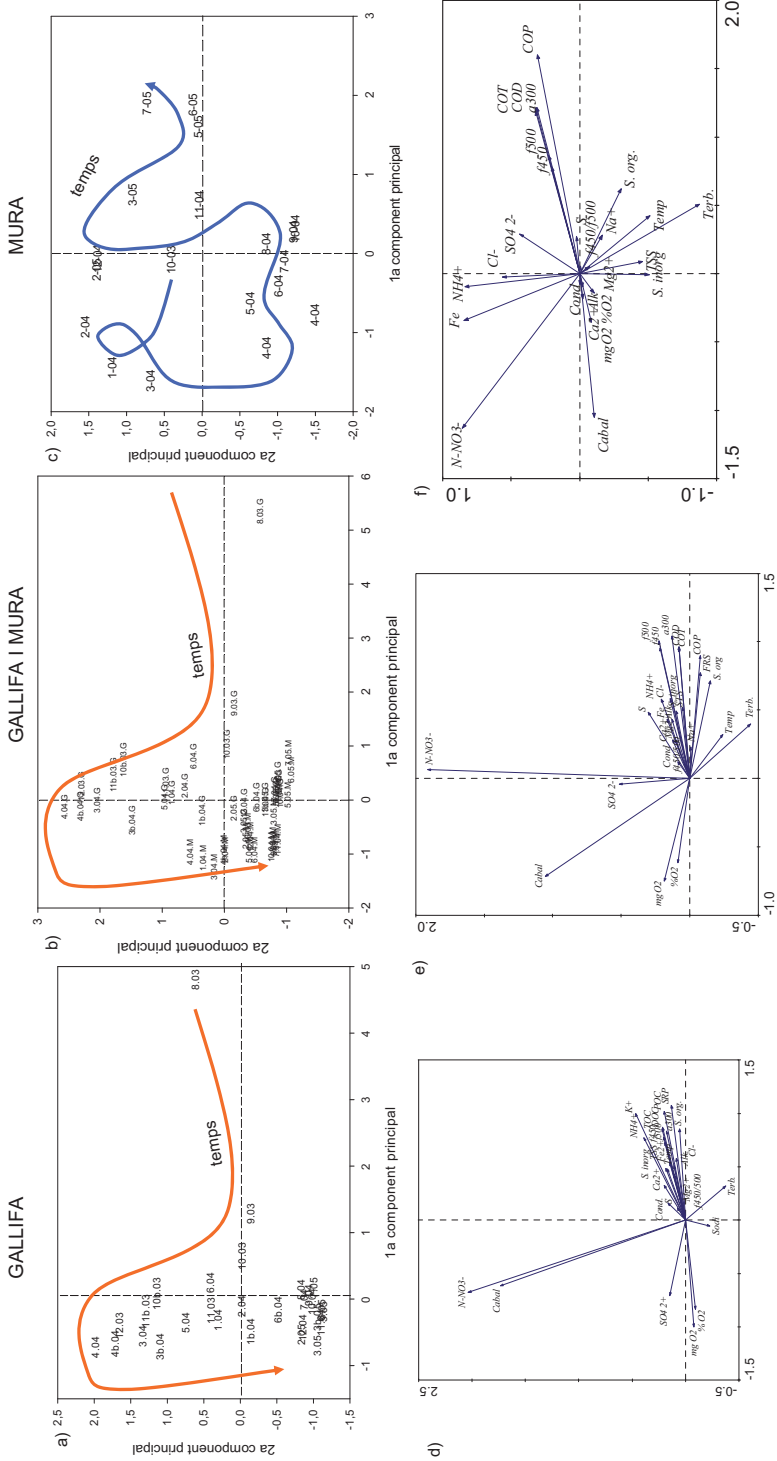


Figura 3.11. Representació de les mostres (mes-any) en els 2 primers eixos de l'ACP de Gallifa (a i d), de Gallifa i Mura conjuntament (b i e) i de Mura (c i f). La fletxa enllaça les mostres en el temps.

Incloent en l'anàlisi les dues rieres (**Fig. 3.11b, e**), l'ACP explicava un 38,9%, un 21,2% de la variança (**Taula 3.4**), en els dos primers eixos respectivament. El primer eix definia clarament l'entrada de matèria orgànica i elements químics immediatament després de l'incendi i les primeres pluges. De manera que separava les primeres mostres de Gallifa (quadrant dret) de les primeres de Mura (quadrant esquerre). El segon eix es podia resumir com el rentat de la conca lligat a cabals, nitrats i sulfats elevats amb un efecte més marcat a Gallifa i contraposat amb el període de sequera que ajuntava les mostres de les dues rieres en termes fisicoquímics.

DISCUSSIÓ

3.1 Cabals

Malgrat l'increment de cabal de les dues rieres després de l'incendi, l'increment de Gallifa (48%) va ser el doble que el de Mura (22,42%). En els nombrosos estudis que comparen els mateixos rius abans i després d'un incendi, els percentatges d'increment varien i oscil·len des d'un 12 a un 36% (Belillas i Rodà, 1993, Lavabre i Torres, 1993, Scott, 1993) i estan corregits per l'evapotranspiració disminuïda per la pèrdua de cobertura vegetal, mentre que els pics de descàrrega poden augmentar fins a un 1110%. Els increments es deuen a la desaparició de la vegetació (la reducció de la intercepció i de la transpiració de la vegetació) i a canvis físics del sòl que afavoreixen la disminució de la capacitat de retenció del sòl descrits en plantacions de pins (Scott i Van Wyk, 1990, Letey, 2001). Aquests canvis, alhora provoquen que la freqüència d'avingudes sigui més elevada (Àvila, 1996). Els canvis produïts en el cabal i per extensió amb la resta d'ions s'haguessin pogut interpretar millor si s'hagués mesurat el cabal en continu i s'haguessin enregistrat les avingudes (Butturini et al., 2005) ja que en aquests ambients calcaris la pluja no sempre va seguida d'un increment de cabal.

3.2 Sòlids en suspensió i terbolesa

Els STS es discuteixen al **Capítol 4**. La terbolesa elevada en la FQ1 i FQ2 l'atribuïm al rentat i erosió que es produïa a la conca per les pluges. En la FQ3 l'increment de la terbolesa sembla relacionada amb la disminució del flux de l'aigua (**Fig. 3.1**). En canvi, que amb les pluges de la FQ4 no augmentés la terbolesa ho relacionem amb la regeneració de la vegetació de la conca que ja no afavoriria l'erosió. Aquest patró s'ha descrit en altres estudis post incendi (Wright i Bailey, 1982, Gerla i Galloway, 1998) i també en indrets mediterranis (Mayor et al., 2007) i experimentalment en rius (Earl i Blinn, 2003). A la FQ5 la terbolesa va augmentar en els dos rius segurament a per la manca de dilució a causada per la fragmentació del flux de les basses isolades.

3.3 Oxigen dissolt

En experiments d'addició de cendres en els rius s'observa que l'oxigen disminueix amb l'entrada de cendres (Earl i Blinn, 2003). En altres estudis l'O₂ no va canviar (Bêche et al., 2005). Els

valors mitjans d'oxigen d'abans de l'incendi eren més baixos (Taula 3.3) perquè la meitat de les dades que disposàvem corresponien a valors d'estiu quan la temperatura de l'aigua d'aquests rius temporals és elevada perquè pot estar estancada (Gasith i Resh, 1999), situació que es va observar en la FQ5.

3.4 Mineralització de l'aigua

A priori la natura altament alcalina de les cendres feia pensar que el pH del riu augmentaria després de l'incendi com ho fa en els sòls cremats (Wright i Bailey, 1982, Kutiel i Shaviv, 1989, Andreu et al., 1996) perquè es cremen els àcids orgànics, la biomassa cremada allibera cations (Alcañiz et al., 1996), i la disminució de la respiració del sòl fa baixar la pressió parcial de CO₂ (Belillas i Rodà, 1993). I tant experimentalment en el riu com en focs naturals també s'ha observat (Earl i Blinn, 2003). L'explicació més plausible de que no es detectés aquest augment a la riera pot ser l'acidesa que va conferir l'elevada entrada de matèria orgànica en el riu durant la FQ1 (el valor mitjà de COT en aquesta fase fou de 223,2 mg·L⁻¹; Fig. 4.3b del Capítol 4). La geologia calcària de la conca la qual es caracteritza per la seva capacitat tamponadora elevada (Alcañiz et al., 1996) com la majoria dels sòls mediterranis (Àvila, 1996) probablement va afavorir també que el canvi de pH no fos molt acusat, malgrat això, si es té en compte que el pH és una mesura logarítmica, la variació fou important, i és que estaríem passant de 10⁻⁸ a 10⁻⁷ de concentració de protons (un ordre de magnitud). En una conca de geologia àcida (pH<5,31) Britton (1991a) també observà un lleuger descens del pH en el riu i es trobà una relació positiva i significativa entre el H⁺ i els polifenols (entrada de matèria orgànica que prové de fulles) que atribueix com a causa d'aquest descens del pH.

Andreu i col·laboradors (1996) observaren que la concentració de sals solubles en els sòls (mesurada indirectament mitjançant la conductivitat) augmenta fins a tres vegades immediatament després d'un incendi, sobretot en incendis d'alta intensitat perquè s'acumulen les cendres i minerals de la coberta cremada i de les capes orgàniques del sòl. Aquest fenomen permetria explicar que la conductivitat de Gallifa després de l'incendi es doblés tant pel rentat de la conca com per la deposició de cendres sobre el riu. També han detectat conductivitats elevades en el riu Earl i Blinn (2003) després d'afegir cendres a l'aigua. En canvi, en un foc prescrit la conductivitat no va canviar (Bêche et al., 2005).

Els valors elevats de clorurs sense estar compensats pel sodi fa sospitar que hi ha un aport extra de clorurs, potser a causa dels retardants de flama que es barregen en l'aigua que s'usa en les tasques d'extinció de l'incendi. El retardant que es va usar és Kathon CG (número CAS: 55965-84-9) que conté 2-methyl-4-isothiazolin-3-one, 5-chloro-2-methyl-4-isothiazolin-3-one, clorur de magnesi i nitrat de magnesi (fòrmula: C₄ H₅ Cl N O S) encara que segons el comentari personal d'en Daniel Guinard (tècnic del parc de Sant Llorenç del Munt) probablement només la primera càrrega dels hidroavions portava retardant. Malgrat això, Williams i Melack (1997) van detectar un augment de Cl⁻ quatre vegades superior als preincendi a un riu californià i Britton (1991a) també detectà un augment de Cl⁻ durant el primer any post incendi en un foc prescrit del fynbos (també un decrement del Na⁺).

En les condicions inicials sense oxigen el més probable és que el S estigués en forma de sulfurs (H_2S) i que les pluges del primer mes junt amb l'oxigenació de l'aigua fossin les responsables de la disminució d'aquest compost reduït. Així mateix, el patró dels sulfats té molts paral·lelismes amb els dels nitrats (comparar Figs. 3.6 i 3.10) possiblement perquè en aquestes condicions reductores l'oxidació de la matèria orgànica usà l' O_2 dels sulfats i nitrats per via bacteriana; i en el moment que el flux del riu es restablí, els processos que impliquen oxido-reducció canviarien. Hi ha pocs estudis sobre els efectes del foc i el sofre, i no coincideixen. Bêche *et al.* (2005) van detectar un augment dels sulfats després de les primeres pluges (l' O_2 no va disminuir i després d'un mes de l'avinguda era $<0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) i Belillas i Rodà (1993) un increment no significatiu de SO_4^{2-} a l'aigua d'una riera després d'un incendi. Però Williams i Melack (1997) observaren que la solubilitat del SO_4^{2-} augmentà fins a 16 vegades en un riu de Sierra Nevada de Califòrnia. Els dos darrers estudis no descriuen els nivells d' O_2 i per tant no sabem si els rius van patir anòxia.

3.5 Ions majoritaris

L'augment de la duresa de l'aigua (Ca^{2+} i Mg^{2+}) en conques forestades afectades per un incendi ja s'ha descrit (Wright i Bailey, 1982, Belillas i Rodà, 1993); Bêche *et al.* (2005) només van detectar increment de Ca^{2+} , i Earl i Blinn (2003) en experiments d'addició de cendres en rius també han observat un increment ràpid de la concentració d'ions dissolts. Britton (1991a) no observà canvis en cap dels dos cations. El Ca^{2+} es considera un element indicador de contaminació per rentat i/o arrossegament de cendres (Crouch *et al.*, 2006) i s'han enregistrat concentracions de fins $1470 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (el màxim de Gallifa fou de $241 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). També s'ha reportat que amb intensitats de crema elevades el $CaCO_3$ del sòl es pot trencar en CaO i Ca^{2+} (Andreu *et al.*, 1996, Johnson *et al.*, 2005) i que la capacitat d'intercanvi de cations en el sòl decreix després d'un incendi sever (Wright i Bailey, 1982), de manera que aquest Ca^{2+} pot ser rentat o arrossegat amb el sòl cap al riu quan plou i proporcionalment la seva concentració pot ser més elevada que la d'altres cations (com succeí inicialment a Gallifa). Shakesby i Doerr (2006) estimen que el foc és de 10-100 vegades més eficient en trencament de roques que l'efecte de la congelació a llarg termini. Reforçant aquesta tesi, el Ca^{2+} i Mg^{2+} mesurats en el riu després d'estudis de tals d'arbres no augmentà (Zhu *et al.*, 2005), indicant que el foc ha de fer alguna altra acció a part de la deforestació. Bêche *et al.* (2005) no van trobar diferències en quant a la concentració de K^+ , i sí que en detectà Britton (1991a) a Sud Àfrica, i Belillas i Rodà (1993) a una conca del Montseny.

L'alcalinitat també s'ha descrit com una variable afectada pels incendis, la qual va retornar als nivells basals en 4 mesos (Earl i Blinn, 2003). A Gallifa fou similar, va trigar 3 mesos.

El tipus de geologia de la conca també pot determinar una alteració més o menys gran, per exemple Johnson i Needham (1966) atribueixen a la geologia àcida i a les pluges suaus que no hi hagués cap canvi a nivell de la composició iònica en el riu en que vàrem treballar.

En el 12è dia d.i., es mesurà una proporció de cations més elevada que d'anions (cations = 1,38

x anions) possiblement a causa de les pèrdues d'anions en forma gasosa: per la volatilització del S que prové de H_2S i de la pèrdua de N causa de la reducció dels nitrats en condicions d'anòxia; mentre que els cations que no poden volatilitzar-se en aquestes condicions degueren romandre dissolts a l'aigua de la riera.

3.6 Nutrients

El fòsfor és un element difícil de volatilitzar (Neary et al., 1999) de manera que després del foc roman a les cendres del sòl (Romanyà et al., 2001) i per tant en les primeres pluges ja s'esperava que es detectés un increment de fosfat important. El fet de no detectar entrades de P posteriors al pic inicial tal com es descriu en altres estudis (Gerla i Galloway, 1998, Hauer i Spencer, 1998) pensem que es deu a la seva capacitat d'associar-se a compostos orgànics o a altres compostos químics que l'immobilitzen. També cal considerar que la riera de Gallifa, igual que la de Mura, és oligotròfica i el fòsfor deuria ser un factor limitant de la fotosíntesi (Drever, 1997) que els organismes deuen assimilar ràpidament. Segons els treballs es detecten increments durant setmanes fins quatre mesos després dels incendis, i de diferent importància: Spencer et al. (2003) van observar un increment de 5 vegades i Earl i Blinn (2003) un ordre de magnitud. El P-total de Gallifa es comportà igual que Bêche *et al.* (2005): en dos mesos el P-total estava per sota del límit de detecció ($<0,1\text{mg L}^{-1}$). En altres treballs no es detectà cap canvi, i això s'atribueix a que el temps transcorregut entre l'incendi i les primeres pluges va ser elevat (Townsend i Douglas 2004), a que siguin estudis de cremes de baixa intensitat (Bayley, 1992) o a focs planificats (Britton, 1991a). La correlació dels PO_4^{3-} amb la majoria d'ions i l' NH_4^+ indiquen la relació existent entre l'entrada de cendres i aquests dos nutrients, relació també observada per Crouch (2006).

Els valors baixos de nitrats i alts d'amoni durant el primer mostreig (12 dies d.i.) es poden explicar per la baixa concentració d' O_2 dissolt inicial que afavoriria la reducció dels nitrats a amoni per desnitrificació; possiblement també per la producció elevada de N (nitrats i amoni) en els sòls en els quals s'hi mesura més NH_4^+ quan la severitat és elevada (Romanyà et al., 2001); encara que en altres zones mediterrànies no s'hagi observat (Marion i Black, 1988) i és que l'amoni es volatilitza completament als 600°C (Kutiel i Shaviv, 1989) i el NO_3^- és la forma de N menys volàtil (Romanyà et al., 2001). Sigui per la causa que sigui, després del restabliment del flux de l'aigua i la recuperació dels nivells d' O_2 (als 45 dies), l'amoni s'oxidà a nitrat. L'increment de nitrats al riu va ser baix comparat amb l'enregistrat en altres estudis (Williams i Melack, 1997 detecten un augment de 2000 vegades de nitrats). Encara que en l'estudi de Beche et al. (2005) el N no varia.

En condicions naturals, en els rius mediterranis la relació entre el NO_3^- i el cabal ja està descrita (Bernal et al., 2002, Butturini et al., 2005). Aquesta relació es pot fer més forta després del foc perquè: 1) La vegetació de la conca un cop calcinada ja no reté N i es pot perdre per rentat més fàcilment (Britton, 1991a, Romanyà et al., 2001); 2) El N que es pot dependre de la descomposició de la fusta parcialment cremada pot trigar fins a 3 anys a assolir el màxim de descomposició i per tant hi ha un retard en l'entrada d'aquest nutrient a l'aigua (Britton,

1991a, Belillas i Rodà, 1993, Townsend i Douglas, 2000); 3) algunes formes volàtils de N es poden acumular en els horitzons profunds del sòl durant l'incendi, de manera que l'oxidació i les pèrdues per rentat també es poden produir durant força temps després del foc (Minshall et al., 1989, Gerla i Galloway, 1998). Malgrat això, Romanyà (2001) ja observa rentat de N en el sòl en només 45 dies després de l'incendi, i s'espera que en un any en el sòl ja es torni a les condicions de N preincendi (Andreu et al., 1996). Aquests fenòmens junt amb una assimilació ràpida del fòsfor per part dels vegetals terrestres i aquàtics pel fet de ser un element molt limitant explicarien el comportament diferencial del N i el P en la conca de Gallifa en els 2 anys d'estudi.

El patró d'entrada de NO_3^- de Gallifa és el mateix que el mesurat i modelitzat per (Zhu et al., 2005) després d'una tala. És probable que l'entrada de nitrat a la riera estigui més relacionada amb la deforestació que en l'efecte directe del foc perquè en taules de boscos s'ha comprovat que tant la concentració com la càrrega de nutrients incrementa perquè augmenta la matèria orgànica i la descomposició (Zhu et al., 2005), així com per l'efecte de tampó del bosc de ribera (Sabater et al. 2003) i el percentatge de conca cremada (Minshall et al., 1997).

En resum, a la conca de Gallifa immediatament després de incendi forestal produït a l'estiu de 2003 i de les primeres pluges post incendi, es mesuraren unes concentracions molt elevades de matèria orgànica i compostos químics (elevat arrossegament i rentat) que van deteriorar la qualitat de l'aigua de la riera. El cabal nul i la descomposició de l'abundant matèria orgànica van provocar l'anòxia de la riera. En aquest moment es van detectar els màxims de concentració de sòlids en suspensió, de sals, de fosfats i d'amoni. Un mes més tard i després de diferents pluges, el cabal es va reestablir, van desaparèixer les condicions d'anòxia, i la concentració de sals i nutrients van disminuir dràsticament. Les pluges de la primera primavera després de l'incendi van afavorir l'entrada de sòlids en suspensió, de nitrats i de sulfats a la riera, mentre que a la segona primavera, la qual va ser molt seca, l'entrada d'aquests compostos si bé es detectà, fou molt menor. Igual que en l'estudi de Ferran i Vallejo (1992), dos anys després de l'incendi, la vegetació de la conca s'havia regenerat mínimament i no s'observaven diferències importants en quant a la química de l'aigua en les dues rieres perquè era la hidrologia/meteorologia i no els efectes del foc el procés que determinava la fisicoquímica d'ambdues rieres.

Capítol 4

Entrada i persistència de compostos aromàtics policíclics (CAP)

M'acosto al riu i veig que hi ha munts de cendra aturats entre les roques, uns munts que es van desfent poc a poc. Fins no fa gaire, l'aigua encara era clara. Ara s'ha enfosquit, les rieres que baixen (...) hi ha arrossegat la cendra, els arbustos cremats, les branques fumades i negres dels boscos que han travessat.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ

La freqüència dels incendis forestals a la regió mediterrània és molt elevada i els seus efectes medi ambientals poden ser greus (Naveh, 1974, Lavorel *et al.*, 1998). Entre aquests efectes hi ha la producció de molta quantitat de substàncies pirolítiques nocives i d'entre les quals, els hidrocarburs aromàtics policíclics (HAPs), una família de més de 100 compostos diferents, que es coneixen pel seu potencial toxicològic, la seva persistència en el medi, la ubiquitat i la tendència a bioacumular-se (Freeman i Cattell, 1990, Gabos *et al.*, 2001, Muri *et al.*, 2003, Lei *et al.*, 2005, Xue i Warshawsky, 2005). Si bé la contaminació causada pels HAP industrials en els rius i estuaris està ben estudiada (Wild i Jones, 1995, Chen *et al.*, 2004, Christensen i Bzdusek, 2005) hi ha pocs estudis enfocats a les entrades dels HAP post incendi en els rius (Ribalta *et al.*, 1995, Olivella *et al.*, 2006).

Els HAP apareixen en el medi ambient com una mescla de compostos derivats de l'acció de l'home i de fonts naturals. I és que les entrades d'HAP en el medi es poden produir tant a través de la combustió com de vessaments d'oli, del rentat de les zones urbanes, d'aigües residuals i emissions industrials, i dels tubs d'escapament dels vehicles. Per diferenciar entre els dos orígens, s'han usat els quocients de les parelles d'isòmers d'HAP (QPI-HAP) en les tres fases analitzades (aigua, partícules i sediment) com a indicadors per saber quina era la seva font principal (Tam *et al.*, 2001, Yunker *et al.*, 2002, Zhang *et al.*, 2004).

Una altra font de CAPs en el medi són les substàncies húmiques (SH) les quals també s'espera que incrementin en els rius a causa de l'elevada erosió i rentat després de l'incendi (d.i.). I és que en aigües dolces, l'entrada més gran de matèria orgànica dissolta prové dels àcids húmics i fúlvics els quals estan basats en anells fenòlics (Thurman, 1985). A part d'altres efectes, les SH poden associar-se als HAPs (Haitzer *et al.*, 1999) i també són precursors dels trihalometans (Pomes *et al.*, 1999, Imai *et al.*, 2003). També es poden produir noves substàncies húmiques pirolítiques (SHP) en els sòls a causa de la combustió a altes temperatures de les estructures del tipus lignina (Almendros *et al.*, 1988, González-Pérez *et al.*, 2004), les quals també poden entrar al riu. Per tant, tant els HAPs, les SH com les SHP poden contribuir a les entrades elevades de CAPs en els sistemes aquàtics després d'un incendi.

L'aromaticitat dels CAPs es va traçar per fluorescència i la capacitat d'absorció dels anells aromàtics (Green i Blough, 1994, Escartín i Porte, 1999, Ji Ji *et al.*, 1999, McKnight *et al.*, 2001, Baker i Spencer, 2004). Es van analitzar de l'aigua i dels sediments els 16 HAP llistats com a contaminants prioritaris per l'agència de protecció medi ambiental dels Estats Units (USEPA) i per la directiva comunitària europea 80/778/CEE. També es van usar els quocients dels isòmers dels HAP per conèixer les fonts dels HAP en el riu. Nosaltres esperàvem un increment substancial de carboni orgànic després de l'incendi (d.i.), i per tant es van mesurar les variacions en la concentració del carboni orgànic total i de les partícules, i del carboni orgànic dissolt (COT, COP, COD).

A causa de que els HAPs poden tenir efectes negatius sobre el medi ambient i risc per la salut creiem que és important quantificar-ne l'entrada, el comportament i el transport, així com el destí d'aquests compostos aromàtics en els rius després dels incendis.

Els objectius d'aquest estudi són valorar la incorporació, la variació en el temps i la persistència dels CAPs en una riera mediterrània després d'un incendi forestal.

MATERIAL I MÈTODES

Recol·lecció de les mostres

La descripció de les zones de mostreig i les característiques de l'incendi s'expliquen detalladament en el **Capítol 1** d'aquesta tesi.

Les mostres d'aigua i de sediment es van agafar en zones de deposició situades al límit de l'àrea cremada. Les primeres mostres es van agafar als 12 i 45 dies d.i. després de les primeres pluges. Les mostres per analitzar els STS (sòlids totals en suspensió), COT, COD, els coeficients d'absorció i les determinacions de fluorescència es van prendre quinzenalment o mensualment durant 22 mesos. Les mostres de referència d'una altra riera només es van poder agafar a partir dels tres mesos d.i. i es va fer de forma simultània a les de la riera cremada. Les mostres per analitzar els HAP de Gallifa es van agafar als primers quatre mesos d.i. i al final de l'estudi, i les mostres de referència d'HAP només als 445 i 662 dies d.i. Els sediments (de 5 cm de fondària) es van agafar a palades de 5 zones de deposició sempre de la mateixa bassa i es van barrejar per formar una mostra integrada. La velocitat de l'aigua es mesurà amb un velocímetre Schilknecht mini-air, i el cabal multiplicant cada secció d'un transecte per la seva velocitat.

Anàlisi de l'aigua

Totes les mostres es van congelar a -18°C i es van guardar a la foscor fins al seu anàlisi (Ainsworth et al., 2006). L'aigua filtrada amb filtres Whatman GF/F de microfibra de vidre (47mm \varnothing) muflats a 450°C es va usar per mesurar els carboni orgànic dissolt. L'aigua sense filtrar s'usà per analitzar el carboni orgànic total i els sòlids totals en suspensió.

- Els **sòlids totals en suspensió (STS)** es mesuraren filtrant 500 ml d'aigua a través de filtres Whatman GF/F de microfibra de vidre (47mm \varnothing) muflats a 450°C . Els filtres es van assecat a 70°C durant 3 dies. El pes final es va referir al volum filtrat. Després els filtres es van cremar a 450°C per conèixer la proporció **orgànica** (F_{org} ; la diferència de pes) i la **inorgànica** (F_{inorg} ; el material que romanien en el filtre després de cremar) dels STS.

- El **carboni orgànic total (COT)** i el **carboni orgànic dissolt (COD)** s'analitzaren convertint el carboni de l'aigua a CO_2 i es mesurà amb un analitzador d'infraroig Shimadzu TOC-5000 (EPA 9060; USEPA, 1996).

▪ **Coefficients d'absorbància i fluorescència.** Les mostres usades per analitzar les propietats òptiques es van atemperar a uns $23 \pm 2^\circ\text{C}$. El coeficients d'absorció a 300 nm (a_{300}) es van mesurar amb un espectròmetre Perkin-Elmer de doble raig amb una cubeta de quars d'1 cm. Els coeficients d'absorció (a) es van mesurar mitjançant els valors d'absorbància (A) usant: $a(\lambda) = 2,303A(\lambda)/r$, on r és l'amplada de la cubeta (Green i Blough, 1994, Baker i Spencer, 2004). Per la determinació de la fluorescència, les mostres es van excitar a 370 nm i les intensitats d'emissió (f_{450} , f_{500}) es van mesurar a 450 i 500 nm amb un fluorímetre Kontron SFM 25. La banda de dispersió de Raman es va eliminar restant el valor dels blancs de MilliQ a les mostres. Les mostres molt fluorescents o amb molt de color es van diluir.

▪ **Extracció i anàlisi dels HAP i aplicació dels quocients de parelles d'isòmers (QPI-HAP).** Els diferents HAPs es van determinar en la fase dissolta i particulada de l'aigua, i també en els sediments superficials. Els HAP dissolts es van extreure de 0,5 L d'aigua filtrada amb 60 ml de diclorometà (DCM) sacsejant (2 min, pH 7). Abans de l'extracció, les mostres es van saturar amb 100 g de NaCl (AOAC 990.06, AOAC, 1993), assecar amb Na_2SO_4 i concentrar fins 50 μL . Les extraccions dels HAP de les partícules i els sediments es van realitzar, respectivament, mitjançant el material filtrat i 14 g de sediment sec usant 100 mL DCM i 1 mL de solució de subrogat durant 18 h (EPA 3540C, USEPA 1996). Després de l'evaporació del dissolvent, el volum final fou de 50 μL per la fase particulada i 300 μL pels sediments. El subrogat 4,4'-dichlorobiphenyl es va afegir per valorar els valors de recuperació. Les recuperacions van caure dins del rang (48,5% i 102,7%) recomanat per AOAC (1993). Els nivells de HAP es van mesurar (EPA 8100, USEPA, 1996) usant un cromatògraf de gas (8000 series) acoblat a un espectròmetre de masses ThermoFinnigan MD-800 (mode SIM) i equipat amb una columna de sílica capilar (30m x 0,25 mm DB-5 MS; de 0,25 μm). Les solucions de les mostres (2 μL) es van injectar a l'injector *splitless*. La temperatura es va programar de 40°C (temps inicial, 1 min) a 150°C a una taxa de $15^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ assolint els 150°C en 2 min, i de 150 a 320°C a una taxa de $6^\circ\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ i assolint els 320°C en 15 min. L'injector i el detector es van escalfar a 280°C . Les espècies d'HAP mesurades foren: naftalè (N), m/z 128; acenaftilè (Acy), m/z 152; acenaftè (Ace), m/z 154; fluorè (Fle), m/z 166; fenantrè (Ph), m/z 178; antracè (An), m/z 178; fluorantè (Fl), m/z 202; pirè (Py), m/z 202; benzo[a]antracè (BaA), m/z 228; crisè (Chr), m/z 228; benzo[b]fluorantè (BbFl), m/z 252; benzo[k]fluorantè (BkFl), m/z 252; benzo[a]pirè (BaP), m/z 252; indeno[1,2,3-cd]pirè (InP), m/z 276; dibenz[a,h]antracè (DBA), m/z 278; benzo[ghi]perilè (BPer), m/z 278. Els cromatogrames van donar dos pics addicionals que corresponen al metil-naftalè[1] (MN1) i al metil-naftalè[2] (MN2), els quals es van incloure en els resultats de les anàlisis. Els compostos es van analitzar segons els temps de retenció. Es van fer córrer estàndards per verificar l'alçada i la resolució. ΣHAP_{16} i ΣHAP_{18} (ΣHAP_{16} + MN1 + MN2) fan referència a la suma de totes les espècies analitzades. Els HAP particulats i els dissolts es van expressar en $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$, i els HAP dels sediments en $\text{ng}\cdot\text{Kg}^{-1}$ de pes sec.

Les fonts de HAP es van determinar aplicant els **quocients dels isòmers dels HAP** de diferent massa (178, 202 i 228) basats en el seu poder de discriminació per diferenciar entre les fonts de combustió o de petroli. Els HAP del petroli són rics en formes alquilades que substitueixen els HAP de 2 i 4 anells, mentre que els HAP derivats de la combustió no estan enriquits

amb aquests compostos. Està àmpliament documentat que la combustió dels HAP no només provenen de les activitats antropogèniques, sinó també de fenòmens naturals com els incendis forestals. Per tant si es combinen apropiadament aquests compostos, els quocients de les parelles d'isòmers poden distingir entre fonts de combustió de petroli i combustibles fòssils per una banda, i combustió d'herba, fusta i carbó per una altra (Yunker *et al.*, 2002).

- La textura dels sediments ja s'ha explicat en el **Capítol 2**.

Anàlisi estadística

Es va usar estadística no paramètrica per tractar les dades a causa del número reduït de mostres (<30). Les correlacions entre les variables es van analitzar amb el test de correlacions d'Spearman de 2 cues (Siegel, 1956) mitjançant l'aplicació SPSS 11. El test de Mann-Kendall (S) ens va ajudar a determinar si les concentracions d'HAP en els sediments tenien la tendència a incrementar o a disminuir en un període de temps (Hirsch *et al.*, 1982).

RESULTATS

El primer cop que es va anar al camp fou el 12è dia després de l'incendi (d.i.). La cendra, les restes de materials orgànics calcinats i el fang cobrien el llit i la superfície de l'aigua de la riera de Gallifa, i el flux de l'aigua era nul. Després de la segona pluja el flux es va restablir i la seva velocitat fou d'entre 1 i 87 cm·s⁻¹ durant tot el període d'estudi. Les tempestes d'estiu dels primers dos mesos (d'un màxim de 60 mm·dia⁻¹) van rentar la conca de forma que es produïren decaïments dràstics de totes les variables, i ja després del dia 78 (amb 308 mm de precipitació acumulats des de l'incendi) els valors de totes les variables van disminuir més gradualment. A la següent primavera (del període comprès entre els dies 204 i 325 d.i.) van caure 355 mm de pluja, però només es va observar canvis significatius en el dia 309 d.i., quan es va produir un increment en els valors de l'a300, la f450, la f500, el COT i el COD, indicant una nova entrada de CAP en la riera cremada (**Fig. 1.2**)

Com hem vist al **Capítol 2**, la textura del sediment de Gallifa d'abans del foc era semblant a la de Mura (graves + còdols > sorres + llims). La textura de Mura no va canviar en tot el període d'estudi. En canvi, a Gallifa les fraccions més fines (<2 i <0,063 mm) van augmentar just després de l'incendi. (**Fig. 4.1 a**), però a mesura que passava el temps la proporció va anar canviant, de manera que al final de l'estudi el tant per cent de cada fracció era similar a la riera de Mura (**Fig. 4.1 b**).

Durant la tardor 2003, els STS es van relacionar amb la precipitació (en els dies 12, 78 i 107) reflectint l'erosió i la deposició sòlida incrementada a causa de l'incendi (**Fig. 4.2**). El pic de STS del dia 309 correspon a un pluja d'estiu dos dies abans del mostreig. La mitjana dels STS de Mura va ser de 57,44 ± 10,96 mg·L⁻¹ al llarg de tot l'estudi. Encara que si s'haguessin mesurat els sòlids just després de les pluges, els valors haurien sigut superiors.

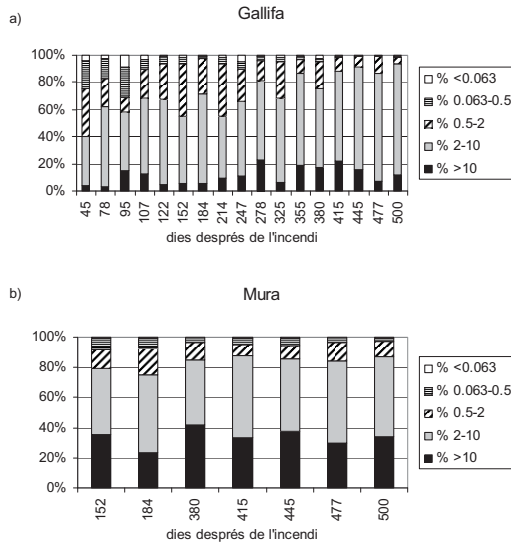


Figura 4.1 Granulometria (mm) de dues basses de les rieres de Gallifa (a) i Mura (b).

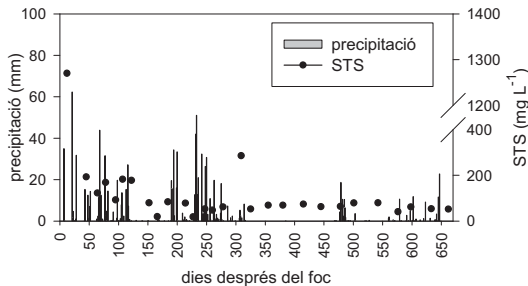


Figura 4.2 Comparació de la precipitació i dels sòlids totals en suspensió de la riera de Gallifa.

Dels sòlids recollits al principi just després del foc, la fracció orgànica (F_{org}) va ser més elevada que la fracció inorgànica (F_{inorg}), però ràpidament va disminuir a valors molt baixos i la resta del temps la major part dels STS estaven formats per la F_{inorg} (Fig. 4.3 a).

Pel que fa al carboni mesurat, els dies 12 i 45 d.i. el COT va ser molt més elevat que el COD a causa de l'elevada entrada de cendres i carbó, però després el COD va ser la forma dominant. Les concentracions inicials foren de 460 i 410 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivament (Fig. 4.3 b), valors 200 vegades superiors als valors mitjans de Mura ($1,66\pm 0,45\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ i $1,57\pm 0,29\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivament). Ambdós paràmetres van disminuir amb el cabal i es van estabilitzar a 5-10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ cap el dia 78 d.i. encara que fins el dia 445 d.i. els valors van romandre entre 5 i 10 vegades més alts que Mura.

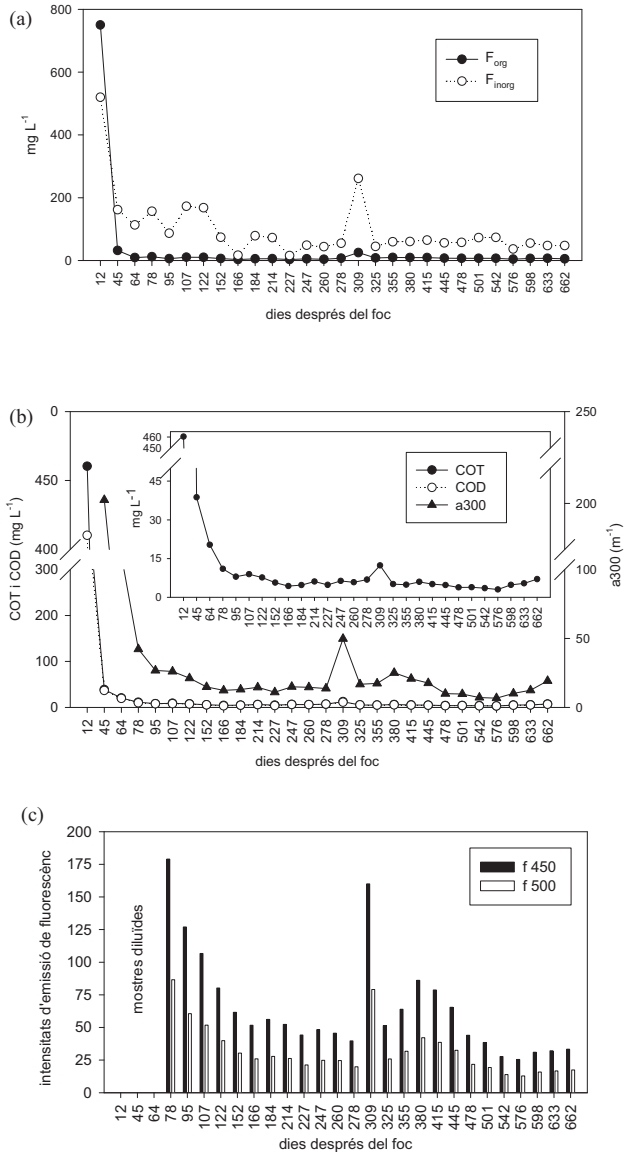


Figura 4.3 Comparació de la fracció orgànica (F_{org}) i l'inorgànica (F_{inorg}) dels sòlids totals en suspensió (STS) (a); de les concentracions de carboni orgànic (COT i COD) i de l'absorbància (a300) (b), i dels valors d'emissió de la fluorescència (f450 i f500) (c) a la riera de Gallifa.

L'a300 va tenir un patró semblant al del COD (Fig. 4.3 b), evidenciant l'entrada de CAP a la riera de Gallifa. Els valors més baixos van romandre al voltant dels 20 m^{-1} sobrepassant els valors de Mura ($2,27 \pm 0,52 \text{ m}^{-1}$). Igual que el COT, COD i l'a300, les intensitats de la fluorescència van mostrar un pic inicial i després un descens. Després de 150 dies l'f450 i l'f500 es van estabilitzar (Fig. 4.3 c), però mai van assolir els valors tan baixos que es trobaven a Mura (f450: $7,72 \pm 1,31 \text{ nm}$; f500: $4,16 \pm 0,76 \text{ nm}$). El COD, l'a300, l'f450 i l'f500 van augmentar el dia 309 després d'una pluja produïda 2 dies abans del mostreig (Fig. 4.3). Aquests pics més tardans indiquen l'entrada de CAPs que provenen de la conca i que coincideixen amb la precipitació.

La relació f450:f500 a Gallifa i Mura van ser de mitjana $2,03 \pm 0,06$ i $1,86 \pm 0,12$, respectivament. Dibuixats en unes coordenades X/Y (Fig. 4.4), aquests quocients discriminaven les mostres de les zones cremades de les que no es van cremar. Les mostres de Mura s'agrupaven i quedaven separades en el quadrant esquerre inferior del gràfic, mentre que les mostres de Gallifa es trobaven disperses en una línia (Fig. 4.4). Les mostres amb més fluorescència s'han representat en els gràfics (dies 12, 45 i 64) amb la seva dilució per mostrar que seguien la mateixa relació f450/f500.

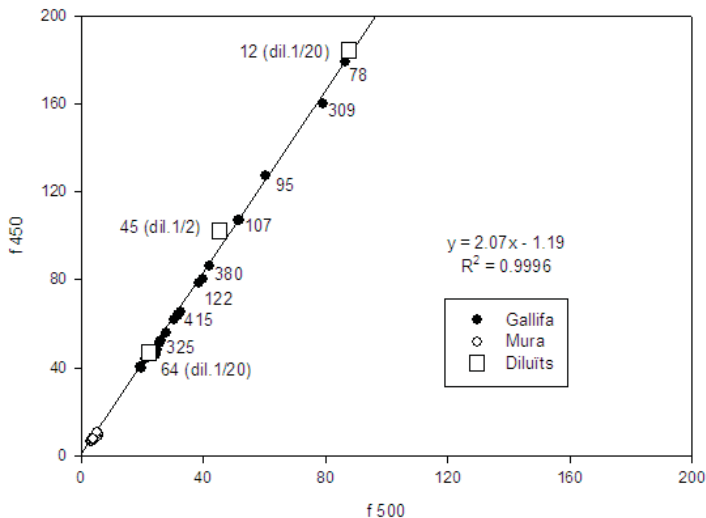


Figura 4.4 Discriminació de les mostres de Gallifa i Mura en funció dels valors de f450 i f500.

Taula 4. 1 Perfils i concentracions dels HAP de Gallifa i Mura (M). Els números representen els dies després de l'incendi.

Espècies d'HAP	codi	Fase dissolta (ng L ⁻¹)						Fase particulada (ng L ⁻¹)						Sediment (ng Kg ⁻¹ nes sec)									
		12*	45	64	78	107	122	445	M445	12	45	64	78	107	122	445	M445	45	78	95	107	662	M662
nafalè	N	2	0.94	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	28.9	0.32	0.40	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	885	293	182	<16	35	89
metil-naftalè[1]	MN1	2	0.34	0.22	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	6.04	<0.2	0.54	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	957	766	337	219	12	41
metil-naftalè[2]	MN2	2	1.03	0.19	<0.1	<0.1	0.10	<0.1	<0.1	5.70	<0.2	0.42	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	776	625	419	240	4	47
acenaftilè	Acy	3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.54	0.49	<0.2	22	<16	<16	<16	<16	62
acenaftè	Acc	3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	131	85	<30	42	<30	119
fluorè	Flu	3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	9.00	1.09	0.87	1.86	1.06	<0.2	<0.2	<0.2	<26	<26	<26	<26	<26	<26
fenantrè	Ph	3	0.64	0.69	0.19	0.75	0.71	0.88	0.32	90.8	28.9	6.67	17.2	13.7	4.88	0.32	<0.2	4296	4052	4105	4997	100	27
antracè	An	3	0.23	0.37	0.15	0.44	0.36	0.39	<0.1	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<19	<19	<19	<19	<19	<19
fluorantè	Fl	4	0.85	0.24	<0.1	0.19	0.22	0.22	0.48	53.5	12.1	5.39	7.50	7.80	4.11	1.62	1.32	1474	1767	2546	1870	96	353
pirè	Py	4	0.11	0.26	<0.1	0.40	0.33	0.37	0.89	178	38.7	19.9	29.5	27.8	11.3	2.28	2.16	2214	4018	4109	3060	229	330
benzof[<i>a</i>]antracè	BsA	4	0.16	<0.1	0.13	0.12	0.11	0.31	0.16	0.33	0.26	<0.2	0.49	<0.2	<0.2	0.28	<0.2	511	394	634	714	133	147
crisè	Chr	4	0.17	<0.1	0.14	0.11	0.14	0.13	0.13	0.31	0.58	<0.3	0.69	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	1256	927	1411	1735	196	134
benzof[<i>b</i>]fluorantè	BbFl	5	0.24	<0.1	<0.1	0.15	0.14	0.15	0.43	7.06	3.96	3.8	4.59	<0.3	<0.3	0.46	0.34	1090	1008	1487	1524	449	181
benzof[<i>k</i>]fluorantè	BkFl	5	0.30	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.16	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	390	389	475	550	85	25
benzof[<i>a</i>]pirè	BaP	5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.12	0.11	0.34	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.29	<0.2	533	472	636	669	74	<12	
indeno[1,2,3- <i>cd</i>]pirè	InP	5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.42	1.29	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.43	<0.3	508	584	763	809	200	49	
dibenz[<i>a,h</i>]antracè	DBA	5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.47	0.26	<0.4	1.16	<0.4	<0.4	<0.4	0.48	<0.4	517	508	519	507	29	13	
benzof[<i>ghi</i>]perilè	BPer	6	0.58	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.34	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	0.43	0.34	782	907	1661	1221	41	<3	
ΣHAP ₁₆			3.89	1.89	0.34	2.20	2.11	2.37	4.29	369	87.1	37.0	61.8	50.4	20.3	7.13	4.65	14529	15404	18528	17698	1667	1530
ΣHAP ₁₈			5.26	2.30	0.34	2.20	2.11	2.47	4.29	381	87.1	38.0	61.8	50.4	20.3	7.13	4.65	16262	18195	19284	18157	1683	1618

Les concentracions dels ΣHAP_{18} dissolts (Taula 4.1) a l'aigua de la riera de Gallifa després de l'incendi van fluctuar entre 5,26 i 0,34 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$. Inicialment van disminuir, però després van augmentar coincidint amb un pic de precipitació (dia 78). El darrer valor de ΣHAP_{18} dissolts era ja molt semblant del de Mura. El 66,7% de les espècies d'HAP dissoltes van aparèixer només en els primers 45 dies d.i. La resta d'espècies es van detectar tot el temps, però amb valors inferiors al $1\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$. El ΣHAP_{18} de les partícules (Taula 4.1) van decaure de 381 a 7,13 $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ però el dia 78 d.i va tornar a incrementar. La majoria dels HAP particulats tenien uns valors semblants als de Mura després del dia 445.

Les concentracions dels ΣHAP_{18} del sediment (Taula 4.1) van oscil·lar de 18528 a 1667 $\text{ng}\cdot\text{Kg}^{-1}$ amb una tendència significativa a l'increment durant els 3 primers mesos d.i. segons el test ($\alpha < 0,2$) de Mann-Kendall (S). Tots els HAP del sediment de 4-, 5- i 6-anells van tenir la mateixa tendència (Taula 4.1). El pic del dia 95 probablement està relacionat amb una setmana amb cabals més aviat baixos que van afavorir la deposició de material o l'absorció d'HAP en els sediments. Al final de l'estudi, el ΣHAP_{18} de les 3 fases tenien uns valors semblants als de Mura, la referència (Taula 4.1).

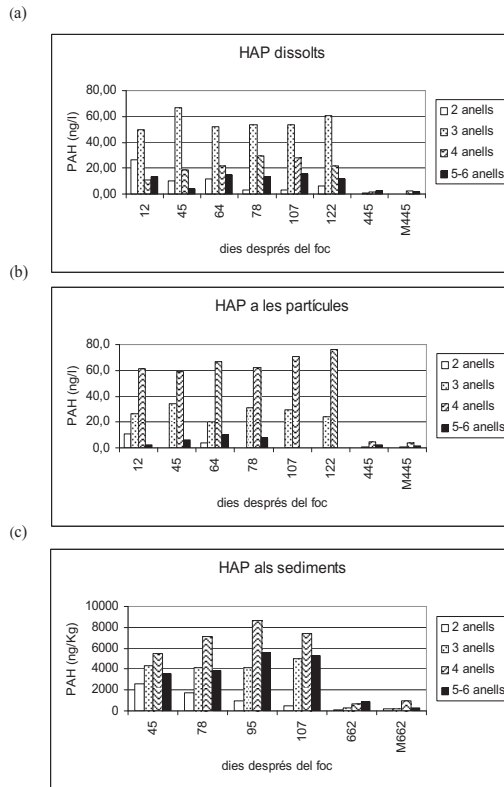


Figura 4.5. Distribució dels HAP en funció del número d'anells en la fase dissolta (a), en les partícules (b) i en el sediment (c) de les mostres de Gallifa i Mura (M).

El patró dels HAP de forma individual, van diferir en les tres fases (Taula 4.1). La dominància dels HAP individuals en cada fase foren: MN2=N=Fl>Ph pels dissolts; Py>Ph>Fl per les partícules; i Ph>Py Fl=Chr≈BbFl pels sediments. Els HAP de baix pes molecular (2-3 anells) foren més abundants a la fase dissolta, mentre que els de pes molecular mig (4 anells) foren els dominants en la fase particulada. Els sediments va ser la fase amb HAP des més pes molecular (5-6 anells), encara que els de 3-4 anells també van estar ben representats (Fig.4.5). Els HAPs de baix pes molecular van disminuir progressivament en les tres fases, especialment els de 2 anells.

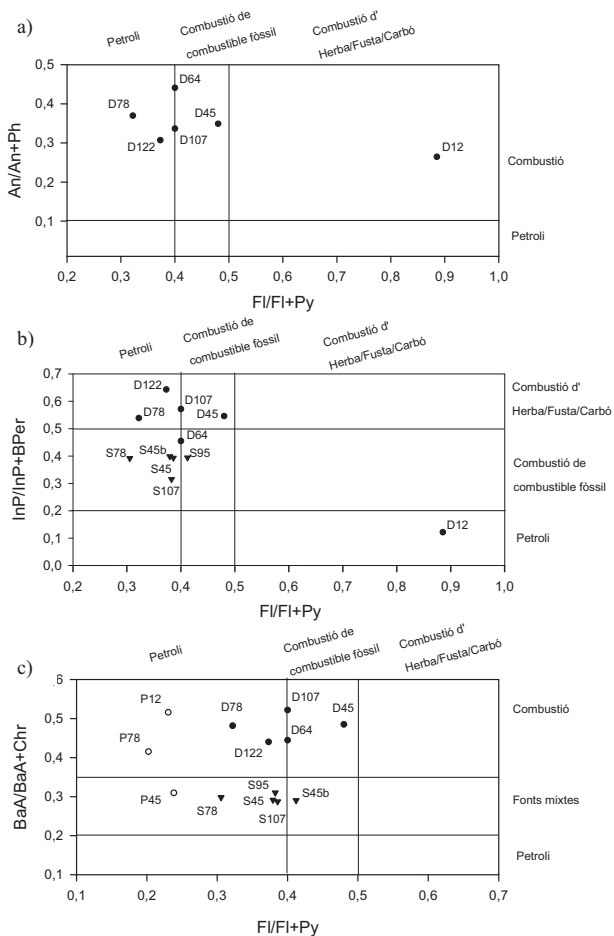


Figura 4.6 Representació dels quocients de les mostres d'HAP creuades i mostrant les zones que determinen les fonts d'HAP segons l'estudi de Yunker *et al.* (2002).

Es va suposar que la font principal dels HAPs que van entrar en el riu immediatament després de l'incendi provenien de la combustió de la fusta del bosc (Yunker *et al.*, 2002). El resultat d'aplicar els quocients An/An+Ph, BaA/BaA+Chr, InP/InP+BPer i Fl/Fl+Py (Fig.4.6) en l'aigua i els sediments de Gallifa sempre que fou possible s'ha representat en gràfics on la combinació dels quocients permet discriminar-los segons el seu origen (Yunker *et al.*, 2002). En el nostre cas, els quatre quocients van indicar que els HAP de les mostres d'aigua filtrada eren derivats de la combustió. El Fl/Fl+Py i el InP/InP+BPer pertanyien al grup de la combustió d'herba/fusta/carbó. Però sorprenentment, el darrer quocient va assignar que l'origen de la primera mostra (la D12) era de petroli. Les fonts d'HAP de les partícules només es van poder analitzar amb el quocient BaA/BaA+Chr, i determinà que provenien de la combustió i de fonts mixtes. En els sediments, els quocients usats foren InP/InP+BPer i BaA/BaA+Chr i van indicar tant fonts mixtes com de combustió de combustibles fòssils.

Taula 4.2 Correlacions entre les variables amb la fase dissolta (a), la particulada (b) i amb el sediment.

(a)

HAP dissolts					
(n=8)	COD	a300	f450:f500	f450	f500
Σ HAP ₁₆	-0.57	-0.67	-0.6	-0.12	-0.12
Σ HAP ₁₈	-0.14	-0.24	-0.19	0.01	0.01
COD	1**	0.98**	0.95**	0.64	0.64
a300		1**	0.98**	0.57	0.57
f450:f500			1**	0.55	0.55
f450				1**	1**

Correlacions d'Spearman (2 cues). Significatiu al nivell * 0,05 o al ** 0,01

(b)

HAP a les partícules								
(n=8)	3 anells	4 anells	5-6 anells	COT	COP	STS	F _{org}	F _{inorg}
Σ HAP ₁₆	1**	1**	0.72*	0.93**	0.98**	0.88**	0.95**	0.74*
Σ HAP ₁₈	1**	1**	0.72*	0.93**	0.98**	0.88**	0.95**	0.74*
3 anells	1**	1**	0.72*	0.93**	0.98**	0.88**	0.95**	0.74*
4 anells		1**	0.72*	0.93**	0.98**	0.88**	0.95**	0.74*
5-6 anells			1**	0.78*	0.69	0.42	0.61	0.16
COT				1**	0.90**	0.79*	0.83*	0.62
COP					1**	0.86**	0.98**	0.71*
STS						1**	0.90**	0.92**
F _{org}							1**	0.79*

Correlacions d'Spearman (2 cues). Significatiu al nivell * 0,05 o al ** 0,01

(c)

HAP al sediment							
(n=7 or 5)	4 anells	5-6 anells	>10 mm	2 a 10	0,5 a 2	0,063-0,5	<0,063
Σ HAP ₁₆	0.93**	0.86**	0.7	0.1	-0.2	-0.8	0.7
Σ HAP ₁₈	0.85**	0.7	0.21	0.21	-0.46	-0.1	0.67
4 anells	1**	0.86*	0.5	0.3	-0.5	-0.6	0.4

Correlacions d'Spearman (2 cues). Significatiu al nivell * 0,05 o al ** 0,01

Els valors del COD es van relacionar amb l'a300 i el quocient f450:f500 (Taula 4.2 a). No es van trobar correlacions entre els $\Sigma\text{HAP}_{16/18}$ dissolts i els valors de les emissions de fluorescència, f450:f500, a300 o el COD. Els $\Sigma\text{HAP}_{16/18}$ de les partícules i el COP es van correlacionar positivament amb els HAPs de 3-4-5-6 anells, el TOC, els STS, i la F_{org} i F_{inorg} dels STS (Taula 4.2 b). També es van trobar correlacions positives entre els $\Sigma\text{HAP}_{16/18}$ dels sediments i els HAP de 4-5-6 anells. Així com amb la $\Sigma\text{HAP}_{16/18}$ dels sediments i les fraccions <0,065 mm i >10 mm. La correlació entre $\Sigma\text{HAP}_{16/18}$ dels sediments i la fracció <0,063-0,5 mm va ser negativa (Taula 4.2 b).

DISCUSSIÓ

Tot i el clar descens de totes les variables a mesura que passava el temps després de l'incendi, es van observar alguns pics recurrents. La precipitació estacional va ser la major causa de les noves incorporacions d'HAP, substàncies húmiques i substàncies húmiques pirolítiques dins de la riera a causa dels canvis de cabal i la mobilització d'aquests compostos del sòl i de la deposició aèria. A Mura les mateixes variables van canviar molt poc estacionalment. En aigües no contaminades, les concentracions de COD i el COT rarament excedeixen els 50 mg·L⁻¹ (Thurman, 1985). Per exemple, en rius tropicals d'aigües negres (Vegas-Vilarrúbia i Paolini, 1985, Vegas-Vilarrúbia et al., 1988) i en aigües àcides distròfiques del nord d'Europa (Meili, 1992), el COT i el COD rarament excedeix els 30 mg·L⁻¹ essent les més elevades les que drenen els aigüamolls i torberes (Evans et al., 2005). A Gallifa immediatament després de l'incendi els valors de COT i COD van prendre valors d'entre 8 i 9 vegades més grans que els valors de referència, indicant una entrada anormal de carboni orgànic. Gerla i Galloway (1998) expliquen que en altres incendis s'han obtingut entre un 25-50% més de COT que els rius control. Als 445 dies d.i. les concentracions encara eren semblants a les que es troben en aigües húmiques (Vegas-Vilarrúbia i Paolini, 1985, Evans et al., 2005) excedint tres vegades els valors de referència de Mura. Aquests resultats no responen a unes condicions normals, sobretot en un ambient mediterrani, on els processos de mineralització són molt intensos i no afavoreixen la humificació (González-Pérez, 2004).

Els valors tan elevats de fluorescència i absorbància a Gallifa i les seva correlació positiva amb el COD reflecteixen la importància que han de tenir els CAP com a font d'aromaticitat i de carboni orgànic (Green i Blough, 1994, Baker i Spencer, 2004). Les fonts possibles d'entrada dels compostos aromàtics després de l'incendi foren les SH erosionades del sòl i les SHP i els HAPs derivats de la combustió. Aquests materials probablement van entrar des de la conca quan augmentava el cabal, per erosió i pel rentat del sòl quan es produïen precipitacions (Avila, 1996, Wondzell i King, 2003). Robinson et al. (2005) especulen que l'augment de la respiració dels sediments després del foc sigui la causada per una acumulació major de matèria orgànica associada al sediment, i Minshall et al. (1997) la relacionen amb l'entrada des dels vessants. Les tècniques analítiques de fluorescència UV no permeten discriminar les SH dels HAP (Baumann et al., 2000, Selli et al., 2004), però segurament les SH representaven la majoria dels CAPs i emmascaraven els HAP dissolts, de manera que les correlacions entre COD i HAP en l'aigua

mai donaven correlacions significatives. La posició de les mostres de Gallifa pel que fa al gràfic del quocient f450:f500 (Fig. 4.4) reflecteixen la variació en la intensitat individual d'aquests 2 paràmetres d.i. La tendència general fou que a mesura que passaven els dies (part inferior de la línia), més s'apropaven les mostres a les de Mura. Algunes excepcions es van detectar els dies 122, 309 i 380 les quals van indicar una nova entrada de CAPs durant els diferents episodis de pluja de les tempestes d'estiu-tardor.

Hi ha pocs estudis que analitzin la fase particulada (P) de la dissolta (D) dels HAP, i les normatives d'aigües tampoc les discriminen. Això va fer que haguéssim de sumar les dues fases (D+P). (Olivella et al., 2006) van publicar valors de 2-160 ng·L⁻¹ a l'aigua i 3 ng·L⁻¹ (3000µg·Kg⁻¹) en sediments en el riu Llobregat poc després d'un incendi i abans de les pluges. Aquests valors van ser més baixos que els enregistrats a Gallifa per el mateix període i situació. Les diferències es poden deure a les diferents característiques de l'incendi, i a la diferent capacitat de dilució i transport dels dos rius. Una comparació de les concentracions dels HAP dissolts amb altres rius d'Europa (Fernandes et al., 1997, Olivella et al., 2006) mostraven que només les concentracions de Py eren més elevades. Les correlacions positives i significatives entre el ΣHAP₁₈ amb el COP, amb les espècies de 3-, 4- i 5-6 anells indicava que aquests compostos quedaven adsorbits en la part orgànica dels STS (F_{org}).

Per altra banda, els 6 compostos (D+P) regulats per la Directiva Europea 80/778/EEC i el National Royal Degree 140/2003 d'aigües per beure (Fl, BbFl, BkFl, BaP, BPer, InP) estaven per sota del límit permès (100 ng·L⁻¹) durant tot el període de mostreig, indicant que no hi hagué perill per la salut.

Els valors d'HAP de Gallifa comparats amb les concentracions de sediments contaminats d'altres zones (Chen et al., 2004, Zhang et al., 2004, Olivella et al., 2006) van ser baixos. No existeixen nivells guia ni espanyols ni europeus de la qualitat dels sediments pels HAP però d'acord amb el criteri canadenc sobre qualitat del sediment (citat a Pinel-Alloul, 1996), les concentracions de N, An, Fl, Py, Ph estaven per sobre dels nivells crítics al principi de l'estudi. La descàrrega d'aigua just d.i. i la capacitat dels HAP d'alt pes molecular d'adsorbir-se a les partícules va facilitar l'acumulació inicial d'HAP en els sediments. Aquests van disminuir amb el temps, probablement a causa de la biodegradació (Lei et al., 2005) i al transport de partícules. Els HAP de baix pes molecular van desaparèixer primer, a causa de la seva baixa hidrofobicitat, la volatilització, la biodegradació o els processos de fotodegradació (Countway et al., 2003, Zhang et al., 2004, Lou et al., 2006). Les característiques del sediment influeixen en la distribució i la concentració d'aquests compostos (Kim et al., 2003), per tant els HAP d'alt pes molecular es van adsorbir sobretot en els agregats i partícules <0,050 mm (Quantin et al., 2005). Això és consistent amb la correlació positiva que es trobà entre el ΣHAP₁₆ i les partícules <0,065 mm. A més, la correlació entre la fracció <0,063-0,5 mm va ser negativa segurament a causa de la inclusió de material més groller en aquesta fracció. Entre els 15 i 22 mesos després del foc, les concentracions d'HAP de les 3 fases es van aproximar als valors de referència indicant una millora de la qualitat de l'aigua i una recuperació del sediment.

La combustió de fusta i dels vegetals produeixen molta quantitat d'HAP, per tant s'esperava que la majoria dels HAPs que entressin a la riera de Gallifa després de l'incendi i durant el període

d'estudi tinguessin un origen natural (fusta, herba, carbó). Altres fonts d'HAP eren menys probables, a causa de que la zona d'estudi era una zona de referència abans de l'incendi. Quan vam aplicar els quocients de parelles d'isòmers (QPI-HAP) només el Fl/Fl+Py i l'InP/InP+BPer van proporcionar una forma de diferenciar la combustió natural d'herba/fusta/carbó. Els altres QPI-HAP usats diferenciaven entre combustió (indefinida), fonts mixtes (combustió i petroli), combustió de petroli (combustibles fòssils, vehicles i cru), i fonts de petroli (Yunker et al., 2002). Els resultats obtinguts indicaven que les fonts d'HAP eren principalment la "combustió de fusta/herba/carbó", "combustió mixta" i "combustió" de manera que la combustió de forma genèrica seria la font d'entrada principal d'HAP a riera. Tanmateix, usant QPI-HAP més específics com el Fl/Fl+Py i l'InP/InP+BPer no separaven de forma clara l'origen antropogènic del natural. Tot i que els resultats indicaven contaminació per petroli aquesta és difícil de creure perquè no hi ha fonts de petroli a l'àrea. Poder diferenciar els HAP que venen de la combustió antropogènica i la dels incendis forestals té interès en la gestió de regions molt afectades pels incendis. Potser, es podrien crear quocients alternatius que diferenciessin la combustió de fusta específica (biogènica) amb els seus parells d'HAP per separar de forma acurada entre els incendis forestals d'altres combustions derivades de la contaminació. El retè, per exemple, és una bona molècula marcador de la combustió de la fusta de conífera (Muri et al., 2003).

En resum, després de 12 dies d.i. les concentracions individuals dels HAP i el $\Sigma\text{HAP}_{16/18}$ de les tres fases eren baixes i no representaven cap risc toxicològic, especialment perquè l'incendi i les pluges torrencials havien fet desaparèixer tots els organismes aquàtics. Tanmateix no es pot assegurar si els HAP que es van acumular al sediment podien afectar a la posterior recolonització dels insectes aquàtics. La taxa d'eliminació dels CAP i HAP derivats de l'incendi va dependre principalment de la intensitat i freqüència de la precipitació. De manera que a l'època de l'any que es va produir l'incendi va augmentar tant la toxicitat com els efectes ecològics dels HAPs. L'eliminació dels HAPs i CAPs del riu no fou lineal en el temps. Van créixer ràpidament amb les primeres pluges d.i., però també es van produir noves incorporacions que provenien de l'àrea cremada amb les pluges posteriors. Aquestes entrades recurrents són imprevisibles i es preveu que es produeixin fins que a la conca s'hagin reestablert mínimament les característiques pre incendi. Aquestes entrades possiblement causen més absorció però no tenen perquè causar efectes toxicològics directes. L'entrada inusual de CAPs van afectar les propietats òptiques de l'aigua durant tot l'estudi. Aquests compostos deuen afectar la transmissió i absorció de la llum, modificar l'hàbitat aquàtic i els productors primaris. L'a300 i el quocient f450:f500 van ser útils per quantificar l'entrada de CAPs a la riera. Aquests traçadors d'aromaticitat poden ser útils com a indicadors per detectar de forma ràpida la deteriorització sobtada de la qualitat de l'aigua després d'un incendi.

Els resultats d'aquest capítol estan publicats a: Vila-Escalé, M., Vegas-Vilarrúbia, T. i Prat, N. (2007a) Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek Catalonia, NE Spain) after a forest fire. *Water Research* 41(10), 2171-2179.

Capítol 5

Canvis químics de l'aigua en condicions de laboratori produïts per l'addició de material vegetal cremat i fresc

Al cafè hi ha una dona i un home, que es queixen que els forasters abandonen la comarca.

- La gent se'n va perquè diuen que l'aigua fa pudor.
- No fa pudor. El que passa és que té gust a carbó.
- El carbó no és pas dolent, tots sabem què és el carbó.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ

Quan s'analitza aigua d'un riu, els elements químics que s'hi mesuren poden provenir de l'atmosfera, de la conca (principalment de partícules o lixiviats del sòl i de la vegetació) o del propi sistema aquàtic (restes d'organismes i d'altres materials), i la seva concentració també pot estar influenciada per factors ambientals com la hidrologia, la precipitació, la temperatura i la contaminació entre d'altres.

Els resultats de l'estudi que hem realitzat (**Capítols 3 i 4**) i treballs d'altres autors sobre els efectes químics dels incendis forestals en els rius, suggereixen que en l'ecosistema aquàtic augmenten els nutrients (N i P) (Hauer i Spencer, 1998, Romanyà et al., 2001), la conductivitat (Earl i Blinn, 2003), els ions com el calci (Belillas i Rodà, 1993, Johnson et al., 2005, Crouch et al., 2006) i la matèria orgànica (Vila-Escalé et al., 2007a) per efecte d'aquesta pertorbació. A la riera de Gallifa, la qual es va cremar en un 84%, es va observar una primera fase d'anòxia associada a un cabal nul i caracteritzada per elevades concentracions de matèria orgànica, sals, fosfats i amoni; succeïda per una fase de dilució on en general les concentracions d'aquestes variables van disminuir excepte després d'episodis de pluja, quan s'observaven nous increments de nitrats i sulfats (Vila-Escalé et al., 2007c i **Capítols 1-4** d'aquesta tesi).

S'estima que només un 25% de la matèria orgànica dissolta (MOD) dels rius està ben caracteritzada (formada per aminoàcids, àcids nucleics, carbohidrats, àcids grassos i compostos fenòlics) i que entre un 50 i 70% del total de MOD pertany a substàncies húmiques i fúlviques les quals tenen en les seves estructures entre un 25-30% de carboni aromàtic (McKnight et al., 2001, Baker i Spencer, 2004) basats en anells fenòlics (Thurman, 1985). Per exemple de fenols se n'han identificat més de 100.000 (Graça et al., 2005). Durant els incendis, en els sòls també es poden produir substàncies húmiques pirolítiques (SHP) a causa de la combustió incompleta a altes temperatures de les estructures del tipus lignina (Almendros et al., 1988, González-Pérez et al., 2004) les quals també poden entrar al riu.

Gràcies a les propietats òptiques de la matèria orgànica, s'han usat diferents índexs (f450/f500 i a254/a436) que informen del contingut de carboni aromàtic associat al material terrestre dins dels sistemes aquàtics (McKnight et al., 2001, Baker i Spencer, 2004, Vila-Escalé et al., 2007a). Aquests índexs es fonamenten en que els precursors de les substàncies húmiques (com fenols, derivats d'anilines o HAPs) característics de la lignina absorbeixen en el rang de l'espectre UV (Battin, 1998, McKnight et al., 2001, Vila-Escalé et al., 2007a). Els incendis forestals alteren la dinàmica d'entrada de matèria orgànica terrestre en els sistemes aquàtics (Vila-Escalé et al. 2007a), de forma que l'ús d'aquests índexs en rius pertorbats pels incendis pot ser útil per avaluar-ne la influència terrestre.

Els HAP apareixen en el medi ambient com una mescla de compostos derivats de l'acció de l'home i de fonts naturals, per exemple a través de la combustió de material vegetal, de

vessaments d'oli, del rentat de les zones urbanes, d'aigües residuals i emissions industrials i dels tubs d'escapament dels vehicles. Per esbrinar el seu origen s'han usat els quocients de les parelles d'isòmers d'HAP com a indicadors de la seva font principal (Tam et al., 2001, Yunker et al., 2002, Zhang et al., 2004) (Capítol 4). Tant els HAP com altres compostos orgànics lipofílics un cop s'emeten i són transportats per via atmosfèrica poden ser absorbits de forma passiva per les ceres de la vegetació, fenomen que està ben documentat en les acícules de pi, característica que ha fet que les fulles s'usin com a indicadores de contaminació atmosfèrica d'aquests compostos (Staci et al. 1995, Tremolada et al., 1996, Piccardo et al., 2005). Els HAP també es poden absorbir a les branques fines, a les tiges i a l'escorça de les plantes (Krauss et al., 2005).

L'experiment que plantegem pretén reduir la variabilitat ambiental i eliminar alguns processos naturals per intentar explicar quin és l'efecte de l'entrada a un riu de material vegetal cremat o fresc que prové d'espècies arbòries típiques del paisatge mediterrani sobre la qualitat de l'aigua. Per altra banda, no s'han afegit inhibidors del creixement microbiològic (bacteris i fongs) per tal de reproduir el procés de descomposició que es produeix a la natura. Per tant, esperem que els principals processos amb potencial per canviar la química de l'aigua siguin el lixiviat i la descomposició. Com que no incorporem cap flux d'aigua, la situació que es reproduïx és la d'un riu sense flux.

Els objectius d'aquest capítol són:

- Conèixer l'efecte químic de l'addició de cendres en la composició química de l'aigua pel que fa a variables bàsiques com l'O₂, el pH, els ions majoritaris i els nutrients.
- Quantificar i comparar la quantitat d'elements químics i material aromàtic que aporta a l'aigua la mateixa quantitat de material fresc o cremat bé sigui de pi o d'alzina.
- Comparar l'alliberament d'HAP a l'aigua en dues espècies d'arbre mediterrani diferent i en les condicions de fresc (rentat de les substàncies absorbides als lípids de la cutícula) o de cremat (producció de noves substàncies o rentat de substàncies no degradades per la calor).
- Establir l'origen dels HAP segons els quocients de parelles d'isòmers.
- Posar en relació les dades de la riera de Gallifa amb els resultats de l'experiment (concentracions de matèria orgànica, quocients d'isòmers entre d'altres).

MATERIAL I MÈTODES

Disseny de l'experiment

Per determinar les diferents entrades de compostos químics a l'aigua per la presència de material vegetal cremat de diferents espècies es van realitzar incubacions de fulles (60 g de pes fresc) i branques (60 g de pes fresc) d'alzina (*Quercus ilex* L.) i de pi blanc (*Pinus halepensis* L.) cremades i no cremades en safates d'alumini amb 5 L d'aigua destil·lada a temperatura ambient (Fig.5.1). El material vegetal fresc usat es va recollir a una zona adjacent al bosc cremat un any després de l'incendi (principis de setembre de l'any 2004). Abans de cremar el material i per afavorir la combustió es van posar tots els tractaments a 70°C a l'estufa durant 3 dies. Es va afegir un blanc amb aigua destil·lada com a control i dels quatre tractaments se'n van fer tres rèpliques (3+3+3+3+1 incubacions). Els codis usats per identificar cada tractament foren: AC, alzina cremada; A, alzina; PC, pi cremat; P, pi; B, blanc. Cada safata es va incubar a temperatura ambient durant 35 dies a la foscor mitjançant fulles de paper d'alumini amb petits forats per evitar el creixement de microorganismes fotosintètics. En el 2n, 10è i 35è dia de la incubació es va extreure de cada tractament una mostra de 100 mL d'aigua per mesurar diferents variables químiques. Al dia 35 també es van filtrar 500 mL d'aigua per analitzar els HAP dissolts i els de les partícules.



Figura 5.1. Fotografies de cada tractament en el moment d'iniciar l'experiment.

Anàlisis de l'aigua

De cada tractament i en cada data de mostreig s'analitzà *in situ* l'oxigen, la temperatura, el pH i la conductivitat; i de la fracció dissolta els clorurs, els sulfats, el sofre, el calci, el sodi, el potassi, el magnesi, el manganès, el ferro, el fòsfor total dissolt, els fosfats, els nitrats, l'amoni, el carboni orgànic dissolt i el carboni orgànic total. Els mètodes de mesura d'aquestes variables

s'han explicat en el **Capítol 3**. També es van determinar amb la mateixa freqüència els valors del coeficient d'absorbància a 300 nm (a_{300}), la fluorescència a les intensitats d'emissió a 450 i 500 nm (f_{450} i f_{500} respectivament), i el quocient entre les dues intensitats (f_{450}/f_{500}). I només una vegada al final de l'experiment i per una de les tres rèpliques de cada tractament, s'analitzaren 18 hidrocarburs aromàtics policíclics (HAP) associats a les partícules o dissolts a l'aigua. A partir d'algunes de les espècies individuals dels HAP de les dues fraccions (partícules o dissolts), es van calcular els quocients d'isòmers. Els mètodes de mesura d'aquestes darreres variables s'especifiquen en el **Capítol 4**. Igual que en aquest darrer capítol, va caldre diluir algunes mostres de l'experiment perquè entressin dins el rang de lectura de l'espectrofotòmetre i del fluorímetre. Es va diluir un 38% de les mostres que provenien dels tractaments amb material sense cremar perquè entressin dins el rang de mesura de l'espectròmetre (a_{300}) i un 10,2% perquè f_{450} entrés en el rang mesurable pel fluorímetre (tant en els gràfics com en els resultats s'han mantingut els valors mesurats sense corregir pel factor de dilució). Tot i que els dos tractaments sense cremar van donar color a l'aigua d'incubació, va ser necessari diluir més mostres d'alzina sense cremar (color taronjós) que de pi (color verdós) perquè el tractament d'alzina va tenir més l'aigua (**Fig.5.2**).

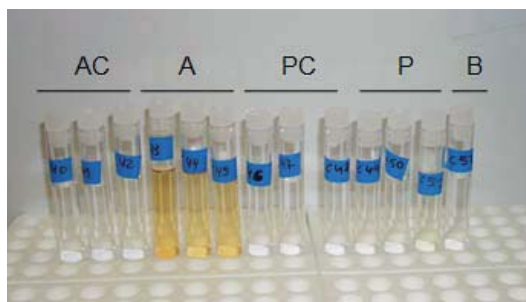


Figura 5.2. Fotografia de l'aparença de l'aigua dels 4 tractaments als 35 dies d'incubació.

Es van analitzar les mateixes variables que a la riera pertorbada (**Capítols 3 i 4**) per poder comparar els resultats amb els obtinguts. Les hipòtesis plantejades eren:

- 1) L'oxigen i el pH esperàvem que fossin més baixos en els tractaments amb material fresc. El foc pot inhibir l'activitat dels microorganismes i per tant esperàvem que aquests consumissin menys oxigen en els tractaments amb material cremat. Per altra banda, les cendres contenen cations bàsics que poden augmentar el pH.
- 2) S'esperava un augment de les sals, dels ions majoritaris, dels nutrients, de la matèria orgànica (COD i COT), de la matèria orgànica aromàtica (f_{450} , f_{500} i a_{300}) i dels HAP en el material cremat, perquè el foc accelera el procés de descomposició física de la matèria orgànica i una part important d'aquest material es pot transformar en cendres riques en aquests compostos.
- 3) Esperàvem que els quocients de parelles d'isòmers dels HAP indiquessin que la font dels HAP fos només la combustió (de derivats de petroli o de matèria orgànica) però

no de petroli (com va resultar de forma inesperada en els quocients de les mesures de la riera pertorbada en el **Capítol 4**). Els HAP del petroli són rics en formes alquilades que substitueixen els HAP de 2 i 4 anells, mentre que els HAP derivats de la combustió no estan enriquits amb aquests compostos, de forma que la combinació dels quocients d'aquest isòmers poden discriminar gràficament si les fonts d'HAP són de combustió o de petroli (Yunker et al., 2002).

Anàlisis estadístics

L'experiment permetia establir 4 factors:

- 1) Condició de cremat o no ([AC & PC] vs [A & P]),
- 2) Espècie d'arbre: alzina o pi ([AC & A] vs [PC & P]),
- 3) Tractament ([AC] vs [PC] vs [A] vs [P]), i
- 4) Data de mostreig ([T1] vs [T2] vs [T3]).

La hipòtesi nul·la suposava que totes les mostres provenien de la mateixa població, és a dir, que es comportaven igual independentment del tractament o tipus de material vegetal i que l'única exigència consistia en l'atzar en l'extracció de les mostres (Quinn i Keough, 2002).

Les dades es van transformar mitjançant $\log(x+1)$ per normalitzar-les, però no es van ajustar a una distribució normal (test Z de Kolmogorov-Smirnov, $p > 0,005$) i per això va caldre usar estadística no paramètrica pel seu anàlisi. Per saber si hi havia diferències significatives entre els tractaments segons cada factor es va usar l'anàlisi no paramètric de Kruskal-Wallis, i quan es van detectar diferències significatives es va aplicar el test no paramètric de la U de Mann-Whitney per saber entre quins tractaments concrets hi havia diferències. El nivell de significació requerit en les dues proves fou de 0,005. En cap cas es va considerar el blanc (B) com un tractament més en les anàlisis estadístiques.

Per saber si el COD dels tractaments cremats (AC i PC) o dels tractaments no cremats (A i P) tenia més o menys relació amb les variables relacionades amb la matèria orgànica (a300, f450, f500, f450:f500, COT), es van realitzar correlacions per separat entre aquestes variables mitjançant el test de correlacions d'Spearman de 2 cues (Siegel, 1956).

Totes les anàlisis estadístiques es realitzaren amb el programa SPSS 13.0 (SPSS, 2001).

RESULTATS

Els valors mitjans de les tres rèpliques de cada tractament per cadascun dels 3 períodes de mostreig es mostren en la **Taula 5.1**. La temperatura mitjana de l'aigua va ser de $25,6 \pm 0,4^\circ\text{C}$.

Taula 5.1. Mitjanes i desviació estàndard (en cursiva) de les concentracions de les variables mesurades en cada tractament (AC, alzina cremada; A, alzina; PC, pi cremat; P; pi; B, blanc) i en els tres dies de mostreig (dia 1, 10 i 35).

Tractament	O ₂ mg·L ⁻¹	pH	Cond. µS·cm ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg·L ⁻¹	S	Ca ²⁺ mg·L ⁻¹	Na	K ⁺ mg·L ⁻¹	Mg ²⁺ mg·L ⁻¹	Mn ²⁺ mg·L ⁻¹	Fe ²⁺ mg·L ⁻¹	P	P-PO ₄ ³⁻ mg·L ⁻¹	N-NO ₃ ⁻ mg·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg·L ⁻¹	COD mg·L ⁻¹	COT mg·L ⁻¹	a300 ^a 1·m ⁻¹	4450 ^a	f500 ^a	f450/500	
Dia 1	AC	1.69	9.31	47.7	12.9	3.8	6.61	73.6	1.21	0.01	0.01	0.07	0.06	0.06	0.09	2.25	3.87	3.57	13.7	4.63	3.26	
		0.45	0.12	0.58	1.28	0.08	0.78	0.18	0.76	0.2	0	0.03	0.1	0.02	0.04	0.35	1.37	2.57	9.77	4.14	0.66	
	A	0	5.38	39.7	8.15	2.33	5.93	35.7	3.99	0.05	0.03	1.56	3.15	0.01	0.59	248	295	41.3 ^a	162 ^a	84.6 ^a	1.94	
PC	0	0.14	1.53	0.36	0.18	1.01	0.22	1.3	0.3	0.01	0.01	0.86	2.57	0	0.14	27.5	39.9	6.67	45.1	26.7	0.12	
	0	8.91	41.3	10	2.56	5.73	0.72	33.6	1.86	0.01	0.01	0.05	0.85	0.03	0.14	2.27	3.7	2.21	9.07	2.67	3.67	
	0	0.14	0.58	1.82	0.35	1.34	0.46	3.78	0.23	0	0	0	0.08	0.01	0.02	0.55	1.56	1.73	3.67	1.46	0.76	
P	0	5.14	36	4.65	1.62	8.28	0.61	19.7	4.42	0.07	0.03	0.63	0	0.03	0.63	207	232	76.4 ^a	55.1	29	1.9	
	0	0.66	1	0.64	0.1	2.8	0.17	1.28	0.65	0.01	0	0.05	0	0.02	0.55	9.19	12.8	24.7	2.03	1.4	0.06	
	B	6.95	8.47	3	2.81	0.43	5.07	0.25	1	0.06	0.01	0.01	0.05	0	0.06	0.14	1.77	0	0.81	1	0.7	1.43
Dia 10	AC	4.9	8.74	308	14.7	3.64	9.16	1.17	80.9	4.42	0.01	0.05	0	0.02	0.18	1.75	2.12	2.21	11.4	3.3	3.51	
	0.79	0.05	13.5	1.15	0.18	1.27	0.14	1.96	0.67	0	0	0	0	0.02	0.02	0.26	0.2	0.71	3.15	1.15	0.24	
	A	0.15	5.28	234	4.68	3.15	5.98	1.83	57.5	7.91	0.09	0.04	1.77	0.28	0.01	1.4	410	442	69.6 ^a	46.6 ^a	22.5 ^a	2.07
PC	1.46	8.04	163	8.16	2.2	5.97	1.16	37.4	2.24	0.01	0.01	0.05	0	0.02	0.11	1.76	2.39	1.6	7.43	2	3.87	
	0.27	0.18	16.4	2.36	0.19	1.8	0.09	2.48	0.97	0	0	0	0	0.02	0.03	0.53	1.1	0.97	4.23	1.25	0.44	
	0.24	4.88	228	8.43	2.75	9.56	1.32	47.1	7.35	0.1	0.03	0.55	0.5	0.03	0.45	223	335	38.1	96.3	28	2.07	
B	0.09	0.19	3.46	0.06	0.01	2.18	0.02	4.1	3.77	0.03	0.01	0.03	0.33	0	0.02	1.39	1.37	11.9	2.99	14.2	0.06	
	4.65	8.62	26.5	2.81	0.32	0.19	0	0.81	0.1	0.4	0.01	0.05	0	0.04	0.17	0	4.12	1.91	0.5	0	0	
	5.26	7.51	387	14	4.08	12.3	0.9	101	7.83	0.02	0.01	0.08	0	0.06	0.1	1.75	6.01	2.5	12.5	3.4	3.76	
Dia 35	AC	1.42	1.23	46.5	1.47	0.33	2.38	0.23	9.37	2.17	0.01	0	0.05	0	0.03	0.01	0.34	1.82	0.94	4.05	1.31	0.42
	0.31	6.78	224	6.19	3.82	6.57	2.73	64.9	5.6	0.08	0.24	1.57	0.23	0.01	1.51	342	391	151 ^a	29.4	20.5	1.39	
	0.02	0.31	21.2	1.58	0.39	0.32	0.47	10.5	0.41	0.01	0.11	0.9	0.19	0	0.32	47.9	62.1	26	14.4	8.87	0.15	
PC	4.61	7.39	205	10.1	2.24	13.2	1.27	43.6	2.85	0.03	0.01	0.05	0	0.02	0.1	1.75	2.41	2.8	6.5	1.87	4.89	
	0.78	0.06	17.7	1.06	0.32	0.65	0.32	2.64	0.99	0.01	0	0	0	0.02	0.01	0.8	0.69	1.16	4	1.37	3.03	
	0.46	6.29	290	7.74	3.08	11.8	1.99	44.2	11.5	0.12	0.04	0.53	0.28	0.01	0.23	303	372	130 ^a	128	62	2.05	
B	7.03	0.2	10.4	0.05	0.79	0.86	2.1	10.5	1.97	0.03	0.02	0.42	0.08	0	0.11	40.2	61.6	12	4.47	2.75	0.04	
	0.21	0.2	18	2.81	0.54	0.27	0.25	0.74	0.13	0.64	0.01	0.05	0	0.01	0.5	0	0	8.89	1.3	0	0	
	0.21	0.2	18	2.81	0.54	0.27	0.25	0.74	0.13	0.64	0.01	0.05	0	0.01	0.5	0	0	8.89	1.3	0	0	

* Algunes mostres d'aquests tractaments es van haver de diluir per mesurar aquests paràmetres. Les diluïcions van ser: a) 3 mostres al 10%; b) 1 mostra al 10% i 2 al 50%; c) 3 mostres al 50%; d) 1 mostra al 50%.

Les comparacions entre els diferents tractaments segons els factors establerts es mostren en la Taula 5.2. Quan es van comparar els tractaments cremats i els no cremats [(AC & PC) vs (A & P)] sense distingir l'espècie d'arbre, es van detectar diferències significatives en la majoria de variables excepte per la conductivitat, el sofre, el calci, el sodi, el potassi i els nitrats. Tenint en compte només les espècies [(AC & A) vs (PC & P)], les diferències significatives només es van detectar entre el sofre i el potassi. Mentre que entre els quatre tractaments [(A) vs (AC) vs (P) vs (PC)] es van trobar diferències significatives entre la majoria de paràmetres excepte per la conductivitat, el calci i el sodi (Taula 5.2 i Fig. 5.3). Finalment, entre els diferents períodes de mostreig [(T1) vs (T2) vs (T3)] només es detectaren diferències entre l'oxigen, la conductivitat, el calci, el sodi i el manganès.

Taula 5.2. Nivells de significació (test de Kruskal-Wallis; $p < 0,005$) de cada variable respecte els factors cremat, arbre, tractament i data de mostreig. En negreta s'indica quan hi ha diferències significatives.

	O ₂	pH	Cond.	SO ₄ ²⁻	S	Ca ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Mn ²⁺	Fe ²⁺
(AC & PC) vs (A & P)	0,000	0,000	0,563	0,000	0,406	0,462	0,279	0,097	0,000	0,000	0,000
(AC & A) vs (PC & P)	0,192	0,443	0,111	0,214	0,000	0,265	0,673	0,000	0,406	0,389	0,650
(A) vs (AC) vs (P) vs (PC)	0,000	0,000	0,074	0,000	0,000	0,017	0,351	0,000	0,001	0,000	0,000
(T1) vs (T2) vs (T3)	0,002	0,547	0,000	0,921	0,139	0,003	0,000	0,015	0,003	0,184	0,709
	P	P-PO ₄ ³⁻	N-NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	COD	COT	a300	f450	f500	f450/500	
(AC & PC) vs (A & P)	0,000	0,003	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
(AC & A) vs (PC & P)	0,097	0,988	1,000	0,203	0,406	0,355	0,719	0,839	0,767	0,628	
(A) vs (AC) vs (P) vs (PC)	0,000	0,004	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
(T1) vs (T2) vs (T3)	0,953	0,305	0,392	0,434	0,983	0,776	0,302	0,872	0,643	0,563	

5.1 pH, oxigen, conductivitat i sals

Es van observar diferències estadísticament significatives entre els tractaments cremats i els no cremats (Taula 5.2). Inicialment s'observà un pH bàsic en els tractaments cremats (pH > 8,5) i àcid en els no cremats (pH < 6) (Fig. 5.4), però al final de l'experiment el pH dels 4 tractaments es va aproximar a un pH neutre. El pH del blanc fou de 8,5±0,1.

L'oxigen inicial fou baix (<0,5 mg·L⁻¹) en tots els tractaments, excepte el d'alzina cremada (AC) que fou lleugerament més elevat (1,68 mg·L⁻¹) (Fig. 5.4). Amb el temps els tractaments sense cremar van mantenir l'anòxia, mentre que en els dos tractaments cremats en el dia 35 prenen valors al voltant de 5 mg·L⁻¹. El valor mitjà de l'O₂ del blanc fou de 6,2±1,4 mg·L⁻¹.

Estadísticament els 4 tractaments es van comportar igual pel que fa a la conductivitat (Fig 5.3 i Taula 5.2). Inicialment tots els tractaments tenien valors <50 µS·cm⁻¹ (el blanc 3 µS·cm⁻¹), però en el segon mostreig tots van superar els 150 µS·cm⁻¹ i al 35è dia, els 200 µS·cm⁻¹. El valor mitjà de la conductivitat del blanc fou de 15±11 µS·cm⁻¹.

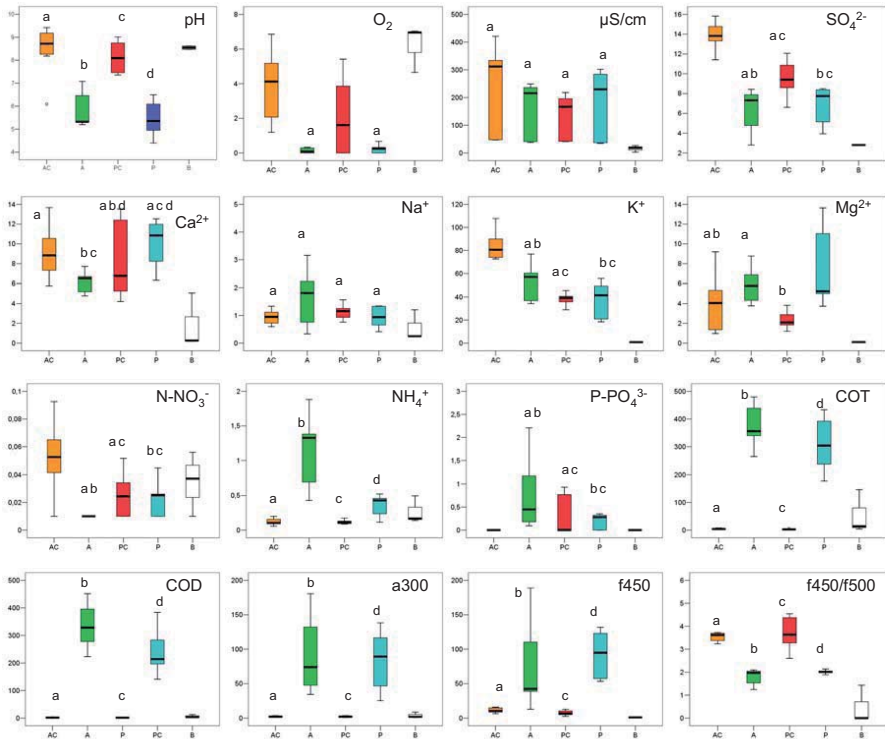


Figura 5.3. Concentració de les variables de cada tractament (AC: alzina cremada; A: alzina; PC: pi cremat; P: pi) agrupant els valors de les 3 dates de mostreig (dia 2, 10 i 35) en un diagrama de caixa. S'especifica amb lletres diferents les diferències significatives estadísticament detectades entre els 4 tractaments en el test de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$) (Taula 5.2) i amb la mateixa lletra quan no s'han detectat diferències.

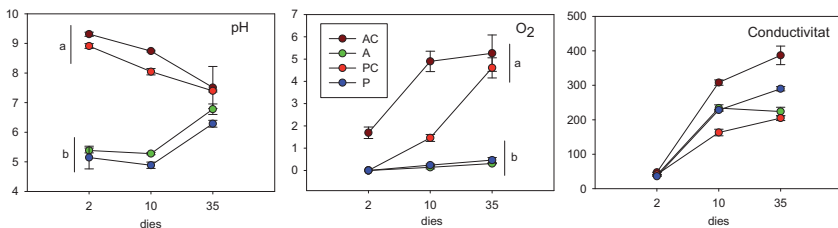


Figura 5.4. Evolució en el temps del pH, l' O_2 i la conductivitat en els 4 tractaments. Les semblances segons el test de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$) s'especifiquen amb lletres. Unitats: O_2 , $mg \cdot L^{-1}$ i conductivitat, $\mu S \cdot cm^{-1}$.

5.2 Ions majoritaris

Només es van detectar diferències entre tractaments cremats i no cremats pel SO_4^{2-} i pel Mg^{2+} (Taula 5.2). El SO_4^{2-} era més abundant en els tractaments cremats i el Mg^{2+} en els no cremats (Fig. 5.3 i Fig. 5.5). Tant el S com el K⁺ eren més abundants en l'aigua on s'hi incubava alzina independentment de si estava cremada o no (Taula 5.2 i Fig. 5.5). El Ca^{2+} , el Na^+ i el Mg^{2+} no van seguir cap patró clar entre tractaments però van augmentar de forma significativa amb el temps (Taula 5.2 i Fig. 5.5).

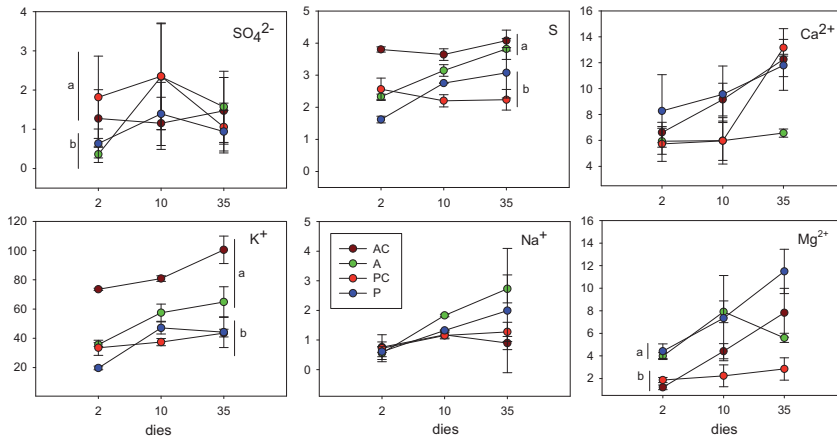


Figura 5.5. Evolució en el temps dels ions majoritaris en els 4 tractaments. Les semblances segons el test de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$) s'especifiquen amb lletres. Unitats en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Els valors mitjans dels blancs van ser de: 2,81 pel SO_4^{2-} ; $0,43 \pm 0,11$ pel S; $1,83 \pm 2,8$ pel Ca^{2+} ; $0,85 \pm 0,2$ pel K^+ ; $0,16 \pm 0,14$ pel Na^+ i $0,09 \pm 0,03$ pel Mg^{2+} .

5.3 Nutrients

Els tractaments sense cremar aportaren més fòsfor a l'aigua que el cremats, tant pel que fa al P elemental com a l'ortofosfat (P-PO_4^{3-}) (Fig. 5.6 i Taula 5.1). Al final de l'experiment, en els tractaments cremats l'ortofosfat s'havia exhaurit, mentre que en els no cremats la mitjana era de $0,25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (i de $1,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pel P elemental). El valor mitjà dels blancs va ser de $0,05$ (P) i zero (P-PO_4^{3-}).

Pel que fa al nitrogen, les concentracions de nitrats van ser sempre baixes pels quatre tractaments ($< 0,07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), i l'amoni era més elevat en els tractaments sense cremar (Fig. 5.3 i Fig. 5.6). Només es van observar diferències significatives entre tractaments cremats i no cremats pel que fa a l'amoni (Fig. 5.6). A l'inici de l'experiment l'amoni era més elevat en els tractaments sense cremar ($0,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), i en el dia 35 els nivells mitjans d'amoni dels tractaments d'alzina eren de $1,51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, mentre que els de pi eren de $0,23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Taula 5.1).

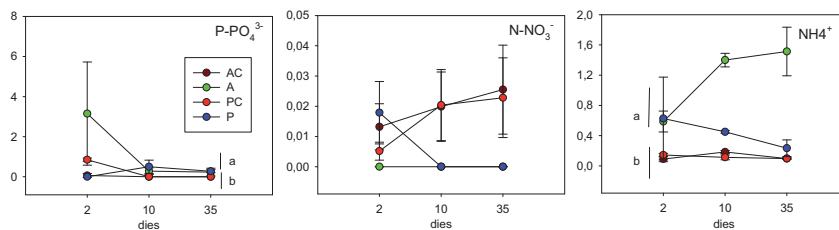


Figura 5.6. Evolució en el temps dels nutrients en els 4 tractaments. Les semblances segons el test de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$) s'especifiquen amb lletres. Unitats en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Els valors mitjans dels blancs van ser de: zero pel $\text{P}\text{-PO}_4^{3-}$; $0,03 \pm 0,03$ pel NO_3^- i $0,2 \pm 0,19$ pel NH_4^+ .

5.4 Matèria orgànica i indicadors de material aromàtic

Els tractaments amb material fresc foren els que aportaren més matèria orgànica dissolta a l'aigua (Fig.5.7 i Fig.5.3). El valors de COT i COD en tots els tractaments sense cremar eren $>100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ i en els cremats $<8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Inicialment el tractament amb pi va aportar menys COD a l'aigua que l'alzina. I en el dia 35 la concentració de COD havia disminuït més en els tractaments de pi (valors d'uns $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pel pi, enfront dels $>300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ per l'alzina).

Els tractaments no cremats van aportar més fluoròfors a l'aigua que els tractaments cremats. Aquest patró es va poder observar tan per l'absorbància (a300) com per la fluorescència (f450 i f500) (Fig.5.7).

En l'evolució en el temps de f450 i f500, en els tractaments no cremats s'observà que els components aromàtics de l'alzina ja havien començat a disminuir en els 35 dies d'experiment, però el pi en el mateix temps encara estaria aportant compostos aromàtics a l'aigua d'incubació (Fig.5.7).

L'evolució en el temps tant del COD, de l'a300 com de les dues fluorescències era semblant en els tractaments cremats, amb una lleugera concentració major en l'alzina en totes les variables. Quan es va calcular la correlació entre el COD i les variables indicadores de material aromàtic (a300, f450 i f500) separatament pels tractaments cremats i no cremats, s'observà que pels tractaments cremats la relació era significativa per totes les variables però més elevada entre l'a300 i el COD ($Rho = 0,77$) (Taula 5.3). Mentre que la correlació entre les mateixes variables en els tractaments no cremats només va ser significativa entre f450 i f500, i entre COT i f500.

El quocient entre les dues fluorescències va resultar més elevat pels experiments cremats (AC: $3,5 \pm 0,4$; PC: $3,6 \pm 0,6$) que pels sense cremar (A: $1,8 \pm 0,3$; P: $2,0 \pm 0,1$), i les diferències van ser estadísticament significatives (Fig.5.7).

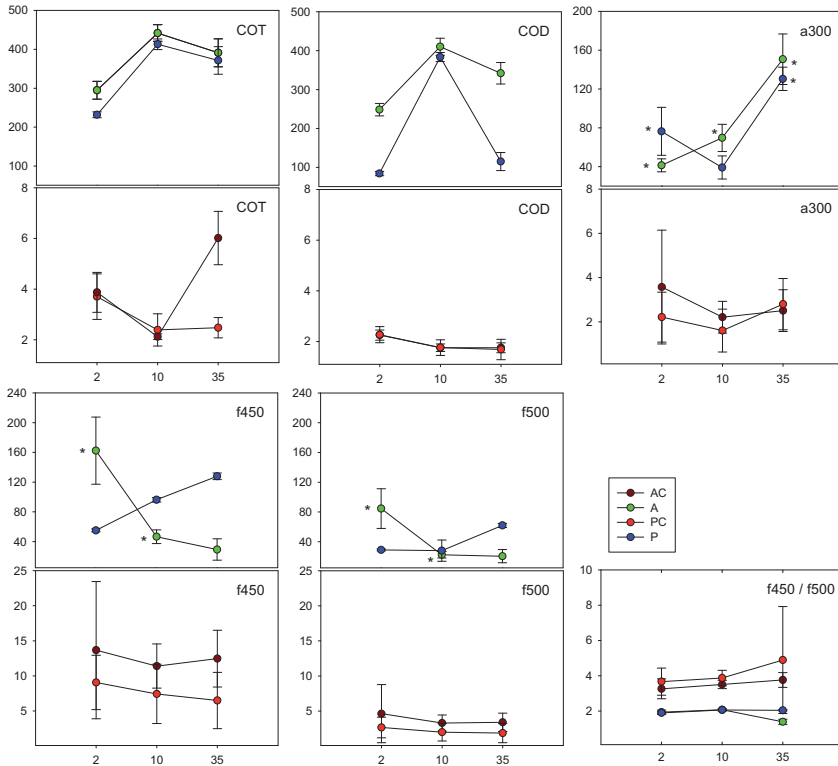


Figura 5.7. Evolució en el temps de les diferents mesures de matèria orgànica en els 4 tractaments. * Els resultats marcats amb un estadístic indiquen que va ser necessari diluir les mostres (mirar Taula 5.1 on s'indiquen les dilucions efectuades en cada cas). Per totes les variables es van detectar diferències entre els tractaments cremats (AC i PC) i els no cremats (A i P) usant el test de Kruskal-Wallis ($p < 0,005$). Unitats: COD i COT en $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ i a300 en m^{-1} . Els valors mitjans dels blancs van ser de: $1,37 \pm 2,4$ pel COT; $0,59 \pm 1,02$ pel COD; $3,87 \pm 4,38$ per l'a300; $0,93 \pm 0,40$ per l'f450, $0,23 \pm 0,40$ per l'f500 i $0,47 \pm 0,82$ per f450/f500.

Taula 5.3. Correlacions entre les variables indicadores del contingut de matèria orgànica en els tractaments cremats (AC i PC) i en els tractaments no cremats (A i P).

(n=18)	TRACTAMENTS CREMATS					TRACTAMENTS NO CREMATS				
	COT	a300	f450	f500	f450:f500	COT	a300	f450	f500	f450:f500
COD	0,55*	0,77**	0,54*	0,67**	-0,86**	0,44	0,25	-0,34	-0,12	0,26
COT	1	0,56*	0,68**	0,64**	-0,29	1	0,21	-0,29	-0,48*	0,16
a300		1	0,66**	0,73**	-0,75**		1	-0,42	-0,16	-0,4
f450			1	0,97**	-0,52*			1	0,82**	0,26
f500				1	-0,68**				1	0,05
f450:f500					1					1

Correlacions d'Spearman (2 cues). Significatiu al nivell * 0,05 o al ** 0,01

5.5 HAP i quocients d'isòmers d'HAP

Els diferents compostos d'HAP i els sumatoris per cada tractament i fracció (dissolt o partícules) es mostren a la Taula 5.4.

Taula 5.4. Compostos individuals, codis i totals dels 18 HAP en la fracció dissolta (dis.) i a les partícules (part.) en els 4 tractaments al final de l'experiment (35 dies d'incubació). Unitats en ng·L⁻¹. LOD<0,1.

	codi	AC		A		PC		P	
		dis.	part.	dis.	part.	dis.	part.	dis.	part.
Naftalè	Nap(2)	0,14	<0,1	0,14	0,48	0,24	0,12	3,3	0,15
Metilnaftalè (1)	MN1(2)	0,13	<0,1	0,12	0,51	0,13	<0,1	1,5	0,20
Metilnaftalè (2)	MN2(2)	<0,1	<0,1	<0,1	0,27	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acenaftilè	Acy(3)	<0,1	0,12	0,37	<0,1	<0,1	0,12	19	<0,1
Acenaftè	Ace(3)	<0,1	<0,1	<0,1	1,5	<0,1	<0,1	0,47	0,5
Fluorè	Fle(3)	<0,1	<0,1	<0,1	3,3	<0,1	<0,1	1,99	0,37
Fenantrè	Ph(3)	0,37	3,4	0,10	6,7	0,34	0,69	3,0	1,4
Antracè	An(3)	<0,1	0,39	<0,1	1,1	<0,1	0,24	0,29	0,49
Fluorantè	Fla(4)	0,17	1,7	<0,1	3,5	0,12	1,2	<0,1	1,4
Pirè	Py(4)	0,17	1,5	<0,1	3,2	0,17	0,93	<0,1	1,1
Benz(a)antracè	BaA(4)	<0,1	1,3	<0,1	2,3	<0,1	1,2	<0,1	1,3
Crisè	Chr(4)	<0,1	1,6	<0,1	2,6	<0,1	1,3	1,1	1,1
Benzo(b)fluorantè	BbF(5)	<0,1	1,8	<0,1	4,8	<0,1	1,6	<0,1	2,1
Benzo(k)fluorantè	BkF(5)	<0,1	1,6	<0,1	3,8	<0,1	1,5	<0,1	1,4
Benzo(a)pirè	BaP(5)	<0,1	1,8	<0,1	4,6	<0,1	1,7	<0,1	1,9
Indeno (1,2,3-cd)pirè	In(5)	<0,1	2,1	<0,1	5,5	<0,1	1,9	<0,1	2,5
Benzo(ghi)perilè	BgP(6)	<0,1	2,1	<0,1	6,5	<0,1	1,8	<0,1	2,0
Dibenzo(ah)antracè	DA(5)	<0,1	2,1	<0,1	6,6	<0,1	2,1	<0,1	2,1
Σ PAH ₁₈		1,4	22	0,79	57	1,3	17	32	20
Σ PAH ₁₆		1,2	22	0,61	56	1,1	17	29	20

Quan es van sumar les concentracions i les fraccions dels 16 o 18 HAP (Σ HAP₁₆ i Σ HAP₁₈) de cada tractament, s'observà que els tractaments no cremats (indistintament de l'espècie vegetal) van aportar més HAP a l'aigua que els tractaments cremats (Fig.5.8). En els tractaments cremats es mesurà una concentració total d'HAP similar tant en la fracció de les partícules com en la fracció dissolta (AC i PC en la Fig.5.8). El Σ HAP₁₆ dissolts de l'alzina sense cremar fou del mateix ordre que en els tractaments cremats, però la concentració d'HAP associada a les partícules era més del doble (>56 ng·L⁻¹). El pi sense cremar, en canvi, va aportar molts HAP en la fase dissolta i, en comparació amb l'alzina, menys en la fase de les partícules.

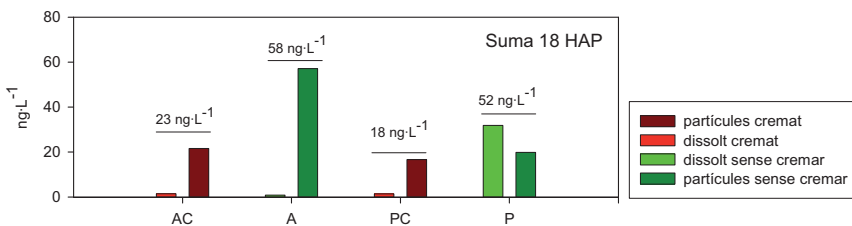


Figura 5.8. Sumatori dels 18 HAP mesurats en cada tractament i per cada fracció. Els números sobre les barres són el sumatori de les dues fraccions (dissolt + partícules) de cada tractament.

Al fixar-se en les espècies d'HAP de forma individual (Taula 5.4 i Fig.5.9) observàvem que els dos tractaments cremats van aportar principalment HAPs de 2-4 anells en la fracció dissolta i HAPs de 3-6 anells en la fracció de les partícules. En el tractament d'alzina cremada destacava la concentració més elevada de fenantrè. Igual que ens les concentracions totals

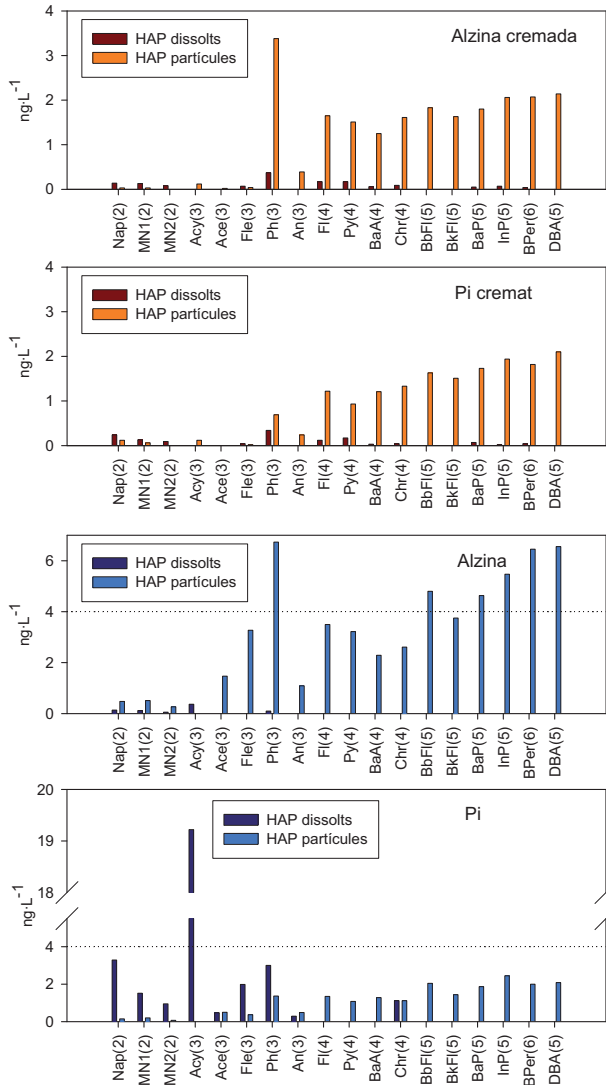


Figura 5.9. Compostos individuals d'HAP mesurats en cada tractament i en cada fracció. Els codis dels compostos s'especifiquen a la Taula 5.4. Els números entre parèntesi indiquen el número d'anells de benzè de cada compost. La línia de punts serveix per comparar l'escala dels 4 gràfics.

d'HAP, les diferències importants entre les dues espècies d'arbre estaven en els tractaments no cremats: l'alzina va aportar concentracions elevades d'HAP de 3-6 anells associats a les partícules (el fenantrè també era el més abundant en aquesta fracció), mentre que el pi va aportar bàsicament HAP de baix pes molecular (de 2 i 3 anells) en la fracció dissolta (amb una concentració molt elevada d'acenaftilè).

Amb algunes de les molècules d'HAP mesurades en els tractaments es van calcular els quocients d'isòmers d'HAP per tal de comparar gràficament on es situaven respecte els HAP mesurats a la riera de Gallifa (Fig.5.10).

Pel que fa als tractaments cremats, la fracció dissolta de pi va caure en la zona *combustió de combustible fòssil* en els quocients FL/FL+Py i InP/InP+Bper, i la fracció dissolta d'alzina just al llindar entre les fonts *combustió de combustible fòssil* i *combustió d'herba/fusta i carbó* (0,5) només pel quocient FL/FL+Py, mentre que pels quocients InP/InP+Bper i Ba/Ba+Chr es va situar en la font *combustió d'herba/fusta i carbó* i *combustió*, respectivament.

Encara dins dels tractaments cremats, la fracció de les partícules de pi es va situar en la zona de *combustió d'herba/fusta i carbó* o de *combustió* en els quatre quocients; mentre que l'alzina per la mateixa fracció sempre estava en la zona límit (*combustió*/petroli o *combustió de combustible fòssil/combustió d'herba, fusta i carbó*) i en zona de *combustió* pel quocient Ba/Ba+Chr.

Dels tractaments no cremats en la fracció dissolta no es va obtenir cap quocient perquè no es van detectar analíticament concentracions suficients de les espècies individuals necessàries per calcular-los. En la fase de partícules es van situar sempre en la zona que indica font de *combustió d'herba/fusta i carbó* o de *combustió* pels quocients FL/FL+Py, An/An+Ph, InP/InP+Bper i Ba/Ba+Chr, excepte el tractament d'alzina-partícules que pel quocient (InP/InP+Bper) indicava *combustió de combustible fòssil*.

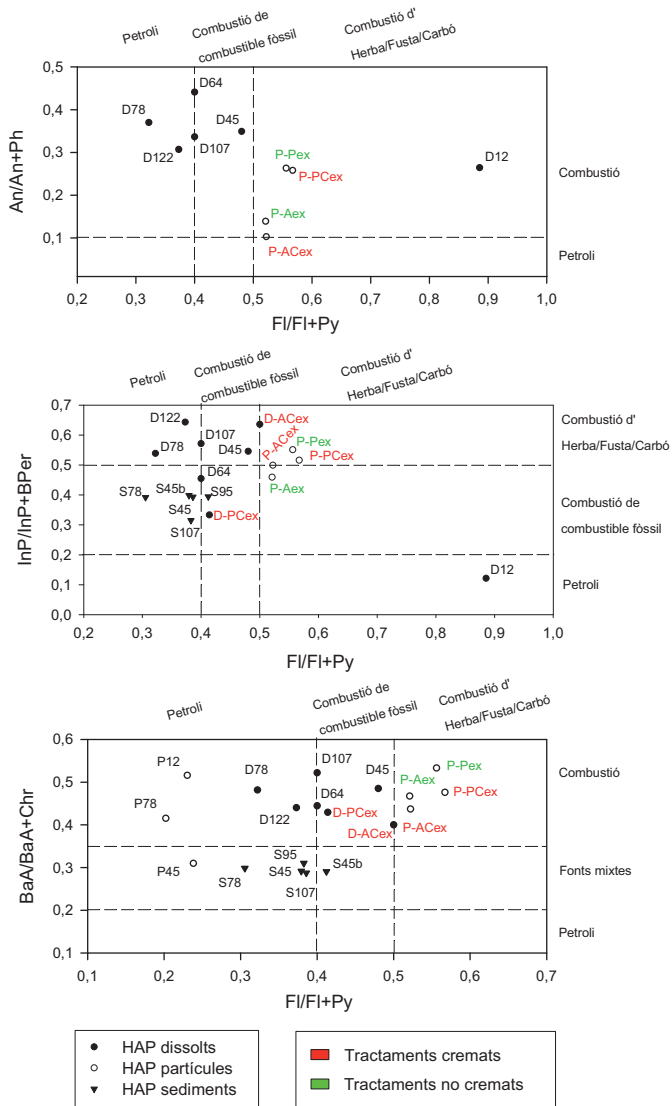


Figura 5.10. Quocients d'isòmers d'HAP de les fraccions dissolta i de les partícules dels 4 tractaments de l'experiment enfrontades amb els resultats de la riera de Gallifa (Capítol 4) segons les fons d'HAP usades per Yunker *et al.* (2002). Codis: la primera lletra indica la fracció (D: dissolt; P: partícules; S: sediment), els números indiquen els dies després de l'incendi, i les lletres després del guionet el tractament (AC,A,PC,P) de l'experiment (ex).

DISCUSSIÓ

5.1 pH, oxigen, conductivitat i sals

L'augment del pH en els tractaments cremats es deu a l'addició de cendres amb cations bàsics procedents de la matèria orgànica cremada (Wright i Bailey, 1982, Alcañiz et al., 1996). Per altra banda, l'efecte esteril·litzador de la calor que possiblement va fer disminuir l'activitat dels microorganismes (fongs i bacteris) dels tractaments cremats junt amb la generació d'un material menys atractiu pels microorganismes, possiblement són els factors responsables del major contingut d'oxigen dissolt dels dos tractaments cremats. Gama et al. (2007) van observar més consum d'oxigen microbià en fulles sense cremar que cremades de la mateixa espècie (incubades en un riu), així com una relació positiva entre el consum d'oxigen i l' esporulació dels fongs. L'augment progressiu de la conductivitat en tots els tractaments en el temps s'explicaria per la dissolució de diferents compostos iònics tant de les cendres (i restes orgàniques) com de les fulles fresques gràcies al lixiviat; de fet la conductivitat elèctrica ja s'ha usat com a indicador de rentat (Park i Cho, 2003). En els rius el pH àcid pot afavorir el rentat de les fulles (Suberkropp, 2001) de manera que els ions dissolts també podrien haver contribuït a l'augment de la conductivitat en els tractaments no cremats. En un experiment d'addició de cendres en un riu es va trobar el mateix patró d'augment de pH i de conductivitat, i una disminució de l'oxigen dissolt (Earl i Blinn, 2003).

5.2 Ions majoritaris

En el dia 2, en les incubacions sense cremar i sumant els valors de pi i alzina sense suprimir cap procés microbià, vam detectar el següent patró: $K > Ca > SO_4 > Mg > S > P > PO_4 > P > NH_4 > Na > Mn > N > NO_3 > Fe$; i en les incubacions de material cremat: $K > SO_4 > Ca > S > Mg > Na > P > PO_4 > P > NH_4 > N > NO_3 > Mn = Fe$. Esperàvem trobar més cations bàsics propis de la cendra (Ca^{2+} , Mg^{2+} i K^+) (Alcañiz et al., 1996) en els tractaments cremats que en els no cremats, però només vam detectar diferències significatives pel Mg^{2+} (la forma soluble del qual es pot perdre a $>300^\circ C$ o es poden formar minerals de magnesi insolubles (Gray i Dighton 2006)), i la tendència dels cations va ser a augmentar en el temps en els 4 tractaments. Que no es trobin diferències entre tractaments cremats i no cremats indica que el foc no va alterar gaire les quantitats relatives que hi havia d'aquest elements (Ca^{2+} i K^+) associats a les estructures i teixits vegetals, així com la importància i la velocitat de rentat de les fulles en quant a aportar elements a l'aigua a causa de que el contacte permanent amb l'aigua accelera la pèrdua de matèria soluble de forma abiòtica via rentat (Carpenter, 1980, Brinson et al., 1981). Una possible font de magnesi podria ser la pèrdua del nucli tetrapirròlic de la clorofil·la quan aquest pigment vegetal comença a degradar-se. El K^+ és un ió molt important en l'intercanvi osmòtic de les membranes. Segons Attiwill (1968), en relació al K i Na, diu que són els elements més abundants en les plantes i per tant els primers en perdre's per descomposició. Per altra banda, que el K^+ fos més elevat en els dos tractaments d'alzina podria ser causa de la pubescència de la fulla d'alzina la qual podria afavorir una retenció major de partícules de pols de l'aire (Howsam et al., 2000). El sulfats van ser més elevats en els tractaments cremats, possiblement per la concentració major

d'oxigen dissolt. I el sofre més elevat en els tractaments amb alzina es podria explicar perquè amb menys temperatura (200°C) ja s'obté un increment significatiu del sulfat soluble (pel pi calen 300°C per obtenir un increment significatiu) (Gray i Dighton, 2006). No s'han trobat dades bibliogràfiques amb què enfrontar les nostres pel que fa al Mn i Fe.

5.3 Nutrients

Esperàvem més concentració de fosfat en els tractaments amb material cremat perquè el fòsfor difícilment es volatilitza i per tant s'hauria de mantenir en les cendres. A més en els rius es detecten increments de fòsfor després d'incendis i d'addicions de cendres (Hauer i Spencer, 1998, Earl i Blinn, 2003). Malgrat això, en els tractaments sense cremar la concentració de fòsfor va ser significativament superior; les diferències es poden explicar per una banda perquè l'entrada de fòsfor per rentat pot ser ràpida (Park i Cho, 2003) i per l'altra perquè els ions de fòsfor inorgànics a mesura que augmenta la temperatura és més fàcil que s'enllacin amb els cations de les cendres formant compostos insolubles (Gray i Dighton, 2006). També cal tenir en compte que un incendi en una conca accelera el procés d'entrada de material (cremat o no) al riu, i en els estudis esmentats (Hauer i Spencer, 1998, Earl i Blinn, 2003) no s'ha mesurat quina és la proporció dels dos tipus de material per saber quin és el responsable d'aquest increment detectat a l'aigua del riu.

La baixa concentració de nitrats en els tractaments amb material fresc pot ser deguda a les baixes concentracions d'O₂ que afavoririen la reducció dels nitrats a amoni (el qual era significativament més elevat en aquests tractaments). Les baixes concentracions de nitrats en els tractaments de material cremat es podrien explicar per la volatilització del nitrogen en el moment de la combustió de les fulles, mentre que la seva tendència a incrementar en el temps es pot atribuir al rentat o la mineralització per efecte microbià dels fragments que van quedar sense cremar (Park i Cho, 2003).

5.4 Matèria orgànica i indicadors de material aromàtic

Els valors inicials elevats de COD i dels indicadors d'aromaticitat (a₃₀₀, f₄₅₀ i f₅₀₀) en els tractaments sense cremar s'explicarien pel rentat de l'elevat contingut de compostos aromàtics propis del material terrestre, com per exemple els fenols. En aquest sentit, Gama et al. (2007) van detectar rentats intensos (mesurats en forma de pèrdua de massa de fulla) en només dos dies d'incubació de fulles d'eucaliptus en un riu mediterrani; la temperatura del riu era de 15 °C mentre que la temperatura de les nostres safates d'incubació era de 25,6°C, de forma que possiblement la major temperatura de les safates podia haver accelerat encara més aquest procés de rentat. Park i Cho (2003) també van trobar dependència de la temperatura en el procés de rentat de fulles de macrófit emergent, així com un increment en el temps de l'absorbància a 280 nm (A₂₈₀). El màxim de A₂₈₀ que van detectar aquests autors va ser de 0,91, mentre que el màxim de les nostres incubacions sense cremar va ser molt superior (de 0,89 per un factor de dilució 1/10). El valor màxim de A₂₈₀ de les nostres mostres cremades va ser de 0,025.

La major quantitat de COD de l'alzina es pot atribuir al major contingut de fenols solubles que tenen les fulles dels arbres de fulla ampla en comparació amb les acícules de pi (Kuiters i Sarink, 1986), així com l'elevat percentatge de fenols i lignines que contenen les fulles de *Quercus sp.* (Bärlocher i Graça, 2005; Gressner 2005) i la rapidesa en que els compostos fenòlics solubles es poden lixiviar de les fulles (Bernhard-Reversat et al., 2003); substàncies que indirectament també vam mesurar mitjançant les variables a300, f450 i f500 (Fig. 5.7). A més, el pH àcid dels tractaments sense cremar també podria haver afavorit un major rentat de les fulles pel que fa a aquests compostos orgànics i retardar l'activitat dels fongs (Suberkropp, 2001) els quals podrien haver consumit menys COD. Per altra banda, el foc podria haver cremat i convertit en CO₂ els compostos volàtils més làbils, i això explicaria els valors tan baixos de COD en els tractaments cremats.

Les correlacions positives i significatives entre el COD i els indicadors d'aromaticitat (a300, f450 i f500) dels tractaments cremats (que, en canvi, no van ser significatives en els tractaments sense cremar) poden indicar que les propietats òptiques del material cremat van canviar segurament a causa de la creació de noves estructures aromàtiques, tal com ja s'ha descrit que pot succeir (Almendros et al., 1988, González-Pérez et al., 2004).

Igual que en la comparació Gallifa-Mura (Vila-Escalé et al., 2007a), en la comparació tractaments cremats/no cremats s'observa un valor de l'índex f450:f500 més elevat en les situacions de crema. En aquest darrer cas les diferències són més marcades i difícils d'interpretar perquè un índex de fluorescència alt indica una disminució en l'emissió quan augmenta la longitud d'ona de les mostres amb una major influència microbiana; i els rangs que es citen a la bibliografia són: ≈1,9 origen microbià i ≈1,4 origen terrestre (McKnight et al., 2001). Seguint aquest raonament tots els tractaments, cremats i no cremats, tindrien una influència microbiana que superaria àmpliament la terrestre, per tant la conclusió més prudent (sabent que no és així perquè l'aportació que fem és terrestre) és que aquest índex de fluorescència ens discrimina bé les mostres cremades (>3) de les no cremades (<2,1) de l'experiment, però no ens serveix per donar una explicació dels processos que es produeixen dins de cada tractament, segurament com ja apunta McKnight *et al.* (2001) perquè no indica què passa amb els compostos orgànics de natura diferent a la húmica.

5.5 HAP i quocients d'isòmers d'HAP

La principal forma d'acumulació de contaminants orgànics lipofílics (com els HAP) és produeix a la superfície de les fulles a través de l'aire, i la seva capacitat d'adhesió depèn tant de les condicions ambientals, com de l'espècie i de la concentració de lípids de la fulla (Staci et al. 1995). Tot i que es recomana agafar força mostres de vegetació per conèixer les concentracions d'HAP d'una mateixa zona a causa de que la variabilitat en la concentració és elevada (desviacions d'entre 20 i 60%) (Staci et al. 1995), nosaltres només en vam analitzar una de cada tractament pel seu elevat cost econòmic. Malgrat això, els resultats indiquen amb claredat que les fulles de les dues espècies ja tenien HAP adherits a les seves estructures abans de la crema: a l'alzina hi predominaven els de més pes molecular (3-6 anells), mentre

que els de menys pes molecular (2-3 anells), és a dir, els menys hidròfobs, predominaven al pi. Les limitacions que pot tenir el fet de treballar només amb una mostra poden afectar a la composició dels HAP trobats, però no al fet de la seva presència en condicions de pre-combustió. De fet, en llacs d'alta muntanya sense contaminació propera, s'hi han trobat HAP que han arribat per via atmosfèrica (Vilanova et al., 2001), i concretament en la nostra àrea d'estudi, tot i estar propera a un parc natural, hi ha trànsit rodat molt proper, per tant no és estrany que la vegetació de l'àrea d'estudi presenti HAP adherits a les seves estructures.

Que es detectin els HAP a la fracció de les partícules o en la dissolta suposadament també depèn de l'estructura molecular de cada compost, la qual confereix a cada compost més o menys hidrofília. Aquesta propietat està molt relacionada amb el nombre d'anells de l'hidrocarbur, així com a la pubescència de les fulles d'alzina que les fa més efectives a l'hora d'atrapar partícules (Howsam et al., 2000) o també el gran contingut de ceres de les acícules de pi que semblen més eficients capturant el HAP dissolts (Staci et al. 1995, Piccardo et al., 2005). Tanmateix quan sumem tots els HAPs individuals de les dues fraccions, s'observa que les dues espècies acumulen una concentració total d'HAP molt semblant tant si es cremen com si no. Destaquen per la seva concentració elevada el fenantrè (Ph) en els 4 tractaments, i el naftalè (Nap) i el acenaftilè (Acy) en el tractament de pi no cremat. El Ph i Nap poden ser abundants en l'atmosfera i en zones rurals (Howsam et al., 2000, Alfani et al., 2001) i per tant és probable que les fulles en capturin més (Tremolada et al., 1996, Howsam et al., 2000, Piccardo et al., 2005). No tots els treballs analitzen Acy i només hem trobat en l'estudi de Holoubek et al. (2000) un valor relatiu d'Acy elevat que correspon a una zona on es processen productes a partir de la lignita; de manera que no s'ha trobat cap explicació al seu valor elevat. Per altra banda, és important destacar que quan es crema el pi disminueixen els HAP de baix pes molecular segurament per volatilització, mentre que els HAP de major pes augmenten segurament perquè se'n creen de nous (HAP pirogènics) a causa de la combustió parcial de la matèria orgànica (Almendros et al., 1988, González-Pérez et al., 2004). Aquest patró en l'alzina no es compleix.

En general els quocients d'isòmers d'HAP de l'experiment (**Fig. 5.10** valors en color) són més congruents amb la contaminació esperada en la zona d'estudi que no els quocients analitzats en l'aigua del riu (**Fig 5.10** valors en negre). La majoria dels quocients de l'experiment indiquen combustió de matèria orgànica o de combustible fòssil (Yunker et al., 2002), que és la contaminació més probable a la zona a causa del trànsit de la carretera propera, i cap valor cau en el rang de petroli.

En resum, els tractaments que contenien material cremat van conferir menys canvis a l'aigua que els tractaments sense cremar, bàsicament baixes concentracions de matèria orgànica, lleugera alcalinització de l'aigua, augment del pH, poca disminució de l'O₂ i increment dels sulfats. El material fresc, en canvi, va provocar una disminució dràstica de l'O₂ i el pH, un increment important de COD >K>Ca>SO₄²⁻>Mg, i més aportació d'HAP en forma de partícules (alzina) o dissolts (pi). Aquest experiment demostra que el deteriorament de la qualitat de l'aigua després del foc està influenciat tant per l'entrada de cendres i restes de material

cremat, però també i sobretot per l'elevada taxa d'aportació de material terrestre (fresc, parcialment cremat o cendres) causada per la pertorbació.

Capítol 6

Resistència i resiliència dels macroinvertebrats a l'incendi

Entrar en un bosc ha estat sempre penetrar en un altre àmbit, d'ençà que els antics l'imaginaven hàbitat de driades i faunes, i la gent de la nostra muntanya explicava als infants les històries de l'Home de Molsa i de l'Home d'Escorça. És terrible, ara, veure un bosc que s'ha quedat sense misteri.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ DELS CAPÍTOLS 6 i 7

Aquesta introducció serveix per als dos capítols en que hem dividit els treballs referents als macroinvertebrats (**Capítols 6 i 7**), i ho hem fet així per dues raons principals:

- 1) Les dades d'abans del foc i a partir dels dos anys després del foc que existeixen de la riera de Gallifa són del programa d'estudi dels rius de la província de Barcelona (www.diba.cat/parcsn/qualitatrius) i el nivell de la taxonomia d'identificació era de família. Per això en aquest **Capítol 6** s'estudien els canvis al llarg de 10 anys (5 abans de l'incendi i 5 després) de les comunitats de macroinvertebrats identificats a aquest nivell. Cal afegir que per les mostres de Gallifa i Mura recollides per la tesi tenien una estima d'abundància (temps de mostreig similar) que no es disposa per les dades del programa de monitoreig.
- 2) Les estratègies tròfiques i els trets biològics a nivells de família podrien donar una idea equivocada de com aquests responen al foc. Per això en els dos anys que tenim dades detallades, hem classificat els organismes a nivell de gènere (excepte els dípters) per estudiar d'una forma rigorosa l'evolució de les estratègies tròfiques dels trets biològics.

Els dos capítols tenen una metodologia de mostreig similar però objectius diferents que s'expliquen a en cada capítol.

En un sistema biològic, una pertorbació és un esdeveniment discret en el temps que altera el seu estat, estructura i funció. Les pertorbacions poden eliminar els organismes i obrir un espai on poden desenvolupar-s'hi individus de la mateixa espècie o una altra de diferent (Townsend i Hildrew, 1994) iniciant un procés de successió. Al'hora d'estructurar les comunitats aquàtiques, les pertorbacions són els factors més determinants, de manera que els controls biològics, com la competència i la predació poden ser poc rellevants quan aquestes són freqüents o intenses (Resh et al., 1988, Townsend et al., 1998, Gasith i Resh, 1999).

Concretament, els incendis forestals es consideren pertorbacions a gran escala normalment no predictibles (Minshall et al., 1995) que causen forts impactes en els ecosistemes aquàtics (Resh et al., 1988). Malgrat això, els estudis sobre l'efecte dels incendis en els rius són més aviat escassos. Moltes de les publicacions que s'han realitzat sobre incendis en aigües continentals es centren en els canvis abiòtics (cabals, erosió i química) (Minshall et al., 1997, Minshall, 2003) mentre que els efectes sobre els organismes aquàtics han estat menys estudiats (Richards i Minshall, 1992, Mihuc i Minshall, 1995, Minshall et al., 1995, Roby i Azuma, 1995, Vieira et al., 2004, Mellon et al., 2008) i majoritàriament s'han realitzat a Nord Amèrica. En la Conca

Mediterrània, tot i que el foc és un factor ecològic clau (Naveh, 1974, Lavorel et al., 1998), el nombre d'estudis en els que es mesura el seu impacte sobre els organismes aquàtics encara és més escàs (Gomà et al., 2005, Vila-Escalé et al., 2006, Gama et al., 2007, Sostoa et al., 2007, Vila-Escalé et al., 2007b, Rieradevall et al., 2008, Verkaik et al., 2008, Verkaik et al., 2009).

En els rius, la mortalitat directa dels organismes deguda al foc es considera baixa perquè l'aigua amorteix els canvis de temperatura i protegeix els organismes submergits (Minshall et al., 1989, Cowell et al., 2006). La major part d'estudis indica que el que determina més el grau de pertorbació i la posterior recuperació de les comunitats són efectes de caire indirecte (Minshall, 2003). Per exemple, el règim de pluges post incendi és clau per les comunitats (Rinne, 1996, Minshall et al., 2001c, Vieira et al., 2004), donat que, amb la conca de drenatge cremada, les pluges provoquen amb facilitat crescudes ràpides i elevades del cabal que erosionen els vessants i aporten al riu grans quantitats de sediments, compostos químics i matèria orgànica (Spencer i Hauer, 1991, Lavabre i Torres, 1993, Minshall et al., 1997, Vila-Escalé et al., 2007a i **Capítols 2, 3 i 4** d'aquesta tesi). Per altra banda, la crema del bosc de ribera facilita l'arribada de sediments erosionats dels vessants cap el riu i afavoreix l'increment tant de la temperatura de l'aigua com de la radicació incident, factors que poden afavorir l'increment de la producció primària i modificar l'hàbitat aquàtic (Minshall et al., 1989, Britton, 1991b, Mihuc i Minshall, 1995, Minshall et al., 1997).

Totes aquestes pertorbacions indirectes causades pel foc poden alterar l'hàbitat a diferents escales temporals i espacials, i actuen de filtres sobre les espècies aquàtiques de forma que tan sols algunes d'elles amb unes característiques peculiars (trets biològics) que s'han seleccionat històricament i que els confereixen resistència i/o resiliència (Poff i Ward, 1990, Townsend i Hildrew, 1994, Townsend et al., 1997, Lamouroux et al., 2004), poden mantenir-se o recol·lonitzar amb facilitat els rius durant les dures condicions hidrològiques posteriors a l'incendi. L'hàbitat doncs es considera un factor clau a l'hora de regular i organitzar la biota del riu (Southwood, 1988, Townsend i Hildrew, 1994), de forma que a curt i mitjà termini, i tal i com passa en els ecosistemes terrestres (Emlen, 1970, Prodon et al., 1987, Monamy i Fox, 2000), el que determina decisivament el retorn de les comunitats aquàtiques després del foc és el restabliment de l'hàbitat. Els efectes a més llarg termini es relacionen amb la recuperació del bosc, és a dir, quan aquest produeixi una entrada de nutrients i matèria orgànica, una ombra, una erosió i un escorriment semblants als anteriors abans del foc, factors que són dels més modificats per l'incendi (Minshall et al., 1989, Britton, 1991a, Cosandey et al., 2005).

Quan el percentatge de conca cremada és elevat i es crema la capçalera, els efectes sobre la comunitat de macroinvertebrats poden ser devastadors (Minshall et al., 1989, Minshall et al., 1997, Minshall, 2003). En aquests casos, els primers estadis de la successió secundària comencen amb espècies oportunistes que es caracteritzen per tenir bona capacitat de dispersió, elevades taxes de reproducció i ser generalistes tròfics (Minshall et al., 1989, Mihuc i Minshall, 1995, Minshall et al., 1997, Minshall et al., 2001c, Vieira et al., 2004, Mihuc i Minshall, 2005, Mellon et al., 2008). Els organismes recol·lectors i els filtradors són els que es consideren més generalistes

i tenen la capacitat d'alimentar-se indistintament de recursos al·lòctons i autòctons; mentre que els taxa considerats especialistes tròfics com els trituradors s'ha descrit que poden trigar fins a 6 anys recuperar els valors preincendi (Minshall et al., 1997, Vieira et al., 2004). En aquests rius Nord Americans, a nivell de la comunitat de macroinvertebrats s'observen disminucions de la riquesa que poden trigar entre 4 i 5 anys en recuperar els valors preincendi (Minshall et al., 1997, Vieira et al., 2004), mentre que l'estructura de la comunitat pot trigar de 7 a més de 10 anys a reestablir-se (Mihuc i Minshall, 1995, Minshall et al., 2001c).

Generalment, els estudis de recuperació post incendi s'han de realitzar només amb comparacions paral·leles en el temps amb altres rius de referència que facin de control, donat que molt sovint no es disposa de dades pre-incendi (Minshall et al., 2001a). El present estudi representa una oportunitat rellevant perquè la riera cremada estudiada pertany a una xarxa de seguiment de la qualitat ecològica dels rius i permet disposar de dades prèvies (5 anys) i de tres anys posteriors (www.diba.cat/parcsn/qualitatrius) a l'estudi mensual de dos anys de durada (Capítol 7), per tant permet mesurar de forma clara la resistència (capacitat de permanència) i la resiliència (capacitat de recuperació ràpida) de les comunitats als efectes del foc forestal produït a Gallifa.

La hipòtesi de partida era que la resposta dels macroinvertebrats a la pertorbació seria ràpida a causa de la recolonització inicial d'espècies oportunistes i una recuperació progressiva de l'estructura de la comunitat molt relacionada amb les condicions ambientals. S'esperava també que la recuperació de l'estructura de la comunitat de macroinvertebrats es realitzés en pocs anys perquè les comunitats dels rius mediterranis per perdurar en l'ambient mediterrani han hagut de desenvolupar estratègies adaptatives a les pertorbacions naturals periòdiques causades pel clima (Gasith i Resh, 1999, Bonada et al., 2007a, Bonada et al., 2007b).

Els objectius concrets del **Capítol 6** són:

- Comparar la comunitat de Gallifa i Mura abans de l'incendi per saber si Mura era una bona riera control per valorar la recuperació de Gallifa.
- Comparar els canvis produïts pel foc en la comunitat de macroinvertebrats a nivell taxonòmic de família respecte a les comunitats que hi havia anteriorment en el mateix riu, i respecte una riera de referència que feia de control.
- Establir el temps de recuperació de l'estructura de la comunitat de macroinvertebrats després de l'incendi.
- Classificar les famílies segons la seva resiliència i la persistència en el temps després de la pertorbació.

MATERIAL I MÈTODES

En el **Capítol 1** es descriu la situació i les característiques de les dues rieres estudiades.

Periodicitat del mostreig

Durant dos anys després del foc es van prendre mostres de macroinvertebrats amb una freqüència quinzenal o mensual (agost 2003 a juliol 2005) (dades **Capítol 7**). A aquesta sèrie s'hi van afegir les dades estacionals (primavera i estiu) de 5 anys abans del foc (1999-2003) i 3 anys posteriors (2006-2007) recollides en el programa de seguiment de la qualitat ecològica dels rius (www.diba.cat/parcsn/qualitatrius). Les dates exactes cada mostra es troben al **Capítol 1**.

Mostreig de macroinvertebrats

La metodologia de mostreig usada per aquesta tesi està explicada en detall al **Capítol 7**. Per poder comparar les mostres de dos anys després del foc amb la sèrie disponible del programa de seguiment de la qualitat ecològica dels rius, es va treballar amb els macroinvertebrats a nivell de família (en el **Capítol 7** s'ha treballat la comunitat de macroinvertebrats a nivell de gènere o espècie). 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=4-10, 3=11-100, 4=>100 individus, i es van unificar les mostres de zones d'aigües ràpides i les de zones d'aigües lentes del mateix tram que es diferenciaven d'acord amb el protocol del programa d'estudi Ecostrimed (www.ecostrimed.net).

Anàlisi de les dades

- **Descriptius de la comunitat de macroinvertebrats**

Per estudiar la comunitat de macroinvertebrats es van usar paràmetres descriptius com la riquesa de famílies de cada mostra i la riquesa de famílies dels ordres i grups (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Odonata*, *Coleoptera*, *Heteroptera*, *Diptera*, *Mollusca*, *Crustacea*, *Lepidoptera*, *Hydroida*, *Achaeta*, *Hydracarina*, *Nematoda* i *Oligochaeta*). Per comparar estadísticament si la riquesa entre les dues rieres resultava alterada per l'incendi es va utilitzar l'anàlisi no paramètric de Kruskal-Wallis per mostres independents mitjançant el paquet estadístic SPSS 13.0 (SPSS, 2001).

- **Comparabilitat de les comunitats de les dues rieres abans de l'incendi (la pertorbació)**

Per comparar les comunitats de macroinvertebrats de Gallifa i de Mura abans de l'incendi (1999-2003) i comprovar si eren similars, es va calcular la matriu de semblances entre cada parell de mostres (mitjançant la distància de Bray-Curtis i amb les dades en rangs sense transformar (Legendre i Legendre, 1998, Clarke i Warwick, 2001) i es van representar gràficament en un espai bidimensional mitjançant l'anàlisi d'ordenació d'escalament multidimensional (MDS, de

l'anglès *non-Metric Multi-Dimensional Scaling*). No es van eliminar els tàxons poc freqüents perquè les dades estaven al nivell taxonòmic de família. L'anàlisi de les semblances (ANOSIM, de l'anglès *ANalysis Of SIMilarities*) s'usà per testar si hi havia diferències significatives en quant a la composició taxonòmica respecte: 1) al lloc d'estudi, 2) a l'estació de l'any, i 3) entre anys d'estudi. L'ANOSIM és un anàlisi multivariant no paramètric que utilitza mètodes de permutació sobre la matriu de semblances (Clarke i Warwick, 2001) on els valors de R (-1,+1) propers a zero indiquen que H_0 és certa (mentre que R grans indiquen que H_1 és certa). Els valors negatius de R indiquen que les diferències dins del grup són majors que entre grups i alerten de la presència de mostres singulars (d'*outliers* o mostres molt diferents a les altres) (Quinn i Keough, 2002). Posteriorment es va usar l'anàlisi de la semblança percentual (SIMPER, de l'anglès *SIMilarity PERcentages*) al nivell de tall del 50% per saber: 1) quins tàxons contribuïen més en la separació dels grups predefinitos, i 2) la seva contribució (expressada mitjançant la dissimilaritat de Bray-Curtis mitjana entre parells de grups de mostres) en diferenciar els grups. El paquet estadístic usat fou PRIMER 6.1.2.

- **Avaluació de l'efecte de l'incendi i de la capacitat de recuperació dels macroinvertebrats (resiliència) a la riera de Gallifa**

Per la comparació de les mostres de macroinvertebrats de Gallifa d'abans i després de l'incendi es van eliminar les mostres dels dies 12 (un sol individu) i 45 (poques famílies amb abundància molt baixa) de després de l'incendi, i la mostra de la primavera del 2000 (rangs d'abundàncies molt baixes probablement degut a la sequera) perquè l'anàlisi els donava molt pes i emascaraven la interpretació dels resultats. En aquesta comparació també es van usar l'anàlisi MDS ja explicat anteriorment. La mesura de la bondat d'ajust de l'ordenació que realitza el MDS és l'estrès (indicat en el marge superior dret dels gràfics), el qual incrementa quan es redueixen les dimensions i quan augmenta la quantitat de dades a tractar. Existeix una escala per quantificar els nivells d'estrès de manera que per sota de 0,15-0,2 la representació gràfica continua essent vàlida però es recomana usar una tècnica alternativa com l'anàlisi cluster (Clarke i Warwick, 2001). En aquests casos s'usà l'anàlisi cluster aplicant l'algorisme de la mitjana del grup (en anglès *group average*) per formar els nodes i organitzar en un dendrograma les mostres més semblants de forma jeràrquica. Posteriorment es va usar l'anàlisi SIMPER (també explicat anteriorment) per saber quins tàxons contribuïen més en la separació dels grups. El paquet estadístic usat fou PRIMER 6.1.2.

- **Influència dels canvis de l'hàbitat i de les variables fisicoquímiques sobre la comunitat de macroinvertebrats després de l'incendi**

Per conèixer com es distribuïen les famílies de macroinvertebrats en les dues rieres abans i després del foc en funció de les variables ambientals es van usar mètodes d'ordenació disponibles en el paquet estadístic *CANOCO* per *Windows* versió 4.5 (ter Braak i Šmilauer, 2002). El mètode d'ordenació usat en cada anàlisi es va escollir en funció de la longitud del gradient calculat mitjançant l'anàlisi de correspondències sense tendència (DCA, de l'anglès *Detrended Correspondence Analysis*) (Jongman et al., 1995). El mètode escollit va ser un anàlisi

de redundàncies (RDA, de l'anglès *ReDundancy Analysis*) perquè la longitud del gradient del primer eix era inferior a 3 (Jongman et al., 1995). Les dades es van centrar per les espècies perquè és obligat en l'ús d'un mètode lineal restringit com l'RDA (ter Braak i Šmilauer, 2002). Les dades de macroinvertebrats convertides a rang es van treballar sense cap transformació posterior i sense excloure cap família.

Per tal de poder incloure en la mateixa anàlisi les mostres d'abans i després de l'incendi, es van usar les 13 variables ambientals comunes a tots els mostrejors i que són disponibles en la base de dades Ecostrimed (www.diba.cat/parcsn/qualitatrius): STS, NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , O_2 (tots en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), cabal ($\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$), pH, temperatura ($^\circ\text{C}$), conductivitat ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), valors del IHF (Índex d'hàbitat fluvial) i QBR (Índex de qualitat del bosc de ribera). Les variables ambientals es van normalitzar i estandarditzar per extreure la influència de la unitat de mesura (Legendre i Legendre, 1998). La significació dels eixos canònics es va testar amb el mètode de Montecarlo (ter Braak i Šmilauer, 2002) i no es va realitzar cap selecció prèvia de les variables per reduir-ne el nombre.

RESULTATS

6.1 Comparabilitat de les comunitats de referència abans de l'incendi

En el període anterior a l'incendi (1999-2003), la riera de Gallifa es va assecar en els estius de 1999 i 2001, mentre que la riera de Mura només es va assecar a l'estiu de 1999 (Fig. 6.1).

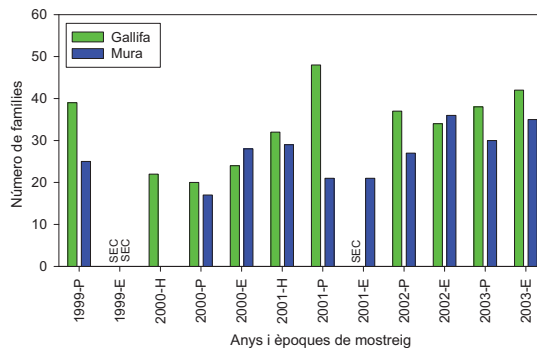


Figura 6.1. Evolució del número de la famílies de macroinvertebrats de les rieres de Gallifa i Mura en el període 1999-2003. P: primavera, E: estiu; T: tardor, H: hivern.

Tot i aquestes diferències, quan es van comparar estadísticament les comunitats de macroinvertebrats de les dues rieres pel període 1999-2003 no es van detectar diferències significatives entre elles ($R=0,1$; $p=0,125$) i tampoc entre anys ($R=0,012$; $p=0,436$). En canvi, sí que se'n van detectar entre èpoques de l'any (primaveres vs estius) independentment del lloc de mostreig ($R=0,2$; $p=0,01$) (Fig. 6.2) a causa dels canvis ambientals determinats pel clima mediterrani en les dues estacions de l'any i que es reflecteixen en les seves comunitats.

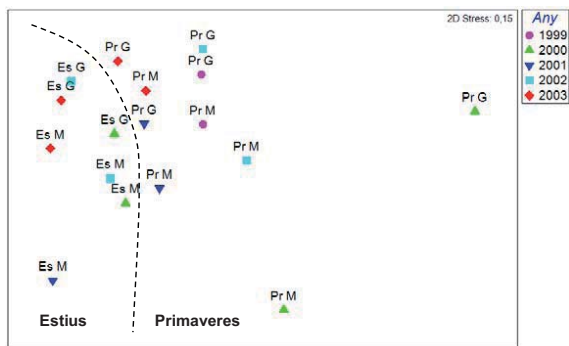


Figura 6.2. Representació del MDS de les comunitats de macroinvertebrats de primavera (Pr) i estiu (Es) de la riera de Gallifa (G) i Mura (M) en el període 1999-2003.

Les famílies que caracteritzaven millor les comunitats de Gallifa i Mura abans del foc es mostren en la Fig. 6.3. Des del punt de vista qualitatiu (presència/ absència de les famílies) les comunitats de Mura i de Gallifa eren pràcticament idèntiques. Tot i que pel que fa al repartiment d'abundàncies i, per tant, a l'estructura de la comunitat, no eren iguals. Així, d'entre les famílies més abundants a Gallifa destacava la major importància quantitativa de plecòpters (*Nemouridae* i *Perlodidae*) i d'efemeròpters de la família del *Leptophlebiidae*.

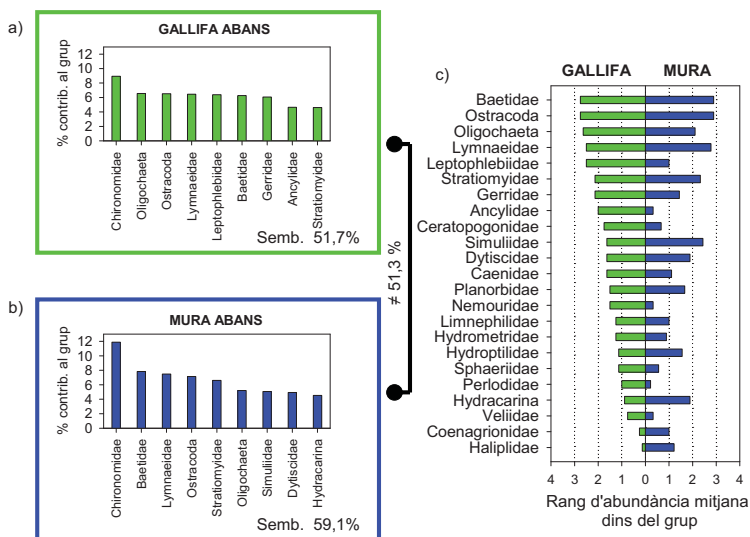


Figura 6.3. Famílies de macroinvertebrats d'abans de l'incendi de Gallifa (a) i Mura (b) ordenades pel seu percentatge de contribució mitjana en la semblança mitjana dins de cada grup (només es representen les famílies que acumulen un 50% de contribució sobre el total). S'especifica el percentatge de semblança dins de cada grup i el de dissemblança entre els dos grups. c) Rang d'abundància mitjana de les famílies que tenen un 50% de contribució en diferenciar les dues comunitats.

Mentre que d'entre les famílies amb menys importància en aquesta diferenciació, les famílies exclusives foren *Physidae* a Mura, i *Culicidae* i *Cordulidae* a Gallifa, i totes elles eren presents en baixa abundància en les rieres. Es va concloure que les dues rieres eren similars i que Mura era una bona referència per valorar la recuperació de Gallifa.

6.2 Efectes del foc

6.2.1 Riquesa taxonòmica

La comunitat de macroinvertebrats de Gallifa després de l'incendi i de les primeres avingudes provocades per les pluges (117 mm acumulats en 12 dies amb un màxim diari de 62 mm; veure **Capítol 1**) va desaparèixer completament. El primer organisme a detectar-se va ser un heteròpter *Hidrometridae* (dia 12) que de fet es considera semiaquàtic (**Fig.6.4**). En el segon mostreig (al 45è dia i després de 156 mm de pluja acumulada des del dia 12) ja es van detectar tres grups diferents (els coleòpters *Gyrinidae* i *Hydraenidae*, els dípters *Chironomidae* i *Stratiomyidae*, i Nematoda). Progressivament van anar apareixent nous ordres les famílies dels quals es mantenen en mostres successius (*Chironomidae*, *Simuliidae*, *Baetidae*, *Nemouridae*, *Notonectidae*, *Lymnephilidae* i *Oligochaeta*) mentre que en altres no (moltes famílies que anaven apareixent i desapareixent al llarg del temps). Destacava l'elevat nombre de famílies de dípters dels primers mesos que apareixien i desapareixien; se'n van comptabilitzar fins a 11 famílies diferents simultàniament i una mitjana de famílies de $5,5 \pm 3,2$ per mostreig en el primer any.

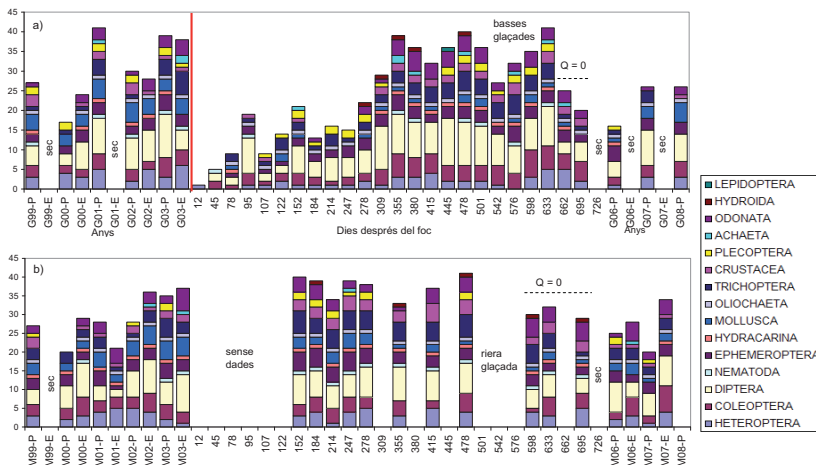


Figura 6.4. Riquesa taxonòmica de famílies de macroinvertebrats agrupats per ordres o classes de Mura i Gallifa abans i després de l'incendi (indicat per la línia vermella vertical).

Al cap d'un any (dia 355) les dues rieres tenien el mateix número d'ordres (12) i el número de famílies de Gallifa era fins i tot més gran que el de Mura. En menys temps (dia 309) a la riera de Gallifa es va assolir el número mitjà de famílies anterior a l'incendi (29 famílies). La mitjana de Mura abans de l'incendi era de 26,7 famílies. Les riqueses de les dues rieres abans de l'incendi eren estadísticament semblants (Chi quadrat: 0,069; p-valor= 0,792) tal com ho eren les seves comunitats (apartat 6.1 d'aquest capítol), en canvi, després de l'incendi (entre els dies 152-478) van resultar estadísticament diferents (Chi quadrat: 4,660; p-valor< 0,05). En el segon any, la majoria de les famílies que apareixien a la riera de Gallifa s'hi mantenien.

Les mostres dels dies 542 i 576 (febrer i març 2005) només comptaven amb organismes típics de zones de ràpids a causa de que les basses van quedar glaçades; fet que explicaria la davallada en el número de famílies (**Fig. 6.4a**; **Foto 19** de l'**Annex 1**). En les mateixes dates però a Mura, tot el riu va quedar glaçat i va ser impossible prendre mostra de cap hàbitat (**Fig. 6.4b**; **Foto 20** de l'**Annex 1**). D'altra banda, la sequera de finals de la primavera del 2005 va provocar que primer a Mura (dia 598 - abril) i després a Gallifa (dia 662 - juny) el flux de l'aigua s'aturés i les basses quedessin desconnectades, de forma que el nombre de famílies més pròpies d'ambients reòfils va disminuir (tricòpters i efemeròpters) o desaparèixer (plecòpters) i això també va fer disminuir el número de famílies total en les dues rieres. El dia 726 (agost) les dues rieres estaven seques.

6.2.2 Efectes del foc en les comunitats de macroinvertebrats de Gallifa

Quan es va estudiar l'estructura de la comunitat després de l'incendi i es va comparar amb les dades anteriors al foc, es van definir tres grans grups al nivell de semblança del 54% (**Fig. 6.5**). A la banda esquerra del MDS quedava situada la comunitat immediatament posterior a l'incendi (*Foc Fase 1*; fins el dia 278) i a la banda dreta les comunitats més tardanes després del foc (*Foc Fase 2*; des del dia 309 fins el dia 695 abans d'assecar-se la riera). Les mostres d'*Abans del foc* (dels anys 1999-2003) o de *Foc Fase 3* (anys 2006-2008) es situaven a la part superior dreta (**Fig. 6.5**).

L'anàlisi cluster amb les mateixes dades que l'MDS va mostrar que les comunitats de primavera del 2006 i 2007 (*Foc Fase 3*; els estius no es representen perquè la riera estava seca) eren més semblants a la comunitat *Foc Fase 2*, mentre que la comunitat de la primavera del 2008 s'assemblava més a la del grup *Abans foc* (**Fig. 6.6**). Les mostres dels dies 662 i 695 queden separades de *Foc Fase 2* possiblement pel decrement de riquesa causat per la sequera primerenca de la primavera 2005 (**Fig. 6.4**).

Si s'excloïen les mostres de les primaveres 2006-2008, es definien 3 grups amb un 50% semblança en l'anàlisi cluster: *Gallifa Abans foc*, *Gallifa Foc F1*; i *Gallifa Foc F2*. Després de l'incendi (*Foc F1*) la comunitat era molt pobre en tàxons i només tres famílies (*Chironomidae*, *Simuliidae* i *Baetidae*) amb contribucions majors del 15% acumulaven el 50% de contribució d'aquest període (**Fig. 6.7b**). Al cap de 9 mesos (*Foc F2*) ja eren 9 famílies les necessàries per caracteritzar aquest grup mantenint el mateix percentatge de contribució (50%), de manera que l'estructura

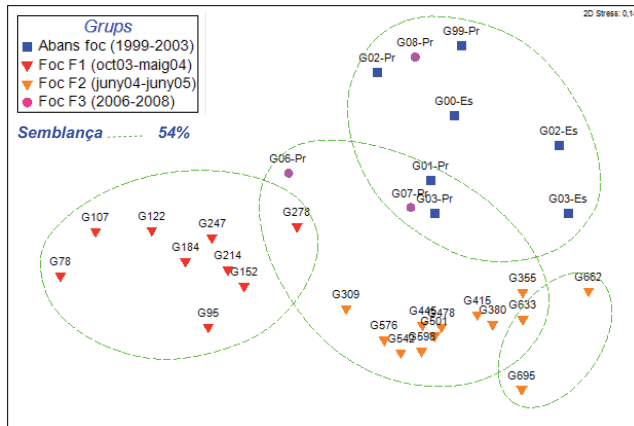


Figura 6.5. Representació del MDS de les comunitats de macroinvertebrats de Gallifa d'abans del foc (1999-2003) i de després del foc (2003-2008).

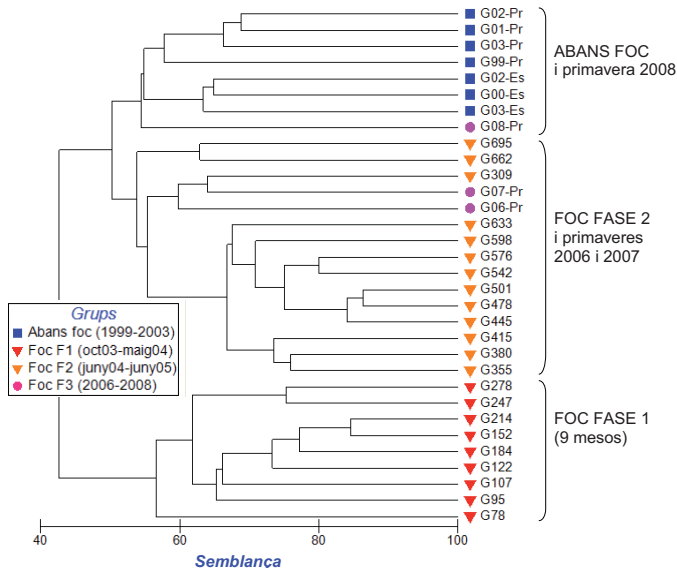


Figura 6.6 Classificació dels punts de mostreig de Gallifa d'abans i després de l'incendi segons la composició i abundància de macroinvertebrats.

de la comunitat era més complexa (Fig. 6.7c) i cap de les famílies tenia un pes tan alt com en el grup *Foc F1*.

Abans de l'incendi (*Abans foc*) eren 8 les famílies necessàries per acumular el 50% de la semblança d'aquest grup (Fig. 6.7a), i el percentatge de contribució de cadascuna (segons la família, entre 5 i 10%) era molt semblant al de les famílies del grup *Foc F2*. Malgrat això, les comunitats d'aquests dos grups eren força diferents perquè si bé compartien famílies com

Chironomidae, *Baetidae*, *Oligochaeta* i *Ostracoda*, més de la meitat de les famílies que més els caracteritzaven no les compartien (Fig.6.7e). Les famílies que només apareixien com a importants en el grup *Foc F2* eren els coleòpters (*Elmidae* i *Dytiscidae*), els efemeròpters *Caenidae* i els tricòpters *Hydropsychidae* (Fig.6.7c), mentre que en el grup *Abans foc* eren els efemeròpters *Leptophlebiidae*, els heteròpters *Gerridae*, els mol·luscs *Lymnaeidae* i els dípters *Stratiomyidae* (Fig.6.7a). Observis que la família *Chironomidae* no contribuïa en cap cas a diferenciar els grups tot i ser la més abundant; això es deu al fet de ser una família amb molts gèneres i espècies, i és en un d'aquests nivells taxonòmics en el que s'hauria d'abordar l'estudi de les seves preferències pels hàbitats i les condicions ambientals que els influencien, tal com van mostrar Puntí et al., 2007 per a rius mediterranis (en aquest estudi s'inclouen dades de Gallifa i Mura).

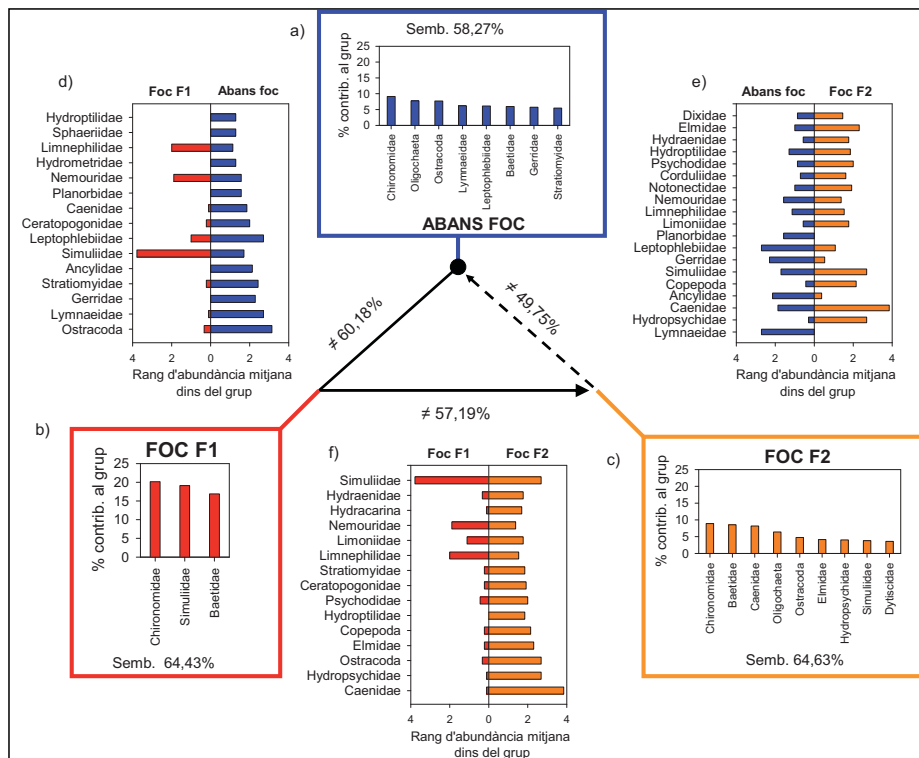


Figura 6.7. Famílies de macroinvertebrats de Gallifa d'abans (a) i de després de l'incendi (b i c) ordenades pel seu percentatge de contribució mitjana en la semblança mitjana dins de cada grup (només es representen les famílies que acumulen un 50% de contribució sobre el total). S'especifica en cada gràfic el percentatge de semblança dins de cada grup. d), e) i f) abundància mitjana de les famílies que tenen un 50% de contribució en diferenciar les parelles de comunitats. S'especifica el percentatge de dissemblança entre grups en els costats del triangle.

Abans del foc s'observava una elevada abundància de famílies de mol·luscs (*Lymnaeidae*, *Ancylidae* i *Planorbidae*) en comparació al grup *Foc F2* el qual no tenia ni *Lymnaeidae* ni *Planorbidae*, i una abundància molt baixa d'*Ancylidae*; mentre que l'abundància d'efemeròpters *Caenidae*, de tricòpters *Hydropsychidae* i de dípters *Simuliidae* era molt elevada en *Foc F2* (**Fig.6.7e**).

La semblança entre les mostres que conformaven el grup *Foc F2* i les del grup *Foc F1* era més elevada (del 65%) que la del grup *Abans foc* (58%), probablement a causa de que el temps transcorregut entre mostres era molt superior en el grup *Abans foc* (vèrtex del triangle en **Fig.6.7**). Per contra quan es van comparar les comunitats dels tres grups entre ells, les més diferents van ser *Abans foc* i *Foc F1* (60,18%), seguides de la *Foc F1* i *Foc F2* (51,19%), mentre que els grups més semblants eren el *Foc F2* i *Abans foc* (costats del triangle en **Fig.6.7**) tot i que el temps transcorregut entre les mostres d'aquests dos darrers grups era el més gran.

6.2.3 Caracterització de la resiliència i persistència dels diferents taxa

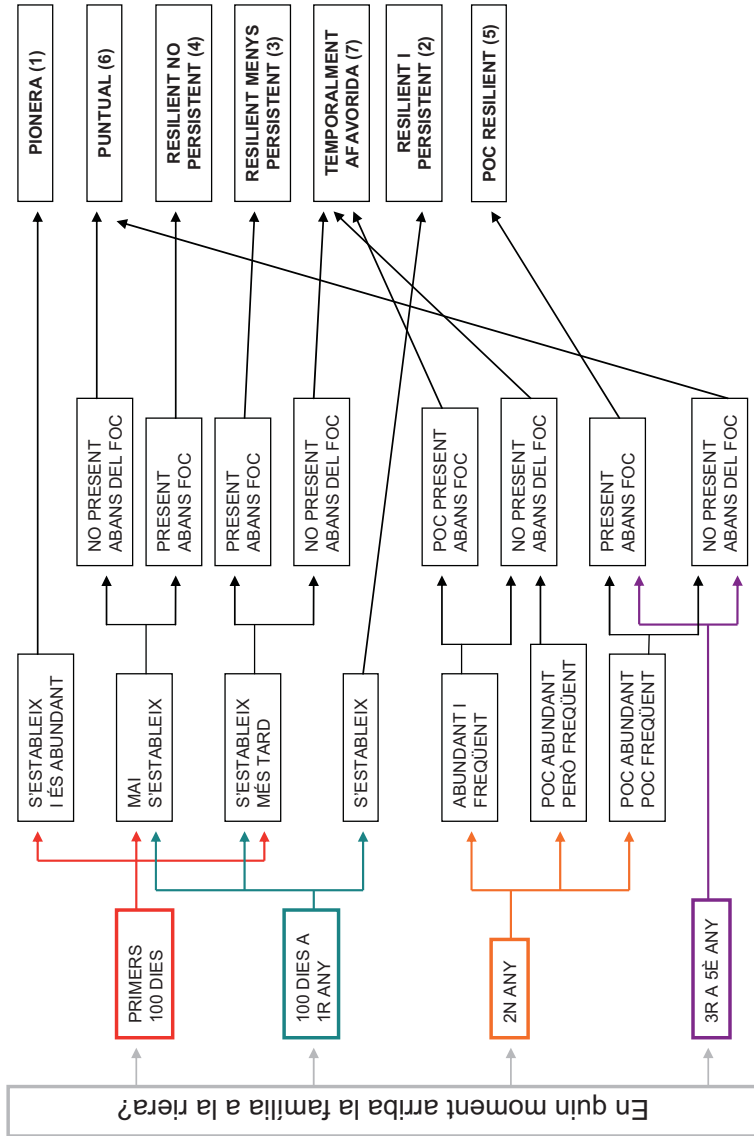
Per tal d'observar com evolucionava la presència i l'abundància de les famílies de macroinvertebrats de la riera de Gallifa en els 10 anys d'estudi i copsar les seves diferències es va representar en el gràfic resultant de l'MDS (**Fig.6.5**) tant la seva distribució en el temps des del moment d'aparició com la seva abundància (en rangs) (**Fig. 6.9 - 6.14**). Mitjançant aquests gràfics de l'MDS, es van poder classificar les diferents famílies en 7 tipus d'acord amb el seu grau de resiliència a la pertorbació i de la seva capacitat de permanència un cop colonitzaven la riera per primera vegada després del foc. La forma en que s'han establert els 7 tipus de famílies es pot veure a la **Fig.6.8** on s'han sintetitzat els paràmetres utilitzats per definir-les. Per fer aquesta classificació també es van utilitzar la freqüència de presència en les quatre fases temporals definides (**Taula 6.1**). Els 7 tipus de família es comparen a la **Fig.6.15** i s'expliquen a continuació:

A. Famílies freqüents abans del foc

1. **Famílies molt resilents i molt persistents** (veritables tàxons pioners). Arriben en els primers 100 dies després del foc i s'estableixen de forma permanent amb abundàncies elevades. Abans del foc també tenien rangs d'abundància elevats. Són els dípters *Chironomidae* i *Simuliidae*, els efemeròpters *Baetidae*, els tricòpters *Limnephilidae*, els oligoquets, els heteròpters *Notonectidae*, els coleòpters *Dytiscidae* i els plecòpters *Nemouridae*. Cal destacar que d'entre aquestes pioneres, les que van assolir abundàncies més altes (rangs 3 i 4) van ser les tres primeres (**Fig.6.9**).
2. **Famílies resilents i persistents**. Arriben entre els 100 dies i el 1r any a la riera després del foc i s'hi mantenen amb densitats entre baixes i mitjanes. En els anys 2006-2008 (*Foc 3*) mantenen una abundància i presència semblants a la que tenien abans de l'incendi. Abans del foc tenien rangs d'abundància baixos o mitjans (**Fig.6.10**).

3. **Famílies resilients menys persistents.** Arriben de forma puntual durant els primers 300 dies després del foc, però no s'estableixen immediatament sinó més endavant, preferentment en el segon any amb densitats variables. Abans del foc tenien rangs d'abundància baixos o mitjans (**Fig.6.11**).
 4. **Famílies resilients no persistents.** Arriben durant el primer o segon any però mai s'estableixen. Abans del foc tenien rangs d'abundància baixos (**Fig.6.12**).
 5. **Famílies poc resilients.** Poden aparèixer de forma puntual en algun moment durant els dos anys després del foc (preferentment a partir del 2n), i no s'estableixen fins el tercer, quart o cinquè any. Abans del foc, s'havien detectat de forma freqüent i abundant (els mol·luscs *Lymnaeidae*, *Gerridae*, *Sphaeridae*, *Planorbidae*,) o més escadusserament (*Lestidae*, *Libellulidae* i *Nepidae*). Els mol·luscs *Lymnaeidae* tot i detectar-se un una ocasió en el primer any, no es van establir fins el 2006; els *Sphaeridae* en el 2007 i els *Planorbidae* en el 2008. I pel que fa als odonats, els *Lestidae* van reaparèixer en el 2007 i els *Libellulidae* en el 2008 (**Fig.6.13**).
- B. Famílies poc freqüents i poc abundants abans del foc**
6. **Famílies temporalment afavorides.** La perturbació els permet establir-se en el riu en el segon any però a partir del tercer any tenen poca presència. Abans del foc i en el període 2006-2008, el seu rang d'abundància i la seva freqüència de presència eren baixos. En realitat aquests taxa són espècies resilients menys persistents (el tipus 3) però la seva baixa freqüència i poca abundància abans de l'incendi i en el període 2006-2008 les diferencia d'aquestes (**Fig.6.14**).
 7. **Famílies puntuals.** Durant els 10 anys d'estudi només apareixen en alguna ocasió i amb abundàncies molt baixes.

Figura 6.8. Clau per classificar els taxa de la riera de Gallifa en els 7 tipus segons la seva capacitat de resiliència i presència després del foc.



Taula 6.1. Freqüència de presència, rang mitjà d'abundància i dia d'arribada a la riera de les famílies de macroinvertebrats de Gallifa segons la classificació basada en la seva resiliència i permanència, i segons les fases establertes en l'anàlisi MDS (Fig. 6.5). Es mostra el valor mitjà de cada grup i cada fase.

	<i>Freqüència</i>				<i>Rang mitjà d'abundància</i>				DIA QUE ARRIBA	
	ABANS	FOC	FOC F1	FOC F2	FOC F3	ABANS	FOC	FOC F1		FOC F2
1 Pioneres										
<i>Chironomidae</i>	100	100	100	100	3,57	3,73	4,00	4,00	78	
<i>Simuliidae</i>	86	100	85	100	1,71	3,78	2,69	3,67	78	
<i>Baetidae</i>	100	100	100	100	3,00	3,22	3,92	3,92	78	
<i>Limnephilidae</i>	71	100	54	67	1,14	2,60	2,13	1,00	78	
<i>Oligochaeta</i>	100	100	100	100	3,00	3,40	3,11	3,67	78	
<i>Notonectidae</i>	57	89	85	67	1,00	1,20	1,50	1,66	95	
<i>Dytiscidae</i>	86	89	100	100	1,83	2,33	1,82	2,67	95	
<i>Nemouridae</i>	57	78	54	0	1,57	2,60	2,00	0,00	107	
	82	94	85	79	2,1	2,9	2,6	2,6		
2 Resilients i persistents										
<i>Perlodidae</i>	43	44	54	33	1,00	0,67	0,85	1,00	152	
<i>Leptophlebiidae</i>	100	56	69	100	2,71	1,00	1,08	2,00	152	
<i>Elmidae</i>	86	22	100	33	1,00	0,22	2,31	0,33	247	
<i>Ceratopoginidae</i>	86	22	100	67	2,00	0,22	1,92	1,67	247	
<i>Dixidae</i>	71	11	62	0	0,86	0,11	1,46	0,00	278	
	77	31	77	47	1,5	0,4	1,5	1,0		
3 Resilients menys persistents										
<i>Hidracarina</i>	86	11	92	33	1,00	0,11	3,54	0,33	78	
<i>Hydrobiidae</i>	43	33	54	67	0,71	0,33	0,85	1,33	78	
<i>Caenidae</i>	71	11	100	67	1,86	0,11	3,85	1,67	95	
<i>Psychodidae</i>	71	44	85	67	0,86	0,44	2,00	0,67	95	
<i>Stratiomyidae</i>	100	22	92	0	2,43	0,22	1,85	0,00	95	
<i>Hydrophilidae</i>	57	11	77	100	0,57	0,11	1,25	2,33	95	
<i>Tipulidae</i>	57	22	54	67	0,57	0,22	0,54	1,33	95	
<i>Nematoda</i>	71	11	46	0	1,49	0,10	1,98	0,00	95	
<i>Ostracoda</i>	100	22	100	100	3,14	0,33	2,69	3,33	107	
<i>Aeshnidae</i>	71	11	77	33	0,86	0,11	1,00	0,33	278	
	73	20	78	53	1,3	0,2	2,0	1,1		
4 Resilients no persistents										
<i>Philopotamidae</i>	43	44	0	0	0,57	0,38	0,00	0,00	78	
<i>Mesoveliidae</i>	14	11	23	0	0,14	0,11	0,38	0,00	122	
<i>Helodidae</i>	14	11	15	0	0,29	0,11	0,15	0,00	152	
<i>Glossiphoniidae</i>	14	11	8	0	0,14	0,11	0,08	0,00	184	
<i>Ephemerellidae</i>	14	22	8	33	0,14	0,22	0,08	0,33	247	
<i>Veliidae</i>	43	11	0	0	1,00	0,22	0,00	0,00	278	
<i>Coenagrionidae</i>	14	11	39	0	0,29	0,11	0,62	0,00	278	
<i>Cladocera</i>	29	0	23	33	0,29	0,00	0,31	0,33	576	
<i>Dolichopodidae</i>	43	0	8	33	0,43	0,00	0,08	0,33	576	
	25	14	14	11	0,4	0,1	0,2	0,1		
5 Poc resilients										
<i>Lymnaeidae</i>	100	11	0	100	1,41	0,11	0,00	2,67	122	
<i>Culicidae</i>	57	0	23	0	0,57	0,00	0,38	0,00	355	
<i>Gerridae</i>	100	0	31	100	2,29	0,00	0,54	2,67	355	
<i>Hydrometridae</i>	71	0	38	33	1,29	0,00	0,69	0,33	355	
<i>Lestidae</i>	29	0	23	33	0,43	0,00	0,38	0,66	355	
<i>Ancyliidae</i>	86	0	31	67	2,14	0,00	0,38	0,33	415	
<i>Nepidae</i>	43	0	8	0	0,43	0,00	0,08	0,00	415	
<i>Sphaeriidae</i>	71	0	15	33	1,29	0,00	0,15	0,33	633	
<i>Planorbidae</i>	86	0	0	33	1,57	0,00	0,00	0,33	2008	
<i>Libellulidae</i>	43	0	0	33	0,57	0,00	0,00	0,67	2008	
	69	1	17	43	1,2	0,0	0,3	0,8		

cont. Taula 6.1.

6 Temporalment a favorides	Freqüència				Rang mitjà d'abundància				DIA QUE
	ABANS FOC	FOC F1	FOC F2	FOC F3	ABANS FOC	FOC F1	FOC F2	FOC F3	ARRIBA
<i>Limoniidae</i>	57	33	38	0	0,57	1,11	1,77	0,00	95
<i>Copepoda</i>	29	22	85	0	0,43	0,22	2,15	0,00	95
<i>Hydraenidae</i>	43	33	85	0	0,57	0,33	1,77	0,00	95
<i>Halipilidae</i>	14	0	92	33	0,14	0,00	1,27	0,33	122
<i>Empididae</i>	14	22	77	67	0,14	0,20	1,15	0,67	152
<i>Tabanidae</i>	29	44	85	0	0,29	0,44	1,08	0,00	152
<i>Corduliidae</i>	29	11	77	0	0,71	0,11	1,62	0,00	184
<i>Polycentropidae</i>	14	11	77	33	0,14	0,11	1,08	0,33	214
<i>Hydridae</i>	0	11	31	0	0,00	0,11	0,38	0,00	278
<i>Hydropsychidae</i>	29	11	85	0	0,29	0,11	2,69	0,00	278
<i>Erpobdellidae</i>	29	0	46	0	0,29	0,00	0,46	0,00	355
<i>Gomphidae</i>	29	0	54	0	0,29	0,00	0,54	0,00	355
<i>Hydroptilidae</i>	57	0	77	33	1,29	0,00	1,85	1,00	355
<i>Calopterygidae</i>	14	0	62	0	0,14	0,00	0,77	0,00	380
<i>Psychomyiidae</i>	14	0	54	0	0,29	0,00	1,00	0,00	380
<i>Corixidae</i>	57	0	69	33	0,57	0,00	1,38	0,33	380
	25	9	68	15	0,4	0,1	1,2	0,2	
7 Puntuals	ABANS FOC	FOC F1	FOC F2	FOC F3	ABANS FOC	FOC F1	FOC F2	FOC F3	
<i>Gyrinidae</i>	14	0	15	0	0,43	0,00	0,31	0,00	
<i>Oribatidae</i>	43	0	0	0	0,43	0,00	0,00	0,00	
<i>Leptoceridae</i>	14	0	0	0	0,29	0,00	0,00	0,00	
<i>Chloroperlidae</i>	14	0	0	0	0,14	0,00	0,00	0,00	
<i>Cordulegasteridae</i>	14	0	0	0	0,14	0,00	0,00	0,00	
<i>Hygrobiidae</i>	14	0	0	0	0,14	0,00	0,00	0,00	
<i>Leuctridae</i>	14	0	0	0	0,14	0,00	0,00	0,00	
<i>Valvatidae</i>	14	11	0	0	0,14	0,11	0,00	0,00	
<i>Gordiacidae</i>	0	11	0	0	0,00	0,11	0,00	0,00	
<i>Anthomyiidae</i>	0	11	15	0	0,00	0,11	0,15	0,00	
<i>Athericidae</i>	0	11	0	0	0,00	0,11	0,00	0,00	
<i>Heptageniidae</i>	0	0	23	33	0,00	0,00	0,38	0,33	
<i>Dryopidae</i>	0	0	8	33	0,00	0,00	0,08	0,33	
<i>Ephydriidae</i>	0	0	8	0	0,00	0,00	0,08	0,00	
<i>Gammaridae</i>	0	0	8	0	0,00	0,00	0,08	0,00	
<i>Pyralidae</i>	0	0	8	0	0,00	0,00	0,08	0,00	
<i>Rhagionidae</i>	0	0	8	0	0,00	0,00	0,08	0,00	
<i>Sciomyzidae</i>	0	0	0	33	0,00	0,00	0,00	0,33	
<i>Physidae</i>	0	0	0	33	0,00	0,00	0,00	0,33	
	8	2	5	7	0,1	0,0	0,1	0,1	

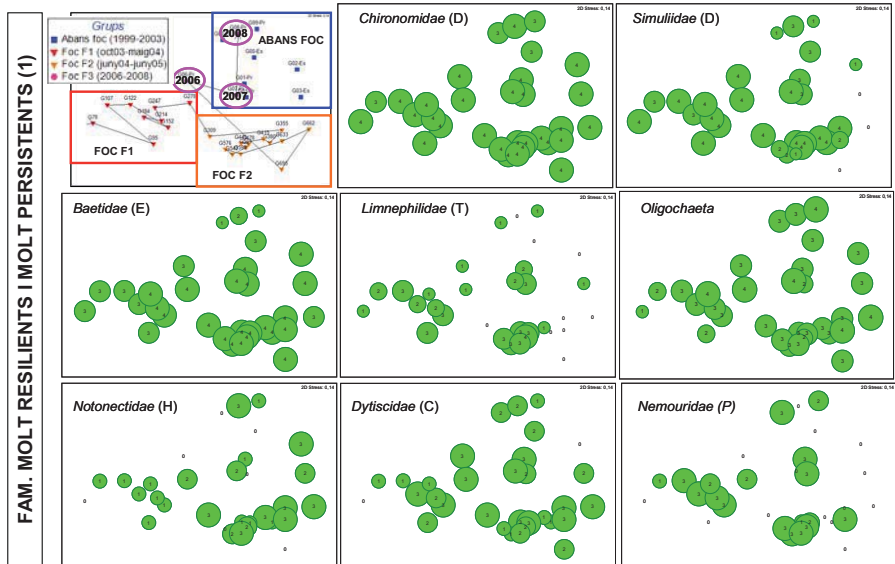


Figura 6.9. Tipus 1 (Pioneres). Families de macroinvertebrats presents abans de l'incendi que recolonitzen la riera de Gallifa abans dels 100 dies després de l'incendi i s'hi estableixen definitivament. La mida de les bombolles depèn del rang d'abundància (ind/mostra): 1=1-3, 2=4-10, 3=11-100, 4=>100. Entre parèntesi s'indica l'ordre al qual pertany la família: D: dípter, E: efemeròpters, T: tricòpter, H: heteròpter, C: coleòpter, P: plecòpter.

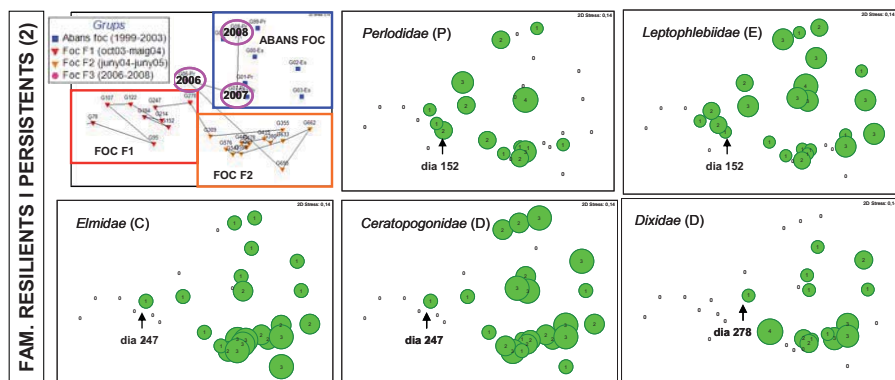


Figura 6.10. Tipus 2 (Resilients i persistents). Families de macroinvertebrats que arriben a la riera de Gallifa després de 100 dies de l'incendi i que s'hi mantenen. Rang d'abundància (ind/mostra): 1=1-3, 2=4-10, 3=11-100, 4=>100. Entre parèntesi s'indica l'ordre al qual pertany la família: C: coleòpter, D: dípter, E: efemeròpters, P: plecòpter.

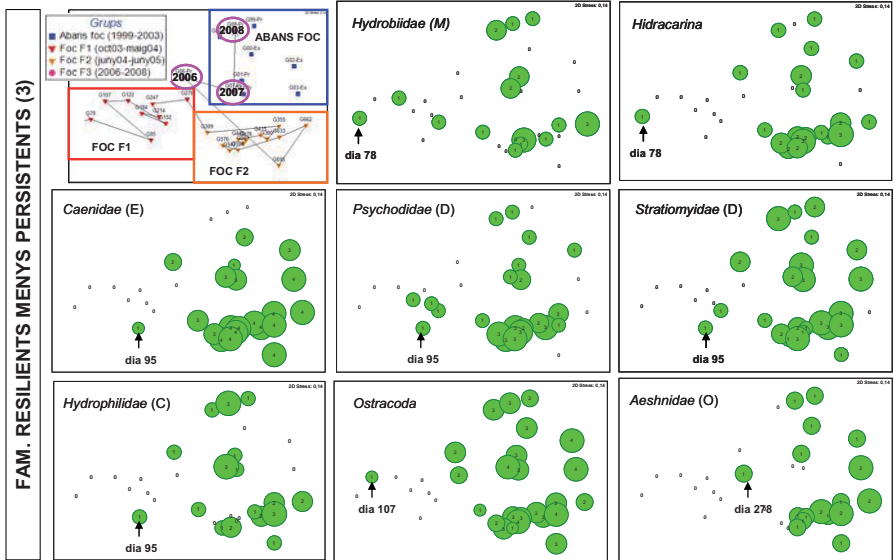


Figura 6.11. Tipus 3 (Resilients menys persistents). Famílies de macroinvertebrats presents de forma habitual abans del foc, que arriben a la riera de Gallifa en el primer any, però no s'hi estableixen immediatament. Rangos d'abundància (ind/mostra): 1=1-3, 2=4-10, 3=11-100, 4=>100. Entre parèntesi s'indica l'ordre al qual pertany la família: D: dípter, E: efemeròpters, C: coleòpter, M: mol·lusc, O: ondat.

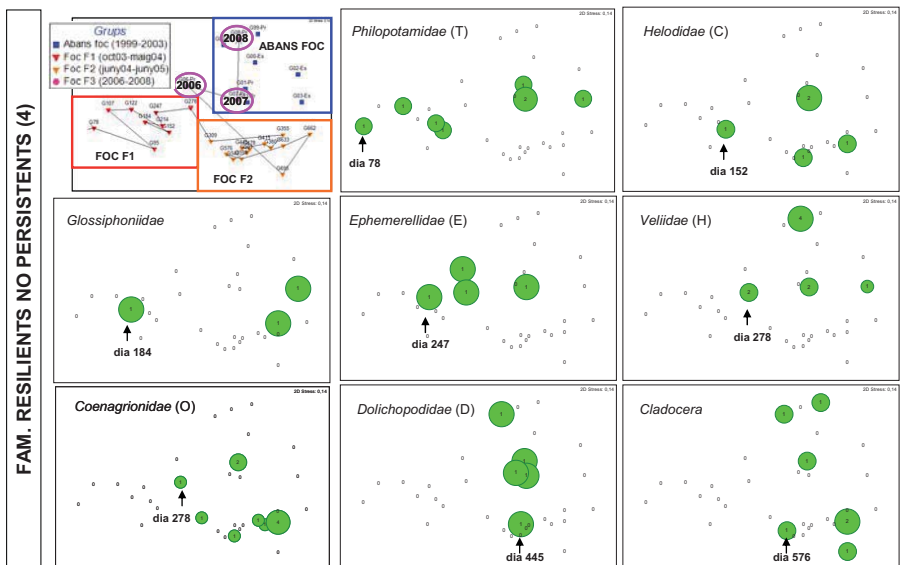


Figura 6.12. Tipus 4 (Resilients no persistents). Famílies de macroinvertebrats presents abans de l'incendi que arriben en els dos primers anys després del foc, però no s'hi estableixen. Rangos d'abundància (ind/mostra): 1=1-3, 2=4-10, 3=11-100, 4=>100. Entre parèntesi s'indica l'ordre al qual pertany la família: D: dípter, E: efemeròpters, C: coleòpter, O: ondat, T: tricòpter.

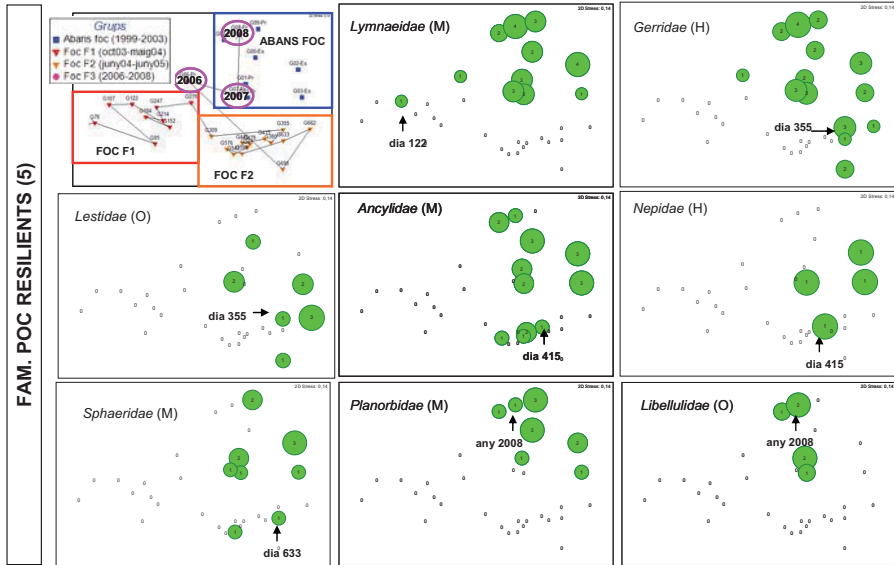


Figura 6.13. Tipus 5 (Poc resilient). Famílies de macroinvertebrats que en els primers dos anys d'estudi després del foc no s'estableixen a la riera de Gallifa. Rangos d'abundància (ind/mostra): 1=1-3, 2=4-10, 3=11-100, 4=>100. Entre parèntesi s'indica l'ordre al qual pertany la família: M: mol·lusc, O: odonat; H: heteròpter.

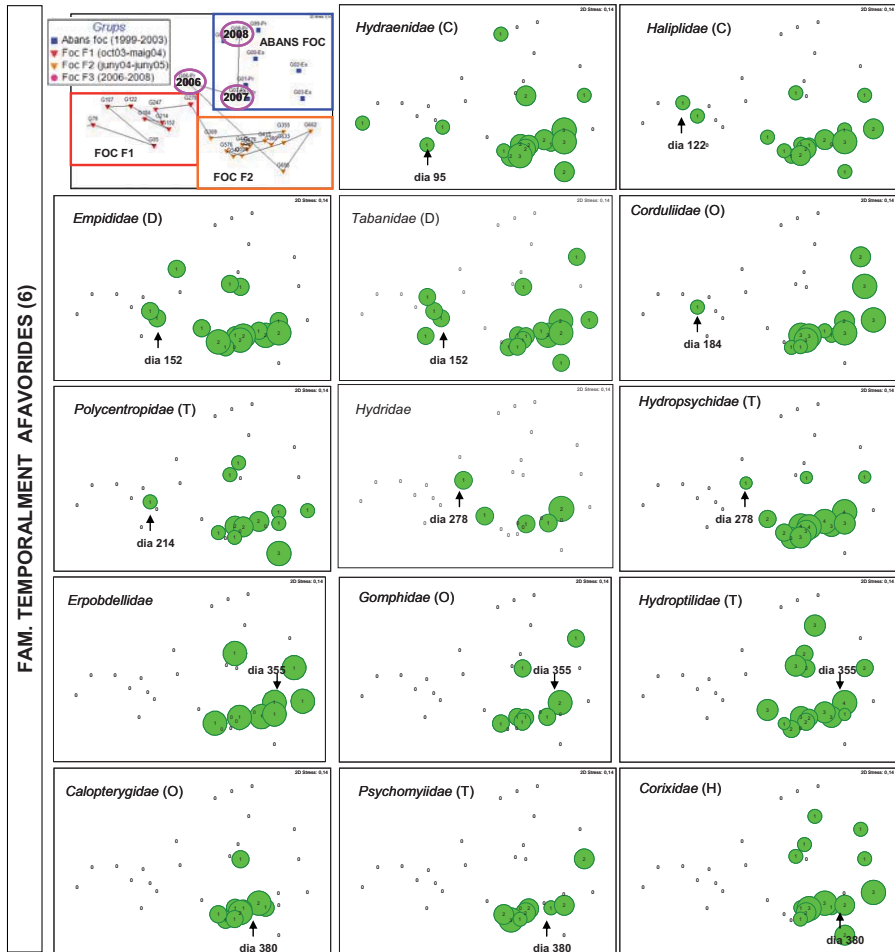


Figura 6.14. Tipus 6 (temporalment afavorides). Famílies de macroinvertebrats afavorides per l'incendi en el segon any d'estudi. Rangs d'abundància (ind/mostra): 1=1-3, 2=4-10, 3=11-100, 4=>100. Entre parèntesi s'indica l'ordre al qual pertany la família: D: dípter, T: tricòpter, O: odonat, C: coleòpter.

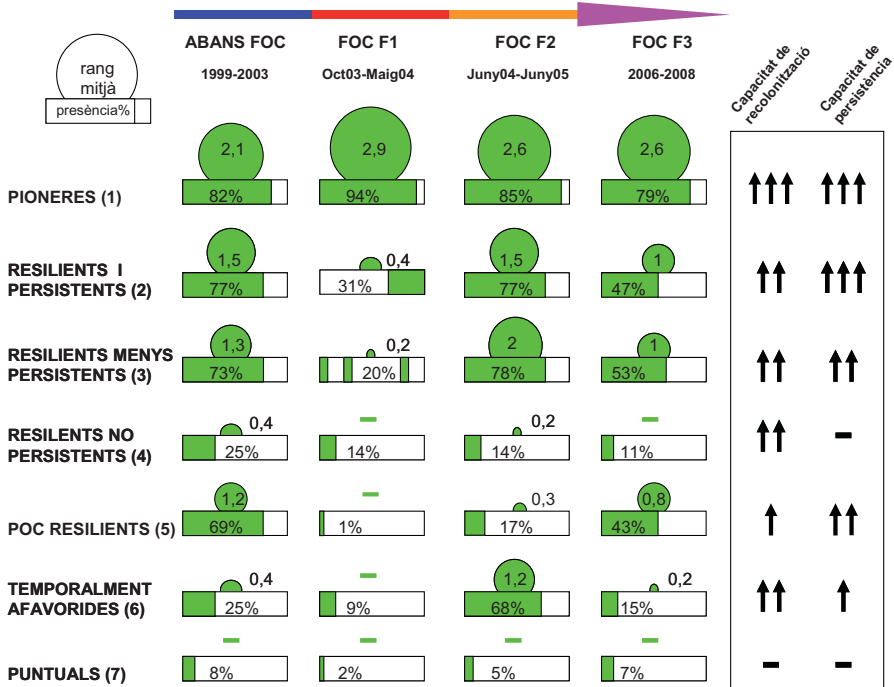


Figura 6.15. Rang mitjà d'abundància (cercles) i percentatges de presència mitjans (rectangles) dels grups de famílies de macroinvertebrats classificats en funció la seva resiliència i permanència en les quatre fases establertes en l'anàlisi MDS (Figura 6.5).

Finalment i com a visió sintètica de la classificació que s'ha realitzat de les diferents famílies, aquestes s'han representat en un MDS segons la seva pertinença a les 7 categories diferenciades (Fig. 6.16). S'observa com es distribueixen formant un gradient: les pioneres es situaven al centre del gràfic (gairebé sempre eren presents a la riera) acompanyades per les resilients persistents (que van arribar després dels 100 dies i es van establir), seguides per les resilients menys persistents (que van arribar després dels 100 dies, però s'establiren més tard) i per les temporalment afavorides (arriben en diferents moments però es concentren gairebé exclusivament en el 2n any, i per això es situen més desplaçades a la dreta). Al voltant d'aquestes quatre categories, es van situant les altres de forma més dispersa: les no resilients (situades a la dreta perquè algunes van arribar a finals del segon any, però fins el 3r, 4t o 5è no es van establir), les resilients no persistents (que abans del foc s'havien detectat, però la seva presència després del foc era puntual) i les puntuals (famílies que es troben puntualment abans o després del foc) de forma que en funció del moment que s'han detectat es situen més a la dreta (després del foc) o a l'esquerra (abans del foc) del gràfic, però sempre amb una posició perifèrica.

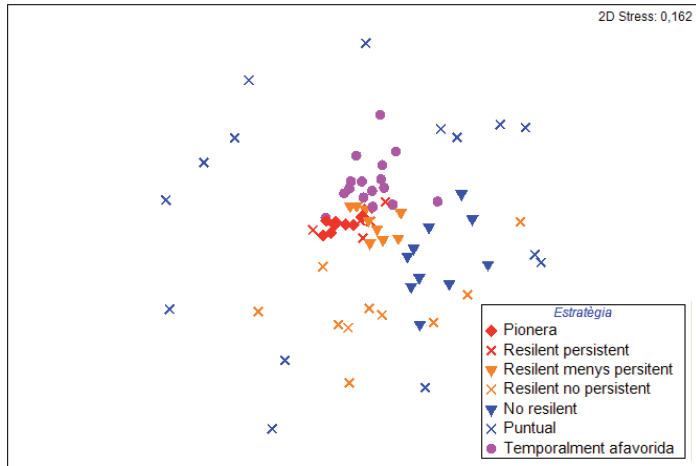


Figura 6.16. MDS de les famílies de macroinvertebrats (distància de Bray Curtis) segons el tipus assignat.

6.3 Comparació amb les comunitats de la riera no cremada (riera de Mura)

Abans del foc les comunitats de les 2 rieres eren similars (punt 6.1). Per comparar les dues comunitats després del foc es van ajuntar totes les mostres de les dues rieres d'abans i després de l'incendi i es van representar en un espai bidimensional (Fig. 6.17). Com a resultat es van agrupar les mostres per l'efecte del foc al llarg de l'eix 1 (les inicials després del foc situades a l'esquerra). En el primer eix les mostres de Gallifa inicials després del foc (*Foc F1*) s'ajuntaven amb les mostres de dues primaveres de Mura amb riqueses molt baixes (<20 famílies) les quals estaven afectades per fortes perturbacions (sequera forta a la primavera).

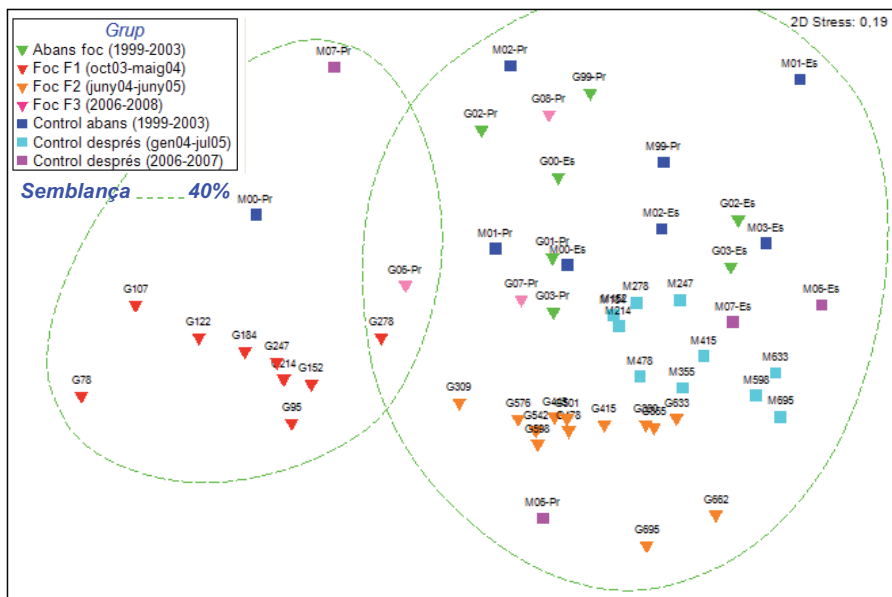


Figura 6.17. Representació del MDS de les comunitats de macroinvertebrats de Gallifa i Mura de tot l'estudi (1999-2008).

Com que per aquesta anàlisi es van introduir moltes mostres, el soroll va augmentar molt degut als diferents factors de perturbació implicats, i el MDS resultant va mostrar un nivell d'estrès elevat (>0,15) el qual indicava que no era possible representar prou bé les dades en un pla.

De totes maneres, la consistència dels grups establerts es veu també en l'anàlisi clúster d'agrupació de les estacions (Fig. 6.18) on es va definir 7 grups: 1) les mostres inicials després del foc (*Foc F1*); 2) un grup de mostres disperses de Mura amb riqueses baixes; 3) primaveres de Gallifa i Mura; 4) estius de Gallifa i Mura; 5) les mostres de Gallifa del segon any d'estudi (*Foc F2*); 6) les mostres de Mura contemporànies a *Foc F1* i *Foc F2* (Control després); i 7) un grup de mostres de zones de basses de les dues rieres. En aquest resultat s'observa com el factor temporal resulta tant important com el foc a l'hora de definir grups de mostres, fet que no s'evidenciava tant bé en el MDS.

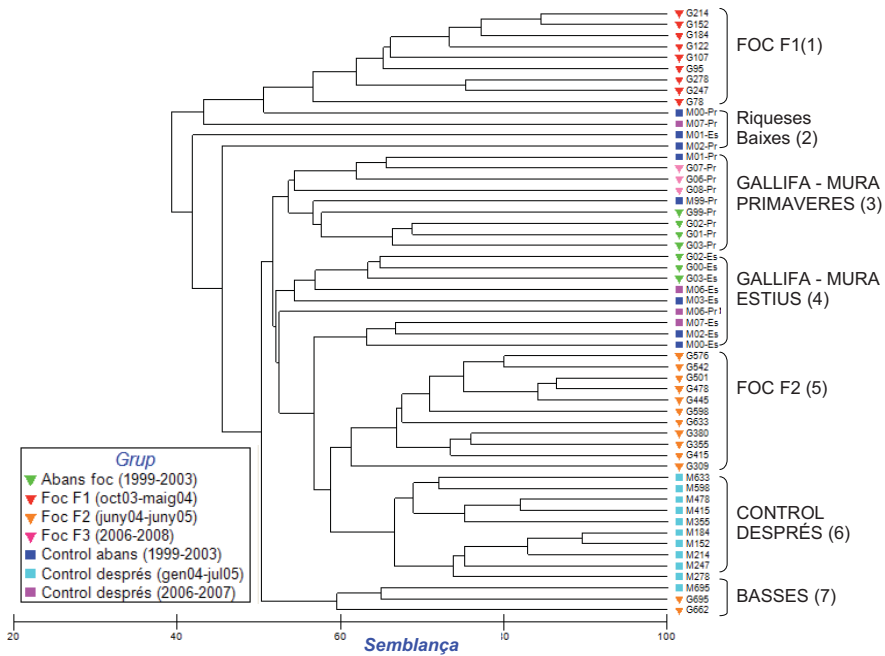


Figura 6.18. Classificació de tots els mostres de Gallifa i Mura des de 1999 a 2008 utilitzant la composició i abundància de macroinvertebrats a nivell taxonòmic de família.

Els grups de primaveres i estius de Gallifa i Mura (grups 3 i 4 de la Fig. 6.18) comptaven tan amb mostres anteriors a l'incendi com posteriors, de manera que es van interpretar com la variabilitat estacional natural de les dues rieres. Cal destacar que en el grup de mostres de primaveres (grup 3 de la Fig. 6.18) ja s'hi incloïen les de Gallifa després del foc dels anys 2006-2008. Aquestes serien les mostres que podríem definir com a la situació habitual de les rieres en condicions hidrològiques mitjanes o humides, mentre que les mostres de basses (7) o riqueses baixes (2) correspondrien a moments de sequera o molt fred.

Per altra banda, per esbrinar quines famílies continuaven diferenciant les mostres de Gallifa i Mura després de l'incendi (Foc F2 i Control després) (Fig. 6.18) es va realitzar un altre anàlisi SIMPER (Fig. 6.19). S'hi observava que les dues rieres compartien 6 de les 10 famílies amb més tant per cent de contribució al grup (Fig. 6.19a,b). I d'entre les famílies que contribuïen més a diferenciar els grups, només 4 mancaven a la riera de Gallifa: els mol·luscs *Lymnaeidae* (presentes abans del foc); els *Leptoceridae* i *Ephemerellidae* (molt poc abundants abans del foc) i els *Dugesiidae* (absents abans del foc). De manera que el que contribuïa més a diferenciar les dues comunitats eren les abundàncies de les famílies que es van mostrar menys resilient.

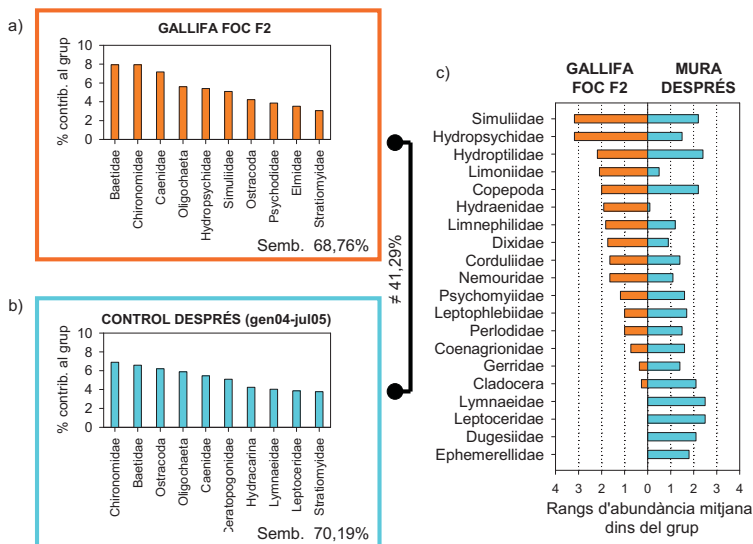


Figura 6.19. Famílies de macroinvertebrats de després de l'incendi de Gallifa (a) i Mura (b) ordenades pel seu percentatge de contribució mitjana en la semblança mitjana dins de cada grup (només es representen les famílies que acumulen un 50% de contribució sobre el total). S'especifica el percentatge de semblança dins de cada grup i el de dissemblança entre els dos grups. c) Abundància mitjana de les famílies que tenen un 50% de contribució en diferenciar les dues comunitats (observis l'absència de *Chironomidae* i *Baetidae* a causa de la seva abundància en totes les mostres).

6.4 Importància de les variables ambientals mesurades en l'agrupació d'estacions i comunitats de macroinvertebrats

En la representació de l'RDA de les dades ambientals i de macroinvertebrats, els dos primers eixos expliquen un 33,6% i 16,7% de variança respectivament (Fig. 6.20). El primer eix es pot interpretar com l'efecte inicial de l'incendi i la seva posterior recuperació, perquè les mostres del grup *Foc F1* de Gallifa es distribueixen en el quadrant dret i la resta de mostres en l'esquerre. Com ja s'ha dit, les mostres del grup *Foc F1* es caracteritzaven per una baixa riquesa i abundància, i per una variabilitat molt gran en quant a la composició faunística de la comunitat a causa de les successives aparicions i desaparicions d'organismes, de manera que ben poques famílies de macroinvertebrats es van relacionar amb aquestes mostres, només els *Simuliidae*, els *Limnephilidae*, els *Nemouridae* i els *Philopotamidae*. Aquests resultats coincideixen amb les anàlisis anteriors. Les variables ambientals que es van relacionar més amb aquest grup foren els nutrients (nitrats i fosfats) i els ions que més contribueixen a augmentar la conductivitat (clorurs i sulfats); mentre que en l'altre extrem d'aquest primer eix, caracteritzat per l'heterogeneïtat d'hàbitat i una millor qualitat del bosc de ribera, s'hi van agrupar les mostres *Foc F2* i les de Mura (*Control abans* i *Control després*). Els macroinvertebrats que millor van caracteritzar aquests grups van ser els *Caenidae*, els *Hydropsychidae*, els *Hydroptilidae*, els *Ostracoda*, els *Copepoda*, els *Cladocera*, els *Ceratopogonidae* i els *Stratiomyidae* entre altres.

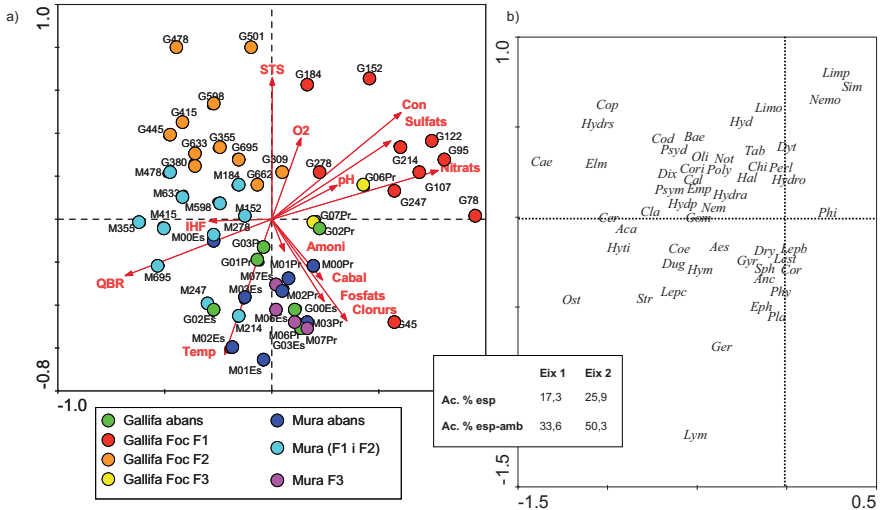


Figura 6.20. Representació dels dos primers eixos de l'anàlisi RDA dels macroinvertebrats presents a les mostres de les rieres de Gallifa i Mura abans i després del foc. a) variables ambientals i les mostres. b) famílies de macroinvertebrats (s'han exclòs les 29 famílies que tenien una puntuació inferior a 0,15 en els dos eixos). La mida de les fletxes indica la importància de la variable i la punta la direcció cap a on creix la seva influència. Es mostra el percentatge de la variança acumulada de les famílies i de la interacció famílies-ambient del 1r i 2n eix. Els codis per les famílies de macroinvertebrats abreujats és: Aca- Hydracarina, Aes- Aeshnidae, Anc- Ancylidae, Bae- Baetidae, Caе- Caenidae, Cal- Calopterygidae, Cer- Ceratopogonidae, Chi- Chironomidae, Cla- Cladocera, Cod- Corduliidae, Coe- Coenagrionidae, Cop- Copepoda, Cor- Cordulegasteridae, Cori- Corixidae, Dix- Dixidae, Dry- Dryopidae, Dug- Dugesidae, Dyt- Dytiscidae, Elm- Elmidae, Emp- Empididae, Eph- Ephemeroptera, Ger- Gerridae, Gom- Gomphidae, Gyr- Gyrinidae, Hal- Halilidae, Hyd- Hydraenidae, Hydp- Hydrophilidae, Hydra- Hydridae, Hydro- Hydrobiidae, Hydrs- Hydropsychidae, Hym- Hydrometridae, Hyti- Hydroptilidae, Lepb- Leptophlebiidae, Lepc- Leptoceridae, Lest- Lestidae, Limo- Limoniidae, Limp- Limnephilidae, Lym- Lymnaeidae, Nem- Nematodo, Nemo- Nemouridae, Not- Notonectidae, Oli- Oligochaeta, Ost- Ostracoda, Perl- Perlodidae, Phi- Philopotamidae, Phy- Physidae, Pla- Planorbidae, Poly- Polycentropodidae, Psyd- Psychodidae, Psym- Psychomyiidae, Sim- Simuliidae, Sph- Sphaeriidae, Str- Stratiomyidae, Tab- Tabanidae.

El segon eix segrega les mostres de Gallifa de després de l'incendi (quadrants superiors) i les de Gallifa d'abans de l'incendi junt amb les de Mura (quadrants inferiors). A la part inferior del RDA, s'hi acumulen totes les famílies de mol·luscs (*Ancylidae*, *Lymnaeidae*, *Planorbidae*, *Physidae*, *Sphaeriidae*) menys els *Hydrobiidae*, junt amb els *Leptophlebiidae* i els *Ephemeroptera* i algun heteròpter, coleòpter i odonat. Aquestes darreres famílies ja eren molt poc abundants o no eren presents a la riera de Gallifa abans del foc. L'entrada de materials diversos del primer any junt amb la sequera del segon afavoriren els valors elevats de sòlids i sals a la riera que es situen en el quadrant superior, mentre que la major temperatura (mostres d'estiu i primavera) i una relativa major concentració de clorurs i fosfats de les mostres de Gallifa i Mura d'abans del foc van definir l'altre extrem del segon eix.

DISCUSSIÓ

La resistència de la comunitat de macroinvertebrats va ser nul·la als efectes del foc, a causa de les pluges posteriors al foc que van arrossegar tota classe de materials que provenien del 84% de la conca de la riera cremada en el punt de mostreig. Les famílies més resilientes (pioneres) van ser *Chironomidae*, *Simuliidae* i *Baetidae* les quals en menys de 100 dies van recolonitzar la riera (Fig.6.9 i Fig.6.21). Es caracteritzen per ser famílies oportunistes de generació i dispersió ràpida que ja s’han descrit en les primeres etapes de successions d’altres incendis (Minshall et al., 1997, Vieira et al., 2004, Mellon et al., 2008) i després d’avingudes (Langton i Casas, 1998, Minshall et al., 2001c, Robinson et al., 2004). Roby i Azuma (1995) van trobar correlació significativa i positiva entre el número de *Chironomidae*/m² i la quantitat de sediment transportable del riu en una conca cremada; de manera que per aquests dípters ja s’ha constatat que les condicions ambientals posteriors al foc afavoreixen el seu establiment i abundància. Ladle et al. (1985) quantificaren en només 35 dies el temps necessari perquè els quironòmids recol·lonitzessin uns canals artificials. A Gallifa, tot i les dures condicions ambientals ja es van recol·lectar tres individus de *Chironomidae* en el 45è dia després del foc. Altres famílies com *Limnephilidae*, *Notonectidae*, *Dytiscidae*, *Nemouridae* i *Oligochaeta*, sense ser dominants també van aparèixer i romandre a la riera de forma continuada abans dels 100 dies després del foc de forma que també es van considerar famílies molt resilientes i molt persistents (Fig. 6.21).

CAPACITAT DE COLONITZACIÓ			
CAPACITAT DE PERMANÈNCIA	1. PIONERES <i>Chironomidae</i> , <i>Simuliidae</i> , <i>Baetidae</i> , <i>Limnephilidae</i> , <i>Oligochaeta</i> , <i>Notonectidae</i> , <i>Dytiscidae</i> , <i>Nemouridae</i>	2. RESILIENTS I PERSISTENTS <i>Perlodidae</i> , <i>Leptphlebiidae</i> , <i>Elmidae</i> , <i>Ceratopoginidae</i> , <i>Dixidae</i>	
		3. RESILIENTS MENYS PERSISTENTS <i>Hidracarina</i> , <i>Hydrobiidae</i> , <i>Caenidae</i> , <i>Psychodidae</i> , <i>Stratiomyidae</i> , <i>Hydrophilidae</i> , <i>Tipulidae</i> , <i>Nematoda</i> , <i>Ostracoda</i> , <i>Aeshnidae</i>	5. POC RESILIENTS <i>Lymnaeidae</i> , <i>Culicidae</i> , <i>Gerridae</i> , <i>Hydrometridae</i> , <i>Lestidae</i> , <i>Ancylidae</i> , <i>Nepidae</i> , <i>Sphaeridae</i> , <i>Planorbidae</i> , <i>Libellulidae</i>
		4. RESILIENTS NO PERSISTENTS <i>Philopotamidae</i> , <i>Mesoveliidae</i> , <i>Helodidae</i> , <i>Glossophoniidae</i> , <i>Ephemerellidae</i> , <i>Veliidae</i> , <i>Coenagrionidae</i> , <i>Cladocera</i> , <i>Dolichopodidae</i>	
		6. TEMPORALMENT AFAVORIDES <i>Limoniidae</i> , <i>Copepoda</i> , <i>Hydraenidae</i> , <i>Halipilidae</i> , <i>Empididae</i> , <i>Tabanidae</i> , <i>Corduliidae</i> , <i>Polycentropidae</i> , <i>Hydriidae</i> , <i>Hydropsychidae</i> , <i>Erpobdellidae</i> , <i>Gomphidae</i> , <i>Hydroptilidae</i> , <i>Calopterygidae</i> , <i>Psychomyiidae</i> , <i>Corixidae</i>	

Figura 6.21. Famílies de macroinvertebrats de la riera de Gallifa classificats en funció de la seva capacitat de colonització i permanència.

En els estudis d'incendis planificats amb percentatges baixos de conca cremada els efectes sobre els macroinvertebrats han estat mínims (Britton, 1991b, Bêche et al., 2005), mentre que els estudis dels efectes de grans avingudes també s'han observat davallades molt importants (del 50-98%) del número d'individus (Fisher et al., 1982, Miller et al., 2003, Effenberger et al., 2006). A part de l'efecte de les crescudes intenses que poden eliminar molts hàbitats i refugis per la fauna (Lancaster i Hildrew, 1993, Townsend et al., 1997), altres efectes indirectes del foc com l'aportació de materials cremats i sediments erosionats de la conca a la riera de Gallifa (Vila-Escalé et al., 2007a) expliquen també la pràctica eliminació de la comunitat de macroinvertebrats en el nostre cas.

Els efectes directes de l'incendi com l'escalfament de l'aigua i dels substrats, i la deposició de cendres (Minshall, 2003, Cowell et al., 2006) no es va poder avaluar perquè va ploure de seguida. Malgrat això els seus efectes normalment no són letals per les comunitats aquàtiques (Rinne, 1996, Minshall, 2003, Bêche et al., 2005, Cowell et al., 2006). Alguns macroinvertebrats, com dípters, efemeròpters i tricòpters, quan detecten l'entrada de cendres al riu poden derivar aigües avall (Earl i Blinn, 2003, Mellon et al., 2008) disminuint la seva riquesa i abundància. Tanmateix Minshall et al. (2001c) especulen que ens els rius d'ordre baix, el poc volum d'aigua pot amortir menys la fluctuació de la temperatura o la concentració de contaminants aportats per les cendres, i per tant els efectes directes podrien no ser despreciables en aquests casos.

La freqüència de mostreig mensual va permetre detectar en el primer any un elevat nombre de famílies de gairebé tots els ordres que van realitzar intents de colonització sense èxit abans d'establir-se de forma continuada a la riera (**Fig.6.11** i **Fig.6.12**). La presència d'aquestes famílies que es van classificar com a *resilients menys persistents* o *resilients no persistents* demostra la facilitat de dispersió dels insectes, però també que les condicions ambientals de la riera no eren adequades durant aquest primer any per l'establiment continuat d'un bon nombre de macroinvertebrats segurament a causa de pertorbacions tan físiques com químiques conseqüència de les pluges i l'incendi (Vila-Escalé et al., 2007a) (**Capítol 2, 3 i 4**). El baix nivell de semblança entre les mostres comparades mes a mes, indicant un recanvi de famílies elevat, recolzaria aquesta hipòtesi (**Fig.6.5** i **Fig 8.5**).

L'estructura de la comunitat partir del segon any (dia 350 - principis estiu 2004) es va assemblar més a la que existia abans del foc a causa de diferents canvis en els factors abiòtics. En primer lloc, les pluges ja havien rentat de la conca la part més important de matèria orgànica i d'elements químics (Vila-Escalé et al., 2007a) (**Capítol 3**) encara que els sòlids es suspensió seguien tenint molta importància com es pot observar en l'RDA (**Fig.6.20**). En segon lloc, l'heterogeneïtat de l'hàbitat es va recuperar (**Capítol 2**); i finalment la pluja va minvar, de manera que aquesta situació deuria permetre que l'estructura de la comunitat es recuperés i fos més similar a la que existia abans del foc (**Fig.6.7**). Aquesta progressiva recuperació es va demostrar en el major grau de semblança de la comunitat de Gallifa entre mesos, en el major grau de semblança de la comunitat de la riera cremada i la comunitat del riu de referència (Mura) contemporànies, i també en l'augment de la riquesa taxonòmica. També en el segon any vam detectar un conjunt de famílies amb abundàncies força elevades que vam considerar

temporalment afavorides pel foc perquè abans de l'incendi tenien abundàncies molt baixes, segurament perquè es trobaven limitades per factors ambientals (com la pèrdua d'hàbitat a causa de la temporalitat en el cas dels *Hydropsychidae*) o per interaccions biòtiques com la competència o la predació. En les regions mediterrànies quan els cabals comencen a ser més constants els controls biòtics es poden considerar tant importants com els abiòtics (Gasith i Resh, 1999).

Els mol·luscs van ser l'únic grup de macroinvertebrats que en els dos anys posteriors al foc no van establir-se a la riera (*famílies poc resilientes*). Les famílies d'aquest grup són les que millor exemplifiquen la hipòtesi que la comunitat de Gallifa anterior a l'incendi no va resistir les repetides avingudes i que el riu es va haver de repoblar amb organismes que o bé venien d'aigües avall de la riera o bé d'altres rieres; per això els insectes aquàtics foren els més ràpids i abundants a causa de la seva facilitat de dispersió. I és que els mol·luscs com *Lymnaeidae* i *Planorbidae* que van aparèixer al 3r any o al 5è any, respectivament, tenen una capacitat de dispersió limitada (aquàtica passiva o activa), mentre els *Hydrobiidae*, *Sphaeriidae* i *Ancylidae*, els quals van aparèixer en el 2n any de forma puntual, a part de la dispersió aquàtica també poden dispersar-se de forma aèria passiva (Tachet et al., 2000). Aquest comportament dels mol·luscs posterior al foc no s'ha descrit en altres rius després d'incendis. En ambients desèrtics Vieira et al. (2004) donen molta importància a la dispersió aèria com a estratègia de recolonització després del foc. D'altra banda, Acuña et al. (2005) detectaren una baixa resiliència d'*Ancylus* després d'una avinguda. Segons Wallace (1990) els tàxons que no són insectes acostumen a ser dels darrers a reaparèixer en les successions a causa de les seves taxes de dispersió més baixes. El fet que moltes de les famílies *poc resilientes* siguin els principals brostejadors dels rius podria ser rellevant per explicar algun dels canvis que hi van haver en les comunitats de diatomees (Capítol 8). Per altra banda, entre aquestes famílies *poc resilientes* s'hi van detectar alguns depredadors (odonats i heteròpters) els quals en ser absents en el segon any podrien ser la causa de l'increment de les famílies *temporalment afavorides* que van minvar coincidint amb l'augment d'aquests depredadors.

La mostra de Gallifa de l'any 2006 (3r any) va romandre propera a les inicials després del foc segurament a causa de la sequera del 2005. En canvi, la mostra del 2007 (4t any) va resultar semblant a la de la pròpia riera de Gallifa de la primavera del 2002 (Fig. 6.20) caracteritzada per una riquesa mitjana (Fig. 6.5) i un valor de temporalitat (mesurat amb l'índex EPT/EPT+OCH) baix (vegeu Capítol 9). Finalment, les mostres més semblants a la del 2008 (5è any) foren les dels anys anteriors a l'incendi (Fig. 6.5 i Fig. 6.17), tot i que la comunitat del 2008 no era gaire rica en famílies probablement a causa de que la riera havia estat seca fins poques setmanes abans del mostreig, fet que s'evidenciava perquè la majoria d'insectes tenien una mida molt petita (Pau Fortuño com. pers.). Una altra evidència de la recuperació va ser que en l'inventari d'aquesta mostra de la primavera del 2008 ja hi figuraven 5 famílies de mol·luscs diferents, els quals van ser dels organismes que van manifestar menys resiliència a l'incendi, i que en canvi alguns d'ells semblen més adaptats als períodes de sequera propis dels rius mediterranis (Gasith i Resh, 1999, Acuña et al., 2005).

La sèrie llarga de dades de la que es disposava va permetre per una banda tenir una referència d'abans del foc, però també d'allargar la sèrie tres anys després dels dos de mostres mensuals. Amb el conjunt de 10 anys de dades de la sèrie de la riera de Gallifa junt amb la de la riera control, s'observava com en el quart any després de la pertorbació que va suposar el foc, la comunitat de macroinvertebrats de la riera de Gallifa s'havia recuperat gairebé totalment de l'incendi. Aquesta recuperació sembla ràpida si la comparem amb les dades de Richards i Minshall (1992) Minshall et al. (2001b) i Vieira et al. (2004) que detecten disminucions en la riquesa fins a 4 o 5 anys després del foc (també després de períodes de pluja abundants), i períodes majors de 6-10 anys en obtenir comunitats similars (Minshall et al., 1997, Vieira et al., 2004). Possiblement aquesta celeritat es degui a les característiques de les comunitats dels rius mediterranis, les quals estan adaptades a les pertorbacions naturals cíclics marcades pels canvis hidrològics (sequeres i avingudes) causats pel clima mediterrani (Gasith i Resh, 1999, Lake, 2003, Bonada et al., 2007a). Alguns exemples d'aquestes adaptacions dels macroinvertebrats en els rius mediterranis estan relacionades amb els seus cicles de vida curts, l'elevada taxa de reproducció, la tolerància a l'estrès abiòtic, els estadis resistent a la dessecació, la flexibilitat en els seus cicles de vida i en general un comportament amb sincronia amb els factors ambientals (Gasith i Resh, 1999).

En aquest estudi també es mostra la gran aplicació que tenen les dades recollides per estudis que tenen objectius a llarg termini com les que es generen amb les estudis que la Diputació de Barcelona des de l'any 1994 dels rius de la província de Barcelona i que han permès comparar els efectes de l'incendi amb mostres recollides anteriorment en el mateix tram de riu.

Capítol 7

Trets biològics de la comunitat de macroinvertebrats

Entre els troncs negres i clivellats dels arbres, damunt un gruix de cendra on el peu s'enfonsaria, s'alça una mena de petita flama verda. Una nova alzina, un rebroll d'alzina, però una nova alzina, de fet, que ja té gairebé dos pams. És filla de l'incendi, encara no té un mes.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ

Veure introducció del **Capítol 6**.

Els objectius d'aquest capítol són:

- Estudiar la comunitat de macroinvertebrats de la riera cremada a nivell taxonòmic de gènere durant dos anys per caracteritzar la successió secundària. Es va considerar que per estudiar la successió de forma detallada calia un mínim de dos anys de mostrejos mensuals.
- Esbrinar quins eren els trets biològics dels gèneres de macroinvertebrats al llarg d'aquesta successió.
- Relacionar l'evolució de la comunitat de macroinvertebrats a nivell taxonòmic de gènere amb els factors ambientals.

MATERIAL I MÈTODES

En el **Capítol 1** es descriu la situació i les característiques de les dues rieres estudiades.

Mostreig de macroinvertebrats

A la riera de Gallifa (riera amb el 84% de la conca cremada) i a la de Mura (riera de referència usada com a control), es van capturar durant dos anys després del foc i amb una freqüència quinzenal o mensual (agost 2003 a juliol 2005; veure **Taula 1.7** i **1.8**) els macroinvertebrats amb la tècnica d'"escombrat" (de l'anglès *kicking*) mitjançant una xarxa manual amb un diàmetre de porus de 250 µm en trams d'uns 50 m (Jáimez-Cuéllar et al., 2002, ACA, 2006). Sempre que va ser possible es van agafar per separat les mostres de les zones reòfiles i les lenítiques. A les zones d'aigües ràpides la xarxa es col·locava davant de les pedres i es netejaven perquè l'aigua arrossegés cap a ella els organismes que se'n despenien; es removia el substrat més fi perquè quedessin en suspensió els organismes que contenia; i es passava la xarxa de baix a dalt per la vegetació. A les zones d'aigües lentes també es passava de baix a dalt la xarxa per la vegetació; i es movia i recollia el substrat que quedava en suspensió. En tots els casos s'anotaven els organismes esquius que nedaven per la superfície (alguns heteròpters i coleòpters) (Jáimez-Cuéllar et al., 2002, ACA, 2006).

Cada hàbitat es va mostrejar fins que no hi apareixien famílies noves i es va anotar el temps que es trigava en fer el mostreig. El temps mitjà de dedicació aproximat fou de 3,5 minuts per tram.

Les mostres es netejaven de sediment fi fent passar aigua per la xarxa a la zona de la corrent i es posaven en safates blanques amb aigua per anotar les famílies presents. S'extreien les restes vegetals i les pedres, i seguidament es guardaven en pots de 250 ml i es fixaven en formol al 4% per conservar-les fins a la seva observació. Al laboratori es rentava la mostra de l'excés de formol, s'identificaven els organismes mitjançant una lupa binocular i s'emmagatzemaven en tubs amb etanol al 70%. S'observava tota la mostra i se n'annotava el total d'organismes de cada tàxon present.

La majoria d'invertebrats (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Odonata*, *Coleoptera*, *Heteroptera*, *Mollusca*, *Lepidoptera*, *Hydroida*, *Achaeta*, *Hydracarina*) d'aquest estudi detallat del procés de successió es van identificar al nivell taxonòmic de gènere segons Tachet et al. (2000). Els tricòpters, quan la mida ho va permetre, es van identificar a nivell d'espècie (Vieira-Lanero, 2000, Bonada et al., 2004a). La majoria dels dípters que es van identificar a nivell de família. Altres tipus d'organisme es van identificar a nivell de grup: *Copepoda*, *Cladocera*, *Hydracarina*, *Nematoda* i *Oligochaeta*.

Descriptius de la comunitat

En base als macroinvertebrats identificats al màxim nivell taxonòmic possible (veure punt anterior) i per les dues rieres es va calcular la riquesa taxonòmica, la riquesa acumulada, l'abundància i les corbes de k-dominància. L'abundància es va obtenir mesurant la densitat per unitat de temps de mostreig. Per comparar estadísticament si la riquesa entre les dues rieres resultava alterada per l'incendi es va realitzar l'anàlisi no paramètric U de Mann-Whitney per dues mostres independents mitjançant el programa estadístic SPSS 13.0 (SPSS, 2001). Per generar les corbes de k-dominància els taxa s'ordenen per ordre d'importància en termes d'abundància a les abscisses (escala logarítmica), mentre que el percentatge de dominància (escala acumulativa) es representa a les ordenades (Clarke i Warwick, 2001). Per conèixer la riquesa acumulada en el temps i analitzar la dominància es va usar el programa estadístic PRIMER 6.1.2.

Estructura de la comunitat

Amb les mateixes dades, per comparar la composició de taxa de les comunitats de macroinvertebrats de Gallifa i de Mura després de l'incendi es va calcular la matriu de semblances entre cada parell de mostres (mitjançant la distància de Bray-Curtis i amb les abundàncies transformades a $\log(x+1)$ (Clarke i Warwick, 2001) i es van representar gràficament en un espai bidimensional mitjançant l'anàlisi d'ordenació d'escalament multidimensional (MDS, de l'anglès *non-Metric Multi-Dimensional Scaling*). No es van eliminar els tàxons poc freqüents perquè quan s'inicia la successió les abundàncies totals poden ser baixes. L'anàlisi de les semblances (ANOSIM, de l'anglès *ANalysis Of SIMilarities*) s'usà per testar si hi havia diferències significatives en quant a la composició taxonòmica respecte el 2n any de Gallifa i el 2n de Mura. L'ANOSIM és una anàlisi multivariant no paramètrica que treballa mitjançant mètodes de permutació sobre la matriu de semblances (Clarke i Warwick, 2001) on els valors

de R (-1,+1) propers a zero indiquen que H_0 és certa (mentre que R grans indiquen que H_1 és certa). Posteriorment es va usar l'anàlisi de la semblança percentual (SIMPER, de l'anglès *Similarity PERcentages*) al nivell de tall del 50% per saber: 1) quins tàxons contribuïen més en la separació dels grups predefinits i 2) per conèixer la seva contribució (expressada mitjançant la dissemblança de Bray-Curtis mitjana entre parells de grups de mostres) en diferenciar els grups. El programa estadístic usat fou PRIMER 6.1.2.

Estratègies tròfiques

Les estratègies tròfiques dels macroinvertebrats de les dues rieres es van assignar mitjançant la classificació de Tachet et al. (2000) i Merritt i Cummins (1984) (**Annex 6.3**). Es van realitzar gràfics d'evolució de les estratègies tròfiques principals. Per saber si hi havia diferències significatives entre les dues rieres i entre els anys d'estudi en quant al nombre de taxa de cada estratègia, es va realitzar l'anàlisi no paramètric de Kruskal-Wallis ($p < 0,01$), i quan es van detectar diferències significatives entre grups es va aplicar un altre test no paramètric (U de Mann-Whitney, $p < 0,01$) per dues mostres independents per saber entre quins grups concrets hi havia diferències. Les anàlisis es van fer mitjançant el programa estadístic SPSS 13.0 (SPSS, 2001).

Trets biològics de les espècies

Per saber si l'estructura de la comunitat denotava una associació entre les característiques (trets) biològiques de les espècies i les condicions ambientals, es va usar el "mètode de la quarta cantonada" (de l'anglès *fourth-corner problem*) que és un anàlisi funcional directe on les espècies, l'ambient i els trets de les espècies s'analitzen en un sol pas (Legendre i Legendre, 1998). Les funcions necessàries per computar aquesta anàlisi tenint en compte l'abundància estan disponibles en el programari R (Dray i Legendre, 2008). Per realitzar l'anàlisi calen 3 taules: taula L (mostres x espècies), taula R (mostres x variables ambientals) i Taula Q (espècies x trets de les espècies); i la funció retorna una quarta taula amb la relació entre els trets i les variables ambientals. En base als grups formats en l'anàlisi MDS (Foc 1r any: G78 a G278, $n = 8$; Foc 2n any: G355 a G501, $n = 6$; Control sense cremar: M152 a 478, $n = 7$) es van crear tres variables fictícies (de l'anglès, *dummy*) per determinar si hi havia diferències estadístiques significatives ($p < 0,05$ o $p < 0,01$) en quant als trets biològics de cada grup preestablert. També es van anotar les variables ambientals que tenien més pes a l'hora de diferenciar els tres grups (**Taula 7.2**). Posteriorment es van realitzar tres anàlisis parcials per veure com els trets de les espècies canviaven en funció de les variables ambientals, però a causa del baix nombre de mostres (s'havien exclòs les mostres amb cabals nuls i quan les rieres estaven glaçades), l'anàlisi no va donar resultats satisfactoris. Per aquesta raó s'han especificat en la **Taula 7.2** les variables que influeixen més en cada tret, però no podem saber la importància de seva influència en cada un dels tres períodes.

El "mètode de la quarta cantonada" requereix l'elecció d'un model que determina el tipus de permutació que s'utilitza (Legendre et al., 1997). En el nostre cas es va escollir el Model 1

(l'ambient controla les espècies) perquè partim del supòsit que les espècies es troben en un hàbitat quan les condicions ambientals són apropiades pel seu desenvolupament (Legendre et al., 1997). Els 13 trets biològics de cada gènere es van extreure de Tachet et al. (2000) on s'indica l'afinitat (de 0 a 5) de cada tàxon per cada categoria de tret. El zero indica gens d'afinitat, i els valors iguals o superiors a tres, molta afinitat. Per tal d'adaptar la matriu de macroinvertebrats per enfrontar-la a la dels trets de les espècies (Tachet et al., 2000), va ser necessari 1) transformar totes les espècies a gèneres, 2) reconvertir els individus petits que estaven identificats a nivell taxonòmic de família al gènere més probable (alguns *Odonata* i *Trichoptera*) per no haver-los d'excloure, 3) eliminar els següents tàxons perquè no es disposava dels seus trets: *Cladocera*, *Copepoda*, *Chironomidae*, *Gordiacedae*, *Hydracarina*, *Nematoda*, *Oligochaeta*, *Ostracoda* i *Pyralidae*. Tot i que es disposava dels quironòmids d'algunes mostres identificats a gènere (Rieradevall et al., 2008), no es disposava dels seus trets a aquest nivell, sinó al nivell de subfamília, de forma que es va eliminar aquesta família per tal de tractar tots els taxa al mateix nivell taxonòmic. Les anàlisis es van realitzar amb el programari lliure R (<http://www.r-project.org/>).

Relació amb l'ambient

Per conèixer com es distribuïen els macroinvertebrats en les dues rieres després del foc (21 mostres) en funció de l'ambient (34 variables) es van usar els mètodes d'ordenació disponibles en el paquet estadístic *CANOCO* per *Windows* versió 4.5 (ter Braak i Šmilauer, 2002). El mètode d'ordenació usat en cada anàlisi es va escollir en funció de la longitud del gradient calculat mitjançant l'anàlisi de correspondències sense tendència (DCA, de l'anglès *Detrended Correspondence Analysis*) (Jongman et al., 1995). El mètode escollit va ser un anàlisi de redundàncies (RDA, de l'anglès *Redundancy Analysis*) perquè la longitud del gradient del primer eix era inferior a 3 (Jongman et al., 1995). Les dades es van centrar per les espècies perquè és obligat en l'ús d'un mètode lineal restringit com l'RDA (ter Braak i Šmilauer, 2002). Es van usar els mateixos tàxons de macroinvertebrats que per l'anàlisi de la quarta cantonada, i es van afegir els quironòmids a nivell de família. L'abundància de macroinvertebrats es va transformar a $\log(x+1)$ i es van excloure 24 gèneres que només apareixien en un mostreig i eren poc abundants. Es va realitzar una selecció prèvia de les variables estandarditzades mitjançant el test de permutacions de Monte Carlo (999 permutacions no restringides, $p < 0,05$) (ter Braak i Šmilauer, 2002).

RESULTATS

7.1 Riquesa taxonòmica

La llista de taxa presents a les dues rieres es mostra als **Annex 7.1** i **7.2**. La riquesa de tàxons després del foc va anar augmentant a mesura que l'abundància augmentava (veure punt 7.2) i que noves espècies anaven colonitzant la riera (**Fig. 7.1**). La riquesa mitjana de Gallifa del primer any després de l'incendi (23 tàxons) va ser aproximadament la meitat que la del segon any (41 tàxons) (**Fig. 7.1**) i estadísticament eren diferents (U de Mann-Whitney = 3, p = 0,000), mentre que els valors del 1r i 2n any de Mura eren similars estadísticament (U de Mann-Whitney = 6,5, p = 0,118) (42 vs 38 tàxons). En el segon any, la riquesa mitjana de Gallifa era lleugerament major que la de Mura, però no es van observar diferències estadísticament significatives entre les dues rieres (U de Mann-Whitney = 17,5, p = 0,174). Aquestes dades són molt similars a les obtingudes a nivell de família (**Fig.6.4**).

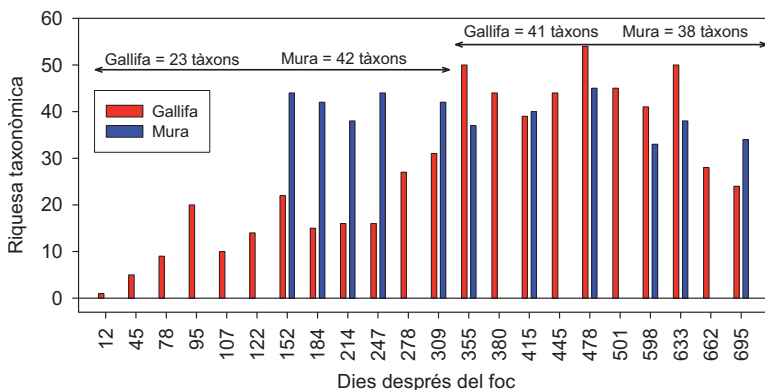


Figura 7.1. Riquesa taxonòmica de Gallifa i Mura després de l'incendi. S'indica en cada període assenyalat (fletxes) el número mitjà de tàxons (majoritàriament de gèneres) de cada riera.

El número de tàxons acumulats en el temps de Gallifa i Mura es mostra en la **Fig.7.2**. En el període 152-247 s'observa com Mura, tot i no disposar de dades anteriors al dia 152, tenia un número de tàxons major. En el dia 309 hi ha una lleugera inflexió a al corba de Gallifa i el procés de recolonització sembla accelerar-se, encara que en general es mostra molt regular i gradual. En el segon any, en canvi, la riquesa acumulada de Gallifa era superior que la de Mura (122 vs 89 tàxons respectivament).

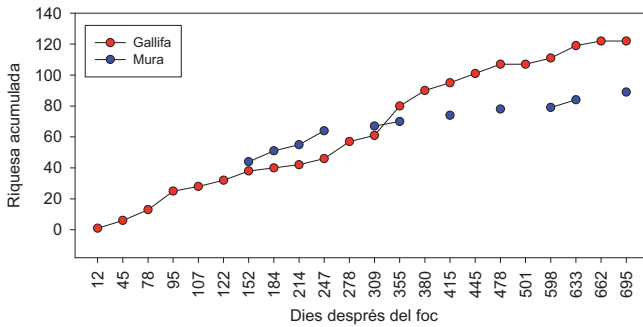


Figura 7.2. Tàxons de Gallifa i Mura acumulats en el temps.

7.2 Abundància

L'abundància inicial de Gallifa després de l'incendi va ser molt baixa (Fig. 7.3). En els primers 122 dies després del foc les abundàncies eren inferiors als 1000 ind/mostra (Fig. 7.3 (1)); i a partir dels 152 dies i fins els 278, van oscil·lar al voltant dels 2000 ind/mostra (a Mura la mitjana va ser d'uns 3000 ind/mostra) (Fig. 7.3 (2)). En el segon any després del foc i fins que es van glaçar les rieres, l'abundància mitjana va ser de 5000 ind/mostra (Fig. 7.3 (3)). Al final de l'estudi i abans d'assecar-se, les abundàncies de les dues rieres eren molt semblants i més baixes (2000 ind/mostra) (Fig. 7.3 (4)).

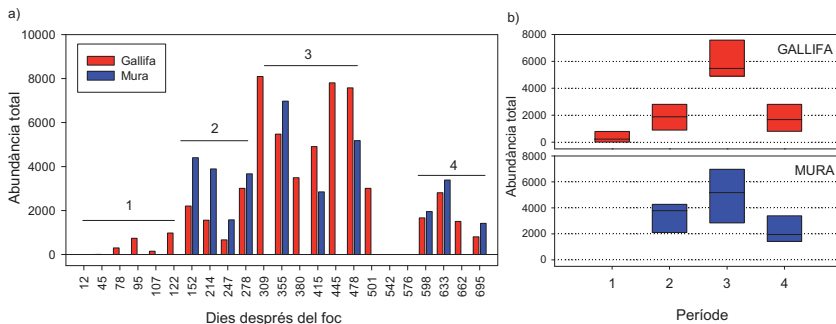


Figura 7.3. a) Abundància de macroinvertebrats de les mostres de Gallifa i Mura després de l'incendi, i b) gràfics de caixa indicant la mitjana, el màxim i el mínim de cada període de la primera figura.

7.3 Dominància dels tàxons

La dominància de la primera espècie més abundant de cada mostra (primera línia de punts vertical a la Fig. 7.4a) de Gallifa en els primers 200 dies (mostres identificades amb símbols de colors vermells i taronges) va oscil·lar entre el 40 i 60 %, mentre que a Mura, tot i tenir força variabilitat, la dominància mitjana era del 40% (Fig. 7.4b). Per interpretar millor aquests gràfics, es va representar per cada mostra quines eren les quatre espècies més abundants (Fig. 7.5), i destaquen per la seva l'abundància els *Chironomidae* i els *Simuliidae* a Gallifa, i els valors molt elevats d'efemeròpters (*Baetis* o *Caenis*) al final del primer any i principis del segon. A Mura, tot i observar-se oscil·lacions en l'abundància de molts tàxons, els quatre esmentats tot i ser dominants acostumaven a estar acompanyats d'altres tàxons també abundants (Fig. 7.5), de forma que la dominància d'un sol tàxon no era tan elevada com a Gallifa. Les mostres de les dues rieres que tenien una abundància elevada d'algun tàxon concret, feien que en els gràfics de dominància aquestes mostres quedessin més desplaçades a l'esquerra, mentre que les que tenien una comunitat més estructurada quedaven desplaçades a la dreta (Fig. 7.4). La variabilitat d'aquests gràfics en les dues rieres és molt gran, tot i que les mostres inicials de Gallifa es troben sempre a l'esquerra i les posteriors tenen tendència desplaçar-se a la dreta.

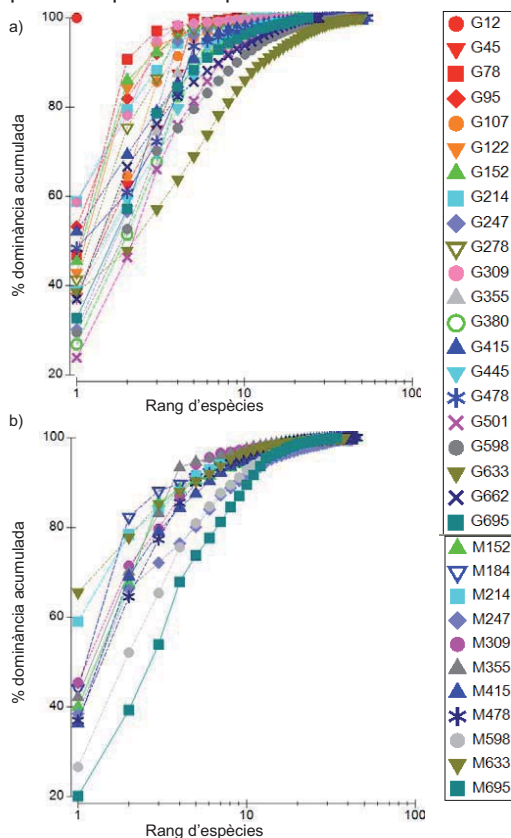


Figura 7.4. Corbes de k-dominància de les mostres de Gallifa (a) i Mura (b).

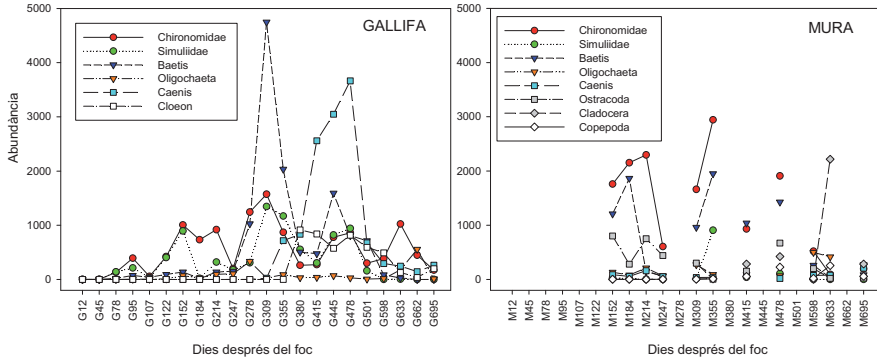


Figura 7.5. Abundància dels tàxons dominants a la riera de Gallifa i Mura durant els dos anys d'estudi.

7.4 Comunitats de macroinvertebrats

L'anàlisi MDS va permetre dividir les mostres de macroinvertebrats de la riera cremada en tres grups (Fig. 7.6): 1) les mostres inicials fins aproximadament a la fi del primer any, 2) les mostres del 2n any, i 3) les mostres dels dos mesos abans d'assecar-se. Mentre que la riera de Mura formava un grup a part durant tot l'estudi. Tot i que les mostres de Mura i el grup del 2n any de Gallifa es disposaven properes en l'MDS (semblança del 40%), encara no es podia considerar que les dues comunitats fossin estadísticament semblants (ANOSIM: $R=0,598$; $p=0,001$). Això coincideix amb les dades a nivell de família (Fig. 6.5 i Fig. 6.17).

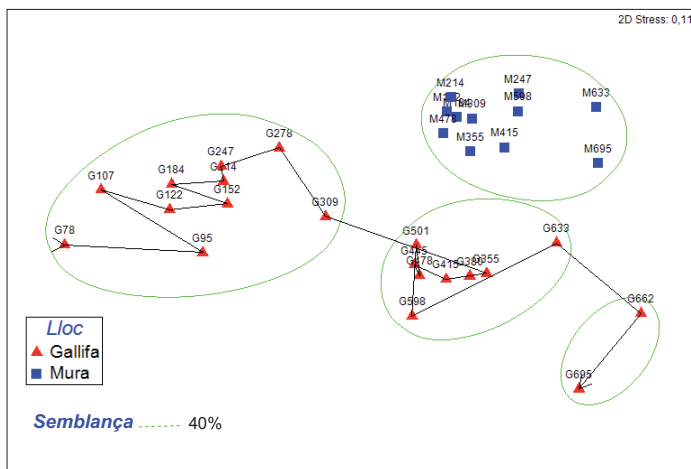


Figura 7.6. Representació del MDS de les comunitats de macroinvertebrats de Gallifa i Mura durant els dos anys d'estudi.

La semblança entre les mostres dels mesos contigus de Gallifa (mesurada amb la distància de Bray-Curtis) en els primers dies després del foc va ser baixa, però a partir del dia 78, tot i que va disminuir en alguns moments (per exemple el dia 309), va romandre fins al final de l'estudi superior al 50% (Fig.7.7). Les variacions de la riera cremada a partir dels 250 dies van ser semblants a les de la riera control (Fig.7.7).

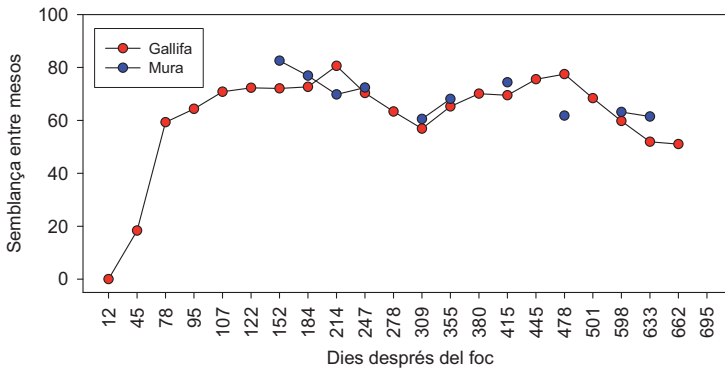


Figura 7.7. Percentatge de semblança (distància de Bray-Curtis) de la comunitat de macroinvertebrats mes a mes de Gallifa i Mura per separat.

Després de l'incendi (*Foc 1r any*) la comunitat estava molt simplificada i només tres tàxons (*Chironomidae*, *Simuliidae* i *Baetis*) amb contribucions majors del 15% ja eren suficients per aportar el 50% d'importància a l'hora de caracteritzar les mostres d'aquest període (Fig.7.8a). En el segon any (*Foc 2n any*) ja eren 8 els taxa necessaris per caracteritzar aquest grup mantenint el mateix percentatge d'importància, de manera que l'estructura de la comunitat era més complexa (Fig.7.8b) i cap dels taxa tenia un pes tan alt com en el grup *Foc 1r any*. La dissemblança entre el grup *Foc 1r any* i *Foc 2n any* era del 71%, i era causada per unes abundàncies dels tàxons molt diferents entre els dos anys d'estudi ja que excepte pel gènere *Cloeon*, compartien tots els gèneres més importants en diferenciar els dos anys (Fig.7.9a). En canvi, entre els grups *Control 1r any* i *Control 2n any* només hi havia un 40% de dissemblança, compartien cinc dels nou tàxons més importants en caracteritzar el grup (*Chironomidae*, *Ostracoda*, *Baetis*, *Oligochaeta* i *Caenis*), i tots ells tenien un percentatge de contribució inferior del 10% (Fig.7.8c,d).

En el segon any d'estudi, la dissimilaritat entre les comunitats de les dues rieres era menor (54%) que la del primer any (70%) (Fig.7.8), però estadísticament eren diferents ($R=0,589$; $p=0,01$). Els tàxons presents en la riera *Control 2n any* que no compartien amb *Foc 2n any* eren *Riolus*, *Lymnaea*, *Dugesia* i *Mystacidés azurea* (Fig.7.9b).

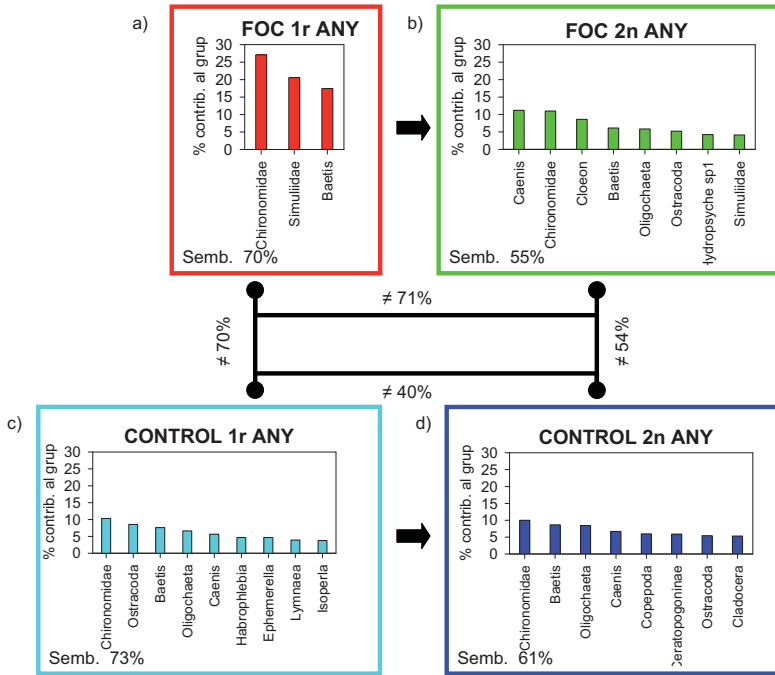


Figura 7.8. Tàxons de macroinvertebrats de Gallifa del primer (a) i segon (b) any després del foc, i de Mura en el primer (c) i segon (d) any, ordenats pel seu percentatge de contribució mitjana en la semblança mitjana dins de cada grup (només es representen les famílies que acumulen un 50% de contribució sobre el total). S'especifica en cada gràfic el percentatge de semblança dins de cada grup de mostres, així com el percentatge de dissemblança entre els grups dos a dos en els costats del rectangle.

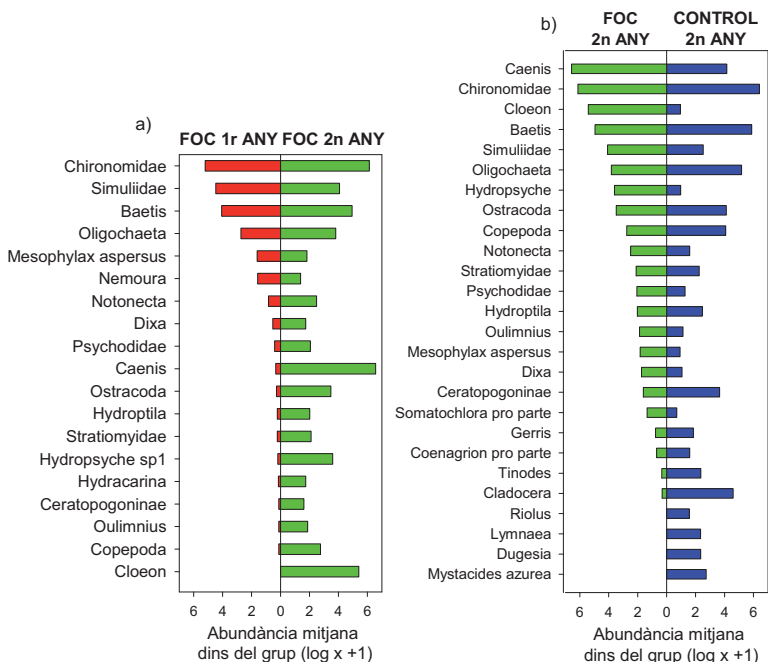


Figura 7.9. Abundància mitjana de les famílies que tenen un 50% de contribució en diferenciar les parelles de comunitats. a) diferències entre Foc 1r any i Foc 2n any després del foc, i b) entre Foc 2n any i Control 2n any.

7.5 Estratègies tròfiques

Després de l'incendi, els primers organismes que es van recol·lectar a la riera van ser depredadors i recol·lectors (dia 45) (Fig.7.10). Al dia 78 ja es van observar alguns gèneres filtradors i trituradors, però els recol·lectors eren els dominants. Els brostejadors no es van detectar fins el 95è dia després del foc, moment en que la riera ja contenia totes les estratègies tròfiques. Les proporcions d'estratègies tròfiques de Gallifa i Mura a partir del dia 152 van ser sempre semblants. Malgrat això, els brostejadors van anar apareixent i desapareixent fins els 278 dies quan ja es van establir definitivament i fins que la riera va quedar sense cabal. En aquest moment els trituradors i els filtradors també van desaparèixer.

Entre els diferents períodes establerts (*Foc 1r any*, *Foc 2n any* i *Control*), es van detectar diferències entre els brostejadors, els depredadors i els recol·lectors (Taula 7.1a). I quan es va testar entre quins períodes hi havia diferències, s'observà que: 1) entre el primer i el segon any després del foc era quan les diferències eren significatives estadísticament en més estratègies (entre brostejadors, depredadors i recol·lectors); 2) entre *Foc 1r any* i *Control* hi havia diferències pel que feia a depredadors i recol·lectors; i 3) el més important fou que entre el *Foc 2n any* i *Control* no es van observar diferències per cap estratègia tròfica (Taula 7.1b).

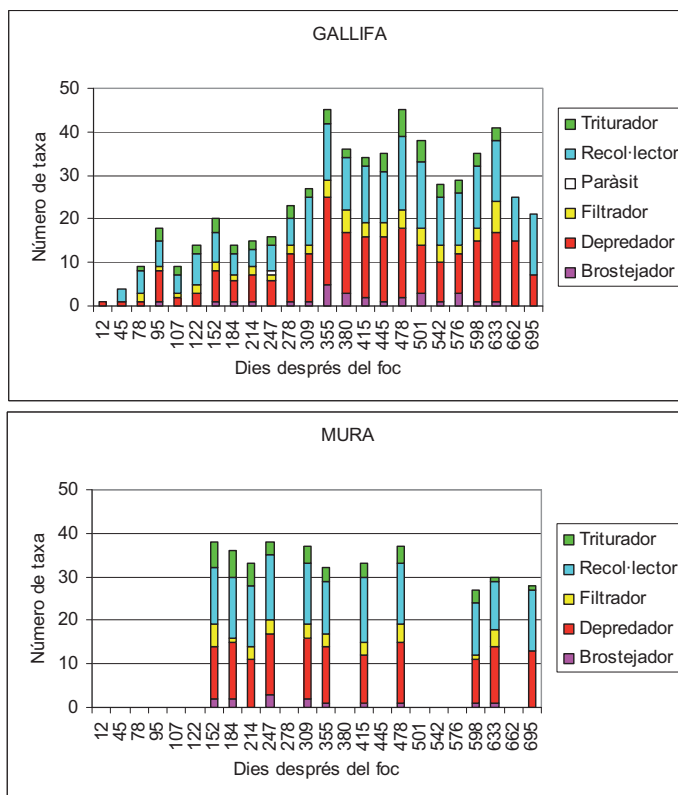


Figura 7.10. Estratègies tròfiques principals dels macroinvertebrats de Gallifa i Mura en els dos anys d'estudi.

Taula 7.1. Relació entre les diferents estratègies tròfiques i els tres períodes establerts. a) resultats de l'aplicació del test Kruskal Wallis, i b) resultats del test U de Mann-Whitney. En negreta s'indiquen les relacions estadísticament significatives (p -valor $<0,01$).

		Brostejador	Depredador	Filtrador	Recol·lector	Triturador
a)						
	Chi-quadrat	13,6	20,7	2,6	12,1	6,4
	p-valor	0,001	0,000	0,274	0,002	0,042
b)						
		Brostejador	Depredador	Recol·lector		
Foc 1r any vs Foc 2n any	U Mann-Whitney	18,5	9,5	24		
	p-valor	0,002	0,000	0,006		
Foc 1r any vs Control	U Mann-Whitney	26,5	1,5	16		
	p-valor	0,013	0,000	0,002		
Foc 2n any vs Control	U Mann-Whitney	30	43	51		
	p-valor	0,026	0,157	0,356		

7.6 Trets de les espècies i relació amb l'ambient

Els trets que es van relacionar significativament amb el primer any després del foc (*Foc 1r any*) van ser la dispersió aèria passiva, una durada de vida superior a l'any, l'alimentació per recol·lecció i la preferència de substrat de detrits orgànics i llims, una reproducció mitjançant postes (tant lliures com terrestres), preferència de cabals nuls i no posseir cap forma de resistència (**Taula 7.2 i Taula 7.3**).

Taula 7.2. Trets biològics i modalitats dels trets dels gèneres de macroinvertebrats característics de les tres fases establertes (**Fig. 7.6**) i tenint en compte l'abundància. S'han exclòs de l'anàlisi els mesos amb cabals nuls (glaçat i sequera). (+) indica relació del tret positiva amb el període, i (-), negativa; * P<0,05 (colors blau clar i taronja), i ** P<0,01 (colors blau fort i vermell). S'han inclòs les variables relacionades estadísticament amb més pes positiu (+) i negatiu (-).

Trets	Modalitats	període d'anàlisi:	Foc 1r any (dia 78 a 278)	Foc 2n any (dia 355 a 501)	Control (dia 152 a 478)	Variables amb més pes
Mida màxima	>0.25-0.5 cm		+	+	+	(+) ombra (-) QBRcobertura
	>1.2 cm		-	-	+	(+) QBRcobertura, (-) Na
	>4.8 cm		-	**	**	(+) cabal, (-) Mg
Durada cicle de vida	≤ 1 any		-	+	-	(+) Na, (-) cabal
	>1 any		**	+	-	(+) textura 0,5 a 2 mm, (-) QBR
Número potencial de cicles reproductors per any	<1		+	**	+	(+) NH4, (-) Na
	1		**	-	**	(+) textura 0,063 a 0,5 mm, (-) ombra
	>1		-	**	+	(+) Na, (-) cabal
Estatid aquàtics	Ou		**	+	+	(+) QBR, (-) textura 0,5 a 2 mm
	Larva		+	**	**	(+) Mg, (-) cabal
	Nimfa		+	-	-	(+) NO3, (-) IHFcobertura
	Adult		-	-	+	(+) cabal, (-) f450/f500
Reproducció	Ovovivípara		-	+	-	(+) Na
	Ous isolats, lliures		+	**	**	(+) Na, (-) QBRcobertura
	Ous isolats, cimentats		-	+	-	(+) ombra, (-) textura 0,063 a 0,5 mm
	Postes, cimentades o fixades		+	**	**	(+) textura 0,063 a 0,5 mm, (-) ombra
	Postes, lliures		+	-	-	(+) textura 0,5 a 2 mm, (-) QBR
	Postes, terrestres		**	-	-	(+) textura 0,5 a 2 mm, (-) QBR
	Reproducció assexual		-	**	**	(+) QBRcobertura, (-) Alk
Dispersió	Aquàtica passiva		+	-	+	(+) QBRcobertura, (-) Na
	Aquàtica activa		+	-	+	(+) textura 0,063 a 0,5 mm, (-) ombra
	Aèria passiva		**	-	-	(+) textura 0,5 a 2 mm, (-) QBR
	Aèria activa		-	-	+	(+) QBRcobertura, (-) ombra
Formes de resistència	Closca protectora		-	**	**	(+) cabal, (-) f450/f500
	Cèl·lules antidessecació		+	**	**	(+) cabal, (-) Mg
	Diapausa o dormició		+	+	-	(+) Alk, (-) QBRcobertura
	Sense		**	+	+	(+) QBR, (-) NO3
Aliment	Sediment fi + microorganismes		-	**	+	(+) ombra, (-) textura 0,063 a 0,5 mm
	Detrits < 1 mm		-	**	-	(+) ombra, (-) QBRcobertura
	Detrits vegetals ≥ 1 mm		-	+	+	(+) QBR, (-) textura 0,5 a 2 mm
	Microfïts vius		-	-	**	(+) QBRcobertura, (-) ombra
	Macrofïts vius		**	-	-	(+) QBR, (-) conductivitat
	Macroinvertebrats vius		-	-	+	(+) cabal, (-) Mg
Hàbits d'alimentació	Recol·lector		+	+	+	(+) ombra, (-) textura 0,063 a 0,5 mm
	Brostejador		-	-	-	(+) QBRcobertura, (-) ombra
	Filtrador		+	+	+	(+) NO3, (-) QBR
	Perforador (planta or animal)		-	-	-	(+) textura >10 mm, (-) Alk
	Predador (tallant o engolint)		-	-	+	(+) cabal, (-) Mg
Respiració	Tegument		+	**	+	(+) textura 0,5 a 2 mm, (-) cabal
	Espiracle (aèria)		+	**	+	(+) textura 0,5 a 2 mm, (-) QBR
Relació amb el substrat (preferendum)	Sediment		**	-	+	(+) ombra, (-) textura 0,063 a 0,5 mm
	Microfïts		**	-	**	(+) textura >10 mm, (-) Alk
	Branques, arrels		-	-	-	(+) QBRcobertura, (-) Na
	Detrits orgànics, fullaraca		+	+	+	(+) ombra, (-) textura 0,063 a 0,5 mm
Locomoció i relació amb el substrat	Nedador de superfície		-	**	-	(+) cabal, (-) O2
	Nedador		-	-	-	(+) QBRcobertura, (-) ombra
	Fixat temporalment		+	+	+	(+) textura 0,5 a 2 mm, (-) QBR
	Fixat permanentment		**	-	**	(+) textura >10 mm, (-) f450/f500
Velocitat de corrent (preferendum)	Nul·la		+	+	+	(+) ombra, (-) textura 0,063 a 0,5 mm
	Moderada (25-50 cm/s)		-	+	+	(+) QBRcobertura, (-) Na

Taula 7.3. Síntesi de les modalitats dels trets estadísticament significatives en cada fase i variables ambientals més relacionades.

Trets de les espècies	FOC 1R ANY	FOC 2N ANY	CONTROL
Mida màxima	---	---	grans (>1 cm fins 8 cm)
Durada cycle de vida	>1 any	≤ 1 any	---
Cicles de reproducció/any	---	>1	≤1
Reproducció	postes lliures i postes terrestres	ous lliures, ous fixats, ovovivipars	postes fixades i reprod. assexual
Dispersió	aèria passiva	---	aèria activa o aquàtica passiva
Formes de resistència	---	---	closca protectora i cèl. antidessecació
Aliment	---	detrits < 1mm i sediment fi	micròfits vius
Forma d'alimentar-se	recol·lectors	filtradors	---
Respiració	---	tegument i per espiracle	---
Substrat preferent	detrits orgànics i llims	---	---
Locomoció	---	fixats temporalment	---
Velocitat de l'aigua	nul·la	---	---
Variables amb més pes:	textura de 0,5 a 2 mm, N-NO ₃ , conductivitat, alcalinitat, f450/f500	Mg ²⁺ , Na ⁺ , ombra, alcalinitat, f450/f500, O ₂	Coertura-QBR, cabal, f450/f500 textura de 0,063 a 0,5 mm, alcalinitat.

En el segon any després del foc, els trets de les espècies estadísticament significatius eren molt diferents respecte el primer any: organismes d'una durada de vida inferior a l'any, amb més d'un cycle reproductor/any i reproducció per ous individuals (lliures o fixats) o bé per ovoviviparisme; alimentació per filtració de detrits < 1mm i de sediment fi, subjecció temporal al substrat i respiració pel tegument o l'espiracle (**Taula 7.2** i **Taula 7.3**).

En la riera control els trets biològics dels organismes que s'hi desenvolupaven eren la dispersió aèria activa o l'aquàtica passiva, la mida gran (>1-2 i >4-8 cm), amb 1 o menys cycles reproductius per any amb postes fixades al substrat o bé reproducció assexual, formes de resistència mitjançant ous amb closca o cèl·lules antidessecació, i alimentació de micròfits vius (**Taula 7.2** i **Taula 7.3**).

Com s'ha explicat en els mètodes, no es van poder relacionar estadísticament els trets de cada fase establerta (**Fig.7.6**) amb les variables ambientals. Tanmateix, les variables que es van relacionar estadística i significativament ($p < 0,01$) amb alguna de les modalitats dels trets en la fase *Foc 1r any* eren la textura de 0,5 a 2 mm, els nitrats, la conductivitat, l'alcalinitat i la relació f450/f500. Amb *Foc 2n any*, el magnesi, el sodi, l'ombra, l'alcalinitat, la relació f450/f500 i l'oxigen. I amb *Control*, la cobertura de QBR, el cabal, la textura de 0,063 a 0,5 mm, l'alcalinitat i la relació f450/f500 (**Taula 7.3**).

7.7 Influència dels canvis de l'hàbitat i de les variables fisicoquímiques sobre la comunitat

En la representació de l'RDA de les dades ambientals i dels macroinvertebrats (**Fig.7.11**), els dos primers eixos expliquen un 47,3% i 31,4% de la varianza, respectivament. El primer eix es pot interpretar com l'efecte inicial de l'incendi (concentració elevada de nutrients i matèria orgànica) i la seva progressiva recuperació (valors elevats de l'índex d'hàbitat), de forma que les mostres del grup *Foc 1r any* de Gallifa es distribueixen en el quadrant dret i les mostres del *Foc 2n any* en l'esquerre. En el primer any no s'hi relaciona cap gènere, mentre que el segon tenen un pes molt important els efemeròpters (*Caenis* i *Cloeon*) i el tricòpter *Hydropshyche* entre altres.

El segon eix segrega les mostres de Gallifa (quadrant inferior) de les de Mura (quadrant superior), evidenciant que l'ambient de les dues rieres continuava essent diferent i en conseqüència la seva composició faunística. Les variables relacionades amb la riera cremada (nutrients, sals, matèria orgànica) explicarien que la riera continuava rebent aportacions des de la conca; i els organismes més relacionats són *Simuliinae*, *Mesophylax* i *Cloeon*. L'oxigen més abundant a Gallifa pot ser degut al major encaixonament d'aquesta riera. En canvi, l'única variable relacionada amb Mura és l'IHF la qual indica una major heterogeneïtat de l'hàbitat en aquesta riera. Un bon nombre de macroinvertebrats són característics de Mura: els tricòpters (*Hydroptila*, *Mystacides*), els dípters (*Ceratopogoninae*, *Stratiomyidae* i *Chironomidae*), els mol·luscs *Lymnaea* i els efemeròpters *Ephemerella* entre d'altres.

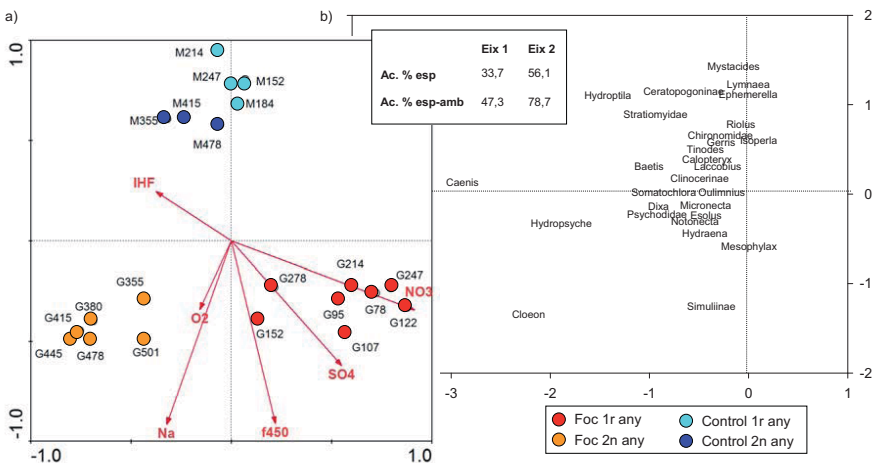


Figura 7.11. Representació dels dos primers eixos de l'anàlisi RDA dels macroinvertebrats (gèneres) presents a les mostres de les rieres de Gallifa i Mura en els dos primers anys després del foc. a) variables ambientals i les mostres. b) gèneres de macroinvertebrats (s'han exclòs els 50 gèneres que tenien una puntuació inferior a 0,3 en els dos eixos). La mida de les fletxes indica la importància de la variable i la punta la direcció cap a on creix la seva influència. Es mostra el percentatge de la variança acumulada dels macroinvertebrats i de la interacció macroinvertebrats-ambient del 1r i 2n eix.

DISCUSSIÓ

A nivell de gènere els resultats són molt similars que els realitzats a nivell de família. Els taxa més resilientes foren els quironòmids *Orthocladiinae*, els *Simuliidae* i els *Baetis* (Annex 7.1, Fig. 7.8). Ja està descrit que aquests tres taxa són els pioners en els ecosistemes aquàtics en successions primàries (Flory i Milner, 2000) i en successions secundàries després d'incendis (Miyake et al., 2003, Vieira et al., 2004, Mellon et al., 2008), i tenen com a característiques comunes l'elevada capacitat de dispersió aèria, tenir temps de generació baixos, ser consumidors generalistes i ser resistents a la contaminació.

Un resum de tots els resultats que serveix de guia a aquesta discussió es presenta a la Taula 7.4.

Taula 7.4. Resum de les característiques de la comunitat de Gallifa i Mura en els diferents períodes i comparació de les dues rieres en el segon any d'estudi.

	GALLIFA			COMPARACIÓ	MURA
	100 DIES	1R ANY	2N ANY		2N ANY
ABUNDÀNCIA (ind/mostra)	<300 (263 ± 348)	<2500 (2383 ± 2695)	<4000 (3906 ± 2465)	=	>3500 (3628 ± 2096)
RIQUESA (mitjana i desviació)	9 ± 8	19 ± 8	41 ± 9	=	38 ± 5
DOMINÀNCIA (% de contribució al grup)	<i>Chironomidae</i> (20%) <i>Simuliidae</i> (19%) <i>Baetis</i> (17%)	<i>Chironomidae</i> (27%) <i>Simuliidae</i> (21%) <i>Baetis</i> (17%)	<i>Caenis</i> (11%) <i>Chironomidae</i> (11%) <i>Cloeon</i> (9%) <i>Baetis</i> (6%)	≠	<i>Chironomidae</i> (10%) <i>Baetis</i> (9%) <i>Oligochaeta</i> (8%) <i>Caenis</i> (7%)
% DISSEMBLANÇA ENTRE PERÍODES	←————— 71% —————→			≠ (54%)	40% respecte 1r any de Mura
NÚM. ESTRATÈGIES TRÒFIQUES PRINCIPALS	5	5	5	=	5
TRETOS BIOLÒGICS (anàlisi de la 4a cantonada)	ESTRATÈGIA TRÒFICA ASSOCIADA AL PERÍODE	Recol·lectors	Filtradors	≠	---
	DURADA CICLE DE VIDA	> 1 any	≤ 1 any	≠	---
	CICLES POTENCIALS DE REPRODUCCIÓ / ANY	---	>1	≠	≤ 1
	DISPERSIÓ	Aèria passiva	---	≠	Aèria activa o aquàtica passiva
	REPRODUCCIÓ	Postes lliures i postes terrestres	Ous (lliures o fixats) i ovovivípars	≠	Postes fixades i reprod. assexual
FACTORS CLAU (RDA)	Nutrients i sals		Hàbitat i sals	≠	Hàbitat
TAXA REPRESENTATIUS (RDA)	<i>Simuliidae</i> , <i>Mesophylax</i>		<i>Caenis</i> , <i>Cloeon</i> , <i>Hydropsyche</i> , <i>Simuliidae</i> , <i>Mesophylax</i>	≠	<i>Lymnaea</i> , <i>Ephemera</i> , <i>Mystacides</i>

Respecte al Capítol 6 on es treballa a nivell de família, podem fer unes consideracions sobre les abundàncies dels gèneres. Així les abundàncies del primer any a Gallifa van ser més baixes que les de la riera control. Els *Chironomidae* només van representar el 27% i l'11% de contribució a la comunitat en els primer i segon any respectivament a Gallifa. La dominància inicial d'aquests taxa generalistes va disminuir a en la majoria de mostres del segon any (Fig. 7.4). En canvi,

Minshall et al. (2001a) va observar densitats elevades de *Chironomidae* i *Baetidae* en rius cremats que van persistir fins 7 i 8 anys respectivament quan les condicions ambientals van ser menys estables. I Mellon et al. (2008), en els primers dos anys després del foc, observaren abundàncies totals tres vegades majors a les dels rius no cremats i dominàncies elevades de *Chironomidae* (>50%) i també de *Baetis* i *Simuliidae* (no n'especifica la proporció). La baixa densitat inicial d'aquests taxa a la riera de Gallifa comparada amb la que van assolir més endavant, així com la seva presència continuada a la riera, va fer que cap d'aquests taxa s'associés a les mostres inicials en l'RDA (Fig.7.11).

L'estudi dels trets biològics, ens aporta informació addicional respecte les dades que teníem a nivell de família. La manca de formes de resistència dels taxa pioners (Tachet et al., 2000) i el fet que la dispersió aèria passiva fos l'única estratègia de dispersió estadísticament associada amb el primer any (Taules 7.2 i 7.3), indica que la successió a Gallifa va començar principalment amb efectius que provenien de punts d'aigua propers com poden ser alguns afluents de la riera de Caldes o del riu Ripoll. Un altre tret que havien de tenir aquests taxa pioners era una certa tolerància a la contaminació, així altres gèneres pioners com *Notonecta*, *Agabus*, *Bidessus* i *Oligochaeta* es consideren tolerants a la contaminació, mentre que *Nemoura* i *Mesophylax* poden ser més exigents que els anteriors però són dels gèneres més tolerants dins del seu ordre i els vàrem trobar ràpidament al riu (Alba-Tercedor et al., 2002, Bonada et al., 2004b). Alguns gèneres de coleòpter (*Gyrinus*, *Hydraena* i *Laccobius*) i algunes famílies de dípters (*Limoniidae*, *Stratiomyidae* i *Tabanidae*) que també tenen dispersió aèria (activa o passiva), es van detectar molt al principi de la successió però amb abundàncies molt baixes i sense capacitat de mantenir-se a la riera. Segurament, el deteriorament de la qualitat de l'aigua inicial (Fig.7.11)(Vila-Escalé et al., 2007a) i les pluges successives deuriem eliminar molts d'aquest taxa de la riera, situació que es va plasmar en els baixos percentatges de semblança de Bray-Curtis detectats entre mesos contigus (Fig.7.7). Els *Oligochaeta* també van ser pioners i, en canvi, no acostumen a dispersar-se de forma aèria (Flory i Milner, 2000), però disposen de formes de resistència en la zona hiporreica que poden desenvolupar-se quan les condicions ambientals són favorables (Boulton et al., 1998, Tachet et al., 2000) tot i que s'ha descrit que poden ser taxa força sensibles a les crescudes (Imbert et al., 2005). Els adults dels tricòpters *Mesophylax aspersus* com a adaptació a la sequera pròpia dels cursos d'aigua temporals passen l'estiu en diapausa dins de coves fins que el canvi de temperatura de la tardor els indueix a sortir-ne i realitzar postes terrestres a prop de l'aigua quan comença l'època humida (Bournaud, 1971, Salavert et al., 2008). Aquesta estratègia reproductiva que va evitar que els *M. aspersus* fossin arrossegats per les primeres pluges després del foc, i junt amb la seva tolerància relativa als sòlids en suspensió i a les sals (Bonada et al., 2004b) van afavorir la presència d'aquest taxa. El mateix cicle del tricòpter es va repetir en el segon any d'estudi.

La durada del cicle de vida superior a l'any va ser l'única modalitat d'aquest tret biològic que es va associar estadísticament amb el primer any després del foc (Taula 7.4), probablement a causa d'un bon nombre de taxa com *Isoperla*, *Notonecta*, *Agabus*, *Bidessus*, *Gyrinus*, *Halipilus*, *Stratiomyidae*, *Wormaldia*, els quals tot i presentar abundàncies baixes, van tenir força importància relativa en la primera meitat de l'any (Fig. 7.3). Cal remarcar que els *Chironomidae*, els quals són multivoltins (> 1cicle/any), no es van incloure en l'anàlisi, de

forma que probablement la seva inclusió hagués pogut modificar aquest resultat doncs la durada de vida inferior a l'any i l'elevada capacitat de reproducció és una característica de les espècies pioneres en una successió en la zona mediterrània (Gasith i Resh, 1999). En canvi, la durada del cicle de vida inferior a l'any i el multivoltinisme van ser modalitats d'aquests trets biològics que es van relacionar estadísticament amb el segon any després del foc (també sense incloure els *Chironomidae*). Els gèneres més abundants associats a aquestes característiques eren *Baetis*, *Caenis*, *Cloeon*, *Hydropsyche* i *Hydroptila* (Taula 7.4).

Curiosament els primers colonitzadors de Gallifa després del foc van ser depredadors i recol·lectors. Abans de 100 dies ja havien aparegut totes les estratègies tròfiques presents a la riera control amb proporcions molt semblants (Fig.7.10 i Taula 7.4). Malgrat això, els recol·lectors (*Baetis*, *Habrophlebia*, *Hydraena*, entre d'altres) van ser l'única estratègia tròfica estadísticament associada amb el primer any després del foc, i només els filtradors ho van ser amb el segon any (per exemple, *Simuliidae*, *Dixa*, *Hydropsyche* i *Tinodes*). L'augment de recol·lectors i filtradors també s'ha observat en rius nord americans afectats per incendis (Minshall et al., 1997, Vieira et al., 2004, Mellon et al., 2008). Els primers trituradors de Gallifa van ser *Tipulidae*, *Mesophylax aspersus*, *Limnephilus guadarramicus*, *Stenophylax cf. permistus*, *Nemoura* i *Hydroptila*, i els primers brostejadors *Psychodidae*, *Valvata*, *Deronectes*, *Ancylus fluviatilis*. A Mura els brostejadors, com per exemple els mol·luscs *Lymnaea*, eren més abundants que a Gallifa, però en l'anàlisi dels trets biològics dels gèneres, els brostejadors no es van associar a la riera control probablement per la seva baixa abundància. Mentre que entre Gallifa i Mura en el segon any ja no es van trobar diferències estadístiques pel que fa a les estratègies tròfiques, en altres estudis nord americans van caldre fins a 6 anys perquè les estratègies tròfiques més especialitzades com els trituradors o els brostejadors recolonitzessin els rius (Minshall et al., 1997, Vieira et al., 2004, Mellon et al., 2008).

Els taxa que van trigar més a retornar a Gallifa van ser els mol·luscs i els odonats. En els dos anys d'estudi, només els mol·luscs *Ancylus fluviatilis* i els *Hydrobiidae* es van establir de forma més o menys regular (les altres famílies de mol·luscs van trigar entre 3 i 5 anys; veure Capítol 6). Segons Wallace (1990) els tàxons que no són insectes acostumen a ser dels darrers a reaparèixer en les successions a causa de les seves taxes de dispersió més baixes. Els odonats, que no van detectar-se fins a principis del segon any, apart de la dispersió aquàtica passiva poden dispersar-se de forma aèria activa, de forma que potser la qualitat de l'aigua o la manca de zones lèntiques necessàries per al seu desenvolupament, van desafavorir el seu establiment. Vieira et al. (2004) van observar que malgrat l'elevada capacitat de vol dels odonats van trigar uns tres anys a recuperar els valors preincendi en un riu després del foc, fet que atribueixen a les barreres geogràfiques. D'entre els tàxons absents a Gallifa i presents a Mura en el segon any (Fig.7.9), *Dugesia* i *Mystacides azurea* eren gairebé absents a Gallifa abans del foc, mentre que *Lymnaea* era abundant abans del foc (veure Capítol 6) i *Riolus* es desconeix (no es disposava de dades a nivell de gènere abans del foc). En altres estudis, els taxa *Elmidae*, *Heptageniidae* i *Isoperla* van ser molt escassos durant més de 10 anys (Minshall et al., 2001b), mentre que a Gallifa van aparèixer en el primer any d'estudi després del foc.

Tot i la manca d'alguns tàxons a la riera de Gallifa respecte l'inventari de la riera control,

quan es van comparar estadísticament les dues rieres dos anys després del foc, ja no hi havia diferències significatives pel que fa a la riquesa de gèneres. Les diferències en quant a la riquesa acumulada entre les dues rieres (**Fig. 7.2**) es poden atribuir a la manca de mostres de Mura dels primers 150 dies després del foc. En altres estudis el temps necessari per recuperar la riquesa ha estat de 4 o 5 anys (Minshall et al., 2001b, Vieira et al., 2004). En el nostre estudi és interessant observar com la majoria de famílies de macroinvertebrats presents en aquest estudi tenen un únic gènere, de forma que l'anàlisi a nivell de família i no de gènere és gairebé equivalent (comparar les figures **Figs.6.19 i 6.20** i amb les equivalents d'aquest capítol: **Figs.7.8 i 7.11**).

Possiblement aquesta celeritat en la recuperació de les estratègies tròfiques i de la riquesa de gèneres de Gallifa comparada amb altres parts del món es degui a les característiques de les comunitats dels rius mediterranis, les quals estan adaptades a les perturbacions naturals cícliques marcades pels canvis hidrològics (sequeres i avingudes) induïts pel clima mediterrani (Gasith i Resh, 1999, Lake, 2003, Bonada et al., 2007a). Tanmateix cal que siguem cautelosos amb els efectes que pot comportar un canvi climàtic global en la vulnerabilitat dels ecosistemes de la regió mediterrània (Schroter et al., 2005). La freqüència dels episodis extrems de sequera i de pluges torrencials està augmentant (Milly i Shmakin, 2002, Christensen i Christensen, 2004, IPCC, 2007) i és possible que aquests fenòmens es magnifiquin a causa dels incendis (cada vegada més freqüents i extensos) en detriment de les comunitats aquàtiques mediterrànies. De manera que per una banda pot augmentar la temporalitat característica dels rius de règim mediterrani (Gasith i Resh, 1999) -amb el conseqüent increment de la probabilitat de freqüència dels incendis (Piñol et al., 1998, Pausas, 2004), augment de la temperatura de l'aigua, disminució de la capacitat de dilució dels contaminants, entre d'altres-, i per l'altra, les fortes avingudes magnificades pels incendis i inesperades pels macroinvertebrats (Poff i Ward, 1990) poden destruir part dels hàbitats. Tot plegat, factors que en últim terme poden tenir efectes negatius sobre la integritat i diversitat de les comunitats aquàtiques d'ambients temporals (Williams, 1996, Townsend et al., 1998, Lake, 2003, Bonada et al., 2007b, Bond et al., 2008) malgrat la seva elevada resiliència i relativa fàcil recuperació dels paràmetres que caracteritzen la comunitat (abundància, riquesa, diversitat, dominància entre d'altres).

Capítol 8

Resposta de la comunitat de diatomees i comparació amb la comunitat de macroinvertebrats

En tot aquest tram hi ha un magnífic bosc de ribera, una vegetació variada, que en aquesta hora matinal té un batec molt fresc. Caminar per aquest corredor ple d'ombres i, sobretot, tenir als ulls, ben a tocar, una verdor tan barrejada i natural, és una de les sorpreses més estimulants d'aquests dies.

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ

Fins a aquest punt de la tesi, s'han exposat el canvis produïts per l'incendi en la fisicoquímica, l'hàbitat i els invertebrats de la riera de Gallifa (**Capítols 2-7**), i ara passem a exposar el seu efecte sobre la comunitat de diatomees per comparar les dues comunitats.

Pel que fa a les diatomees, s'ha descrit que les pertorbacions degudes a un incendi poden fer variar lleugerament la biomassa de perifiton un o dos anys després del foc (Robinson, 1994, Bêche et al., 2005) i que les composicions i proporcions específiques de les comunitats poden canviar (Robinson, 1994, Earl i Blinn, 2003). Per altra banda, la destrucció del bosc de ribera pot provocar un augment de la radiació incident i de la temperatura de l'aigua (Minshall et al., 1989, Britton, 1991b, Mihuc i Minshall, 2005), factors que al seu torn poden afavorir l'increment dels productors primaris. Cowell et al. (2006) van estudiar els efectes directes causats pel foc sobre les diatomees i van concloure que el grau d'afectació depenia molt de si les lleres són seques o no en el moment de l'incendi.

L'estudi realitzat a la conca de Gallifa creiem que és d'interès perquè: 1) no existeixen estudis publicats sobre els impactes dels incendis forestals en les comunitats de diatomees en conques de rius mediterranis, 2) no hi ha estudis que comparin el comportament de les diatomees i els macroinvertebrats en relació al foc, i 3) es disposa de dades de referència de la riera cremada abans del foc quan normalment els estudis de recuperació post incendi s'han de realitzar només mitjançant comparacions paral·leles en el temps amb altres rius de referència (Minshall et al., 2001).

Partíem de la hipòtesi que l'incendi afectaria a la comunitat de diatomees a causa de la forta pertorbació química i de l'efecte abrasiu dels sediments arrossegats des de la conca. Esperàvem també que la natura sèssil i microscòpica de les diatomees conferís resistència inicial a la comunitat, i per altra banda que la seva elevada taxa de reproducció les fes més resilientes a la pertorbació que els macroinvertebrats.

Els objectius d'aquest capítol són:

- Caracteritzar la comunitat de diatomees en front de la pertorbació causada pel foc per tal de comparar la seva resposta amb la de la comunitat dels macroinvertebrats.
- Relacionar els factors ambientals modificats per l'incendi amb l'evolució de la comunitat de diatomees.

MATERIAL I MÈTODES

En el **Capítol 1** s'han descrit la situació i les característiques de les dues rieres estudiades, així com les dates i codis dels mostresjos de diatomees efectuats (**Taules 1.7 i 1.8**). I en els **Capítols 6 i 7** s'explica la metodologia de mostreig i d'anàlisi dels macroinvertebrats, informació que s'usa en aquest capítol per comparar-la amb les diatomees.

Mostreig de diatomees

Les mostres de les diatomees epilítiques de Gallifa i Mura posteriors al foc varen ser obtingudes per l'equip de Biologia Vegetal de la UB (Farrés-Corell, 2005, Gomà et al., 2005). La periodicitat de mostreig fou quinzenal o mensual a Gallifa, i mensual i a partir del dia 154 després del foc a Mura (**Taules 1.7 i 1.8**). També es disposava de dades anteriors a l'incendi en les dues rieres de l'any 2001 (Cambra i Gomà, 2001), de l'estiu del 2002 i de la primavera del 2003 (Gomà et al., 2004, Ortiz et al., 2004).

Els mètodes de mostreig, de preparació, de recompte i d'identificació usats van ser els mateixos abans i després de l'incendi. Cada vegada s'escollien unes cinc pedres d'aproximadament 20x20 cm de les zones de ràpids completament submergides, sense altres recobriments algals i de zones ben il·luminades (CEN, 2003). Es raspallava la superfície exposada a la llum de cada pedra, i el contingut dels diferents raspallats s'ajuntaven en una sola mostra que es conservava en formol al 4%. Al laboratori es digerida la matèria orgànica amb aigua oxigenada, es rentava l'excés de sals amb àcid clorhídric al 35%, es rentava la mostra amb aigua destil·lada i es muntava la mostra en un porta-objectes amb resina Naphrax®. Les diatomees s'identificaven amb un microscopi òptic de contrast de fases. Es comptava un mínim de 400 valves i se'n calculava la freqüència relativa. Per a la identificació dels tàxons es van usar les monografies: Krammer i Lange-Bertalot (1985, 1986, 1988, 1991a, 1991b), Krammer (1997, 2002, 2003), Reichardt (1999) i Lange-Bertalot (1996, 1999, 2001).

Anàlisi de les dades

Per comparar la comunitat de diatomees de Gallifa i Mura d'abans i després de l'incendi es van usar els mateixos anàlisis explicats en el **Capítol 7** (MDS, cluster i SIMPER). En aquest cas l'abundància de les diatomees estava expressada en percentatge d'abundància per espècie i es va transformar a $\arcsin \cdot \sqrt{x}$ (Sokal i Rohlf, 1995). Per aquests anàlisis es va treballar amb totes les diatomees (sense extreure'n les menys abundants).

Per conèixer com es distribuïen les diatomees en les dues rieres abans i després del foc en funció de les variables ambientals es van usar mètodes d'ordenació disponibles en el programa estadístic CANOCO per Windows versió 4.5 (ter Braak i Šmilauer, 2002). El mètode d'ordenació usat en cada anàlisi es va escollir en funció de la longitud del gradient calculat mitjançant l'anàlisi de correspondències sense tendència (DCA, de l'anglès *Detrended Correspondence Analysis*) (Jongman et al., 1995). El mètode escollit va ser un anàlisi de redundàncies (RDA, de l'anglès *Redundancy Analysis*) perquè la longitud del gradient del primer eix era inferior a 3 (Jongman et al., 1995). Les dades es van centrar per les espècies perquè és obligat en l'ús d'un

mètode lineal restringit com l'RDA (ter Braak i Šmilauer, 2002). Per reduir la influència de les espècies més abundants es van excloure les espècies que sumant tots els percentatges de totes les mostres representaven menys del 5% de l'abundància. El percentatge de l'abundància de les diatomees també es van transformar a $\arcsin \cdot \sqrt{x}$ (Sokal i Rohlf, 1995).

Per tal de poder incloure en la mateixa anàlisi les mostres d'abans i després de l'incendi, es van usar les 13 variables ambientals comunes a tots els mostrejors i que estan disponibles en la base de dades Ecostrimed (www.diba.cat/parcsn/qualitatruius): STS, NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Cl^- , O_2 (tots en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), cabal ($\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$), pH, temperatura ($^\circ\text{C}$), conductivitat ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), valors de l'IHF i QBR. Les variables ambientals es van normalitzar i estandarditzar per extreure la influència de la unitat de mesura (Legendre i Legendre, 1998). La significació dels eixos canònics es va testar amb el mètode de Montecarlo (ter Braak i Šmilauer, 2002).

També es va relacionar estadísticament (mitjançant el programa SPSS 13.0) la pluja acumulada entre les mostres de la riera cremada amb el percentatge de semblança (mesurat mitjançant la distància de Bray-curtis) entre les mostres de mesos contigus tant de macroinvertebrats com de diatomees, mitjançant la correlació d'Spearman ($n < 30$) (SPSS, 2001).

RESULTATS

8.1 Comunitats de diatomees

La representació en un pla de les mostres de la riera cremada posteriors a l'incendi i enfrontades amb les anteriors de la mateixa riera així com les de la riera sense cremar d'abans i després del foc, mostraven quatre grups (nivell de semblança del 38%) (Fig. 8.1). Al costat dret del gràfic s'agrupaven les mostres de les dues rieres anteriors al foc (*Abans foc* i *Control abans*) i les de la riera control posteriors (*Control després*), mentre que les mostres inicials (*Foc F1*; 4 mesos) de la riera cremada formaven un grup poc compacte i oposat (esquerra) a les mostres de referència. Al costat de les primeres mostres s'agrupaven les del 5è mes (desembre 2003) fins al dia 415 (setembre 2004) formant un grup anomenat *Foc F2* el qual va ser el més proper a les mostres anteriors del foc. I el grup *Foc F3* (de l'octubre 2004 fins que la riera es va assecar) el qual estava format per mostres molt semblants i que quedava una mica més allunyat de les mostres de referència respecte el grup *F2* (Fig. 8.1).

La primera mostra després del foc (dia 45) va quedar representada en el grup *Foc F3* i no junt al grup *Foc F1*, a diferència de la mostra del dia 64 d.i. Tot i que un bon nombre de diatomees intervenien a l'hora de diferenciar les comunitats d'*Abans foc*, *Foc F1*, *Foc F2* i *Foc F3* (Fig. 8.2d-g), el nombre de diatomees que caracteritzaven cada comunitat no era gaire elevat (entre 2 i 5 espècies diferents), i generalment una sola espècie representava més del 20% de la importància a l'hora de caracteritzar el grup (sobretot *Abans foc* i *Foc F2*) (Fig. 8.2a-d). Les que caracteritzaven el grup *Abans foc* eren: *Achnanthydium minutissimum* i *Cymbella excisa sensu lato*; les de *Foc F1*: *Navicula veneta*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema cf*

angustatum, *Amphora montana*, *Achnantheidium minutissimum*, *Mayamaea atomus*; les de *Foc F2*: *Achnantheidium minutissimum*, *Gomphonema cf. tergestinum*, *Navicula veneta*, *Navicula reichardtiana*, *Mayamaea atomus* var. *permissis*; i les de *Foc F3*: *Achnantheidium minutissimum*, *Achnantheidium biasoletianum*, *Amphora pediculus*, *Sellaphora seminulum*.

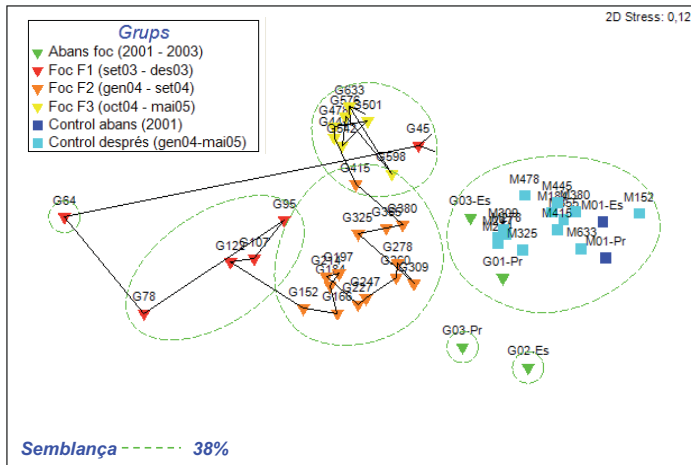


Figura 8. 1. Representació del MDS de les comunitats de diatomees de Gallifa i Mura de tot l'estudi (2001-2005).

La diatomea *Achnantheidium minutissimum* era present en totes les mostres, però el seu percentatge de contribució va ser més gran en els grups *Abans foc* i *Foc F2* (>35%). El grup *Foc F1* va ser l'únic en que *Achnantheidium minutissimum* no era la diatomea que més contribuïa al grup; i també va ser en *Foc F1* que van aparèixer diatomees inexistents en el grup *Abans foc* (*Navicula veneta*, *Nitzschia palea*, *Mayamaea atomus* var. *permissis* i *Amphora montana*). Entre el grup *Foc F1* i *Foc F2*, les diferències eren causades per abundàncies diferents però sempre sobre les mateixes diatomees. En canvi entre *Foc F2* (*Gomphonema cf. angustatum* i *Mayamaea atomus*) i *Foc F3* (*Sellaphora seminulum*) sí que hi havia diatomees exclusives de grup. De la mateixa manera entre *Foc F3* i *Abans foc*, més que mancar diatomees a la riera pertorbada, n'hi havia que la riera sense cremar no contenia (*Rhoicosphenia abbreviata* i *Navicula tripunctata*) i altres amb una abundància molt baixa.

El grau de diferència entre les mostres *Abans foc* i les *Foc F3* encara era del 73 % (**Fig.8.2**). En el mateix sentit, els grups *Control després* i *Foc F3* també continuaven allunyats i amb un percentatge de diferència elevat (74%) (**Fig.8.3b-d**). Per saber quines diatomees eren les que continuaven diferenciant aquests grups es van comparar les dues comunitats (**Fig.8.3d,e**). En els dos grups *Achnantheidium minutissimum* era la diatomea amb més contribució al grup. Malgrat això, les abundàncies relatives de la majoria de les espècies eren encara molt diferents, i si bé Gallifa compartia totes les diatomees que ajudaven a diferenciar els dos grups (a excepció de *Gomphonema lateripunctatum* i *Cymbella excisa sensu lato*), n'hi havia tres que eren exclusives de la riera cremada (*Foc F3*): *Navicula tripunctata*, *Sellaphora seminulum* i *Amphora pediculus*.

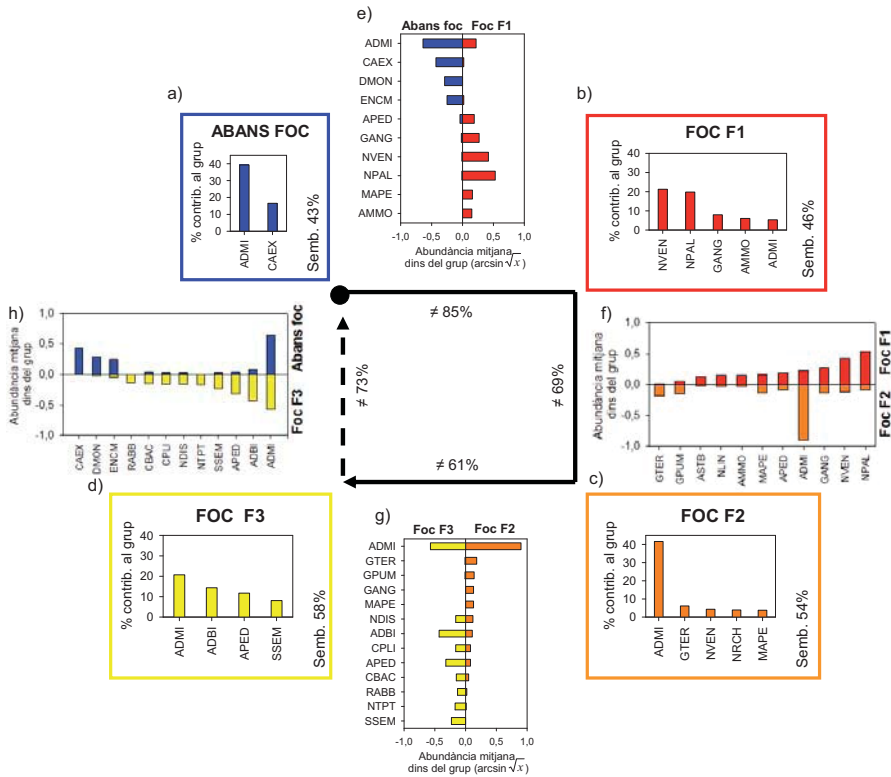


Figura 8.2. Diatomees de Gallifa d’abans (a) i de després de l’incendi (b i d) ordenades pel seu percentatge de contribució mitjana en la semblança mitjana dins de cada grup (només es representen les diatomees que acumulen un 50% de contribució sobre el total i s’ha exclòs la mostra del dia 45 d.i). S’especifica en cada gràfic el percentatge de semblança dins de cada grup. e-h) abundància mitjana de les famílies (arcsin·√x) que tenen un 50% de contribució en diferenciar les parelles de comunitats. S’especifica el percentatge de dissemblança entre els dos grups en els costats del triangle. La mostra G45 s’ha exclòs per aquest anàlisi. ADBI - *Achnanthydium biaolettianum* (Grunow) Round & Bukhtiyarova, ADMI - *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, AMMO - *Amphora montana* Krasske, APED - *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, ASTB - *Achnanthes straubiana* Lange-Bertalot, CAEX - *Cymbella excisa* sensu lato Kützing- ; CBAC - *Caloneis bacillum* (Grunow) Cleve, CPLI - *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck, DMON - *Diatoma moniliformis* Kützing, ENCM - *Encyonopsis microcephala* (Grunow) Krammer, GANG - *Gomphonema cf angustatum* (Kützing) Rabenhorst, GMIC - *Gomphonema cf micropus* Kützing, GPUM - *Gomphonema pumilum* (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot sensu lato, GTER - *Gomphonema cf tergestinum* (Grunow) Fricke, MAPE - *Mayamaea atomus* var. *permitis* (Hustedt) Lange-Bertalot, NANT - *Navicula anthracis* Cleve & Brun, NDIS - *Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow, NLIN - *Nitzschia linearis* (Agardh) Smith , NPAL - *Nitzschia palea* (Kützing) Smith, NRCH - *Navicula reichardtiana* Lange-Bertalot, NTPT - *Navicula tripunctata* (Muller) Bory, NVEN - *Navicula veneta* Kützing, RABB - *Rhoicosphenia abbreviata* (Agardh) Lange-Bertalot, SSEM - *Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann.

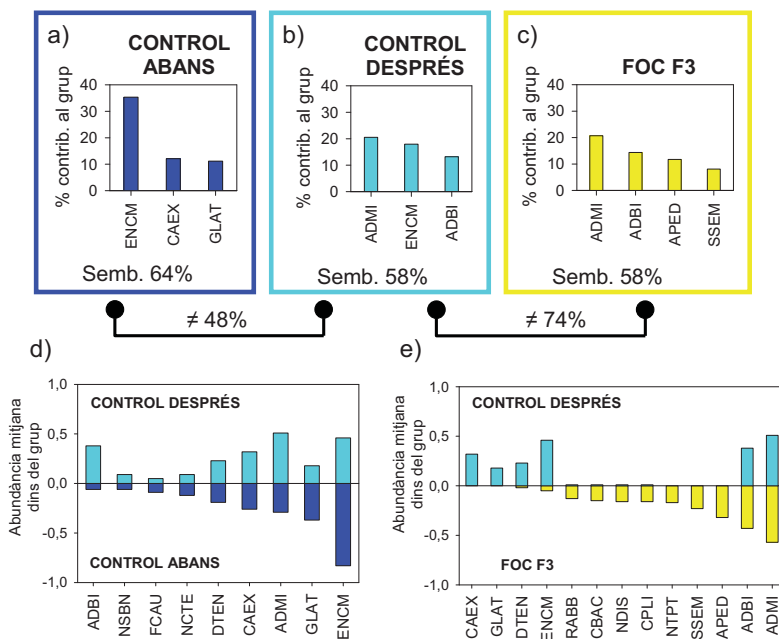


Figura 8.3. Diatomees de la riera *Control abans* (a), de *Control després* (b) i de Gallifa *Foc F3* (c) ordenades pel seu percentatge de contribució mitjana en la semblança mitjana dins de cada grup (només es representen les diatomees que acumulen un 50% de contribució sobre el total). S'especifica en cada gràfic el percentatge de semblança dins de cada grup. Abundància mitjana de les diatomees ($\arcsin \cdot \sqrt{x}$) que tenen un 50% de contribució en diferenciar les comunitats de *Control abans* i *Control després* (d) i de *Foc més tard* i *Control després* (e). S'especifica el percentatge de dissemblança entre els dos grups. ADBI - *Achnanthyidium bioeletianum* (Grunow) Round & Bukhtiyarova, ADMI - *Achnanthyidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, APED - *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, CAEX - *Cymbella excisa sensu lato* -, CBAC - *Caloneis bacillum* (Grunow) Cleve, CPLI - *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck, DTEN - *Denticula tenuis* Kützing, EARC - *Eunotia arcus* Ehrenberg, ENCM - *Encyonopsis microcephala* (Grunow) Krammer, FCAU - *Fragilaria capucina* Desmazieres ssp. *austriaca* (Grunow) Lange-Bertalot, GLAT - *Gomphonema lateripunctatum* Reichardt & Lange-Bertalot, NANT - *Navicula anthracis* Cleve & Brun, NCTE - *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot, NDIS - *Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow, NSBN - *Navicula subalpina* Reichardt, NTPT - *Navicula tripunctata* (Muller) Bory, RABB - *Rhoicosphenia abbreviata* (Agardh) Lange-Bertalot, SSEM - *Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann.

8.2 Importància de les variables ambientals mesurades en l'agrupació d'estacions i comunitats de diatomees

Els dos primers eixos del l'RDA realitzat a partir de les dades ambientals i les diatomees expliquen un 46,5% i 16,9% de la variança respectivament (Fig. 8.4). En els quadrants drets es situaven les mostres relacionades amb l'incendi (*Foc F1*, *Foc F2* i *Foc F3*), i en els quadrants esquerres les mostres *Control* i *Abans* *Foc*. Les diatomees que es van relacionar més amb les condicions inicials després del foc (*Foc F1*) (caracteritzades per elevades concentracions de sulfats, de sòlids en suspensió, de nitrats i de conductivitat) foren *Gomphonema cf angustatum*, *Nitzschia palea*, *Mayamaea atomus* var. *permitis* i *Navicula veneta*. Contraposades a aquestes es situaven les de Mura i Gallifa anteriors al foc (*Control abans* i *Abans foc*) amb *Encyonopsis microcephala*, *Cymbella excisa sensu lato*, *Denticula tenuis* i *Gomphonema lateripunctatum* com a diatomees

més importants. Igual com es va detectar en l'anàlisi MDS (Fig. 8.1), s'observà que la comunitat va trigar a respondre a la pertorbació uns dos mesos (dia 78), ja que inicialment (dia 45) la composició de diatomees, si bé no es situava en la zona d'abans del foc es situava propera a les mostres de Gallifa del final de l'estudi (Foc F3). L'eix vertical es va relacionar amb la temporalitat, amb una importància notable de la diatomea *Achnanthisdium biaolettianum* quan els cabals eren més baixos. En aquest moment de cabals baixos, que va coincidir amb el final de l'estudi de dos anys, i a diferència dels macroinvertebrats, les mostres Foc F3 estaven més allunyades de les de *Gallifa abans* del foc que no les Foc F2.

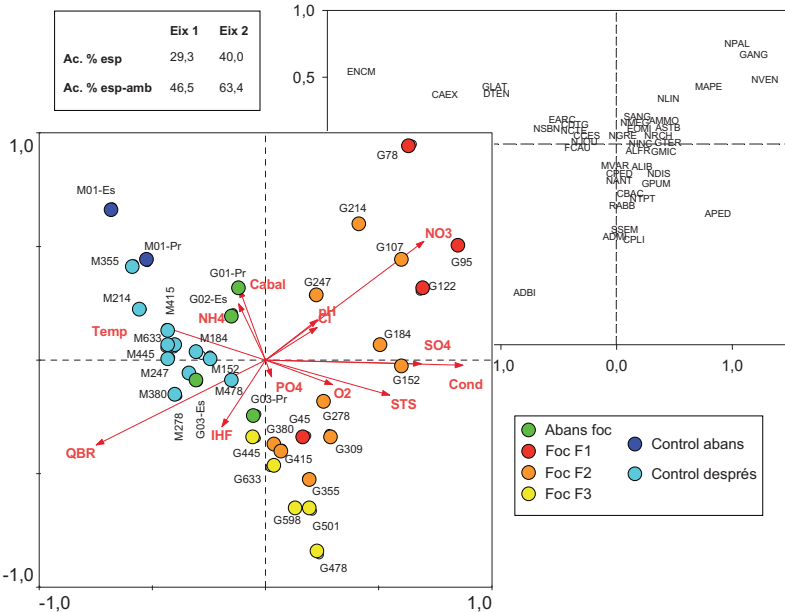


Figura 8.4. Representació dels dos primers eixos de l'anàlisi RDA de les mostres de diatomees de Gallifa i Mura abans i després del foc. Representació de a) les variables ambientals i les mostres, i b) de les espècies (s'han inclòs les 11 espècies que tenien una puntuació inferior a 0,15 en els dos eixos). La mida de les fletxes indica la importància de la variable i la punta la direcció cap a on creix la seva influència. Es mostra el percentatge de la variança acumulada de les espècies i de la interacció espècies-ambient del 1r i 2n eix. Els eixos canònics van resultar estadísticament significatius ($F=2,89$, $p<0,01$). Les diatomees abreujades: ADBI - *Achnanthisdium biaolettianum* (Grunow) Round & Bukhtiyarova, ADMI - *Achnanthisdium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, ALFR - *Achnanthes lanceolata* (Breb.) Grun. ssp. *frequentissima* Lange-Bertalot, ALIB - *Amphora libyca* Ehrenberg, AMMO - *Amphora montana* Krasske, APED - *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow, ASTB - *Achnanthes straubiana* Lange-Bertalot, BNEO - *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot, CAEX - *Cymbella excisa sensu lato*, CBAC - *Caloneis bacillum* (Grunow) Cleve, CCEs - *Cymbella cesatii* (Rabh.) Grunow, CDTG - *Cyclotella distinguenda* var. *distinguenda* Hustedt, CPED - *Cocconeis pediculus* Ehrenberg, CPLI - *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck, DTEN - *Denticula tenuis* Kützing, EARC - *Eunotia arcus* Ehrenberg var. *arcus*, ENCM - *Encyonopsis microcephala* (Grunow) Krammer, EOMI - *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot, FCAU - *Fragilaria capucina* Desmazieres ssp. *austriaca* (Grunow) Lange-Bertalot, GANG - *Gomphonema cf. angustatum* (Kützing), Rabenhorst, GLAT - *Gomphonema lateripunctatum* Reichardt & Lange-Bertalot, GMIC - *Gomphonema micropus* Kützing var. *micropus*, GPAR - *Gomphonema parvulum* Kützing var. *parvulum* f. *parvulum*, GPUM - *Gomphonema pumilum* (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot, GTER - *Gomphonema tergestinum* (Grunow) Fricke, MAPE - *Mayamaea atomus* var. *permissis* (Hustedt) Lange-Bertalot, MVAR - *Melosira varians* Agardh, NANT - *Navicula anthracis* Cleve et Brun, NCTE - *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot, NDIS - *Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow var. *dissipata*, NGRE - *Navicula gregaria* Donkin, NINC - *Nitzschia inconspicua* Grunow, NJOU - *Navicula joubaudii* Germain, NLIN - *Nitzschia linearis* (Agardh) W.M. Smith var. *linearis*, NMEG - *Navicula menisculus* Schumann var. *grunowii* Lange-Bertalot, NPAL - *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith, NRCH - *Navicula reichardtiana* Lange-Bertalot var. *reichardtiana*, NSBN - *Navicula subalpina* Reichardt, NTPT - *Navicula tripunctata* (O.F.M.) Bory, NVEN - *Navicula veneta* Kützing, RABB - *Rhoicosphenia abbreviata* (Agardh) Lange-Bertalot, SANG - *Suriella angusta* Kützing, SSEM - *Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann.

En la Fig. 8.5 es veu com els períodes de pluja anteriors a les mostres provoquen que el % de semblança de Bray-Curtis amb les mostres (sobretot dels macroinvertebrats) dels mesos contigus baixi, i en canvi, després de períodes sense pluja la semblança augmenti. En el cas dels macroinvertebrats, la relació entre la semblança i la precipitació és significativa estadísticament ($Rho = -0,609$; $p < 0,01$; $n = 23$), mentre que per les diatomees és més baixa i no significativa ($Rho = -0,375$; $p > 0,05$; $n = 25$).

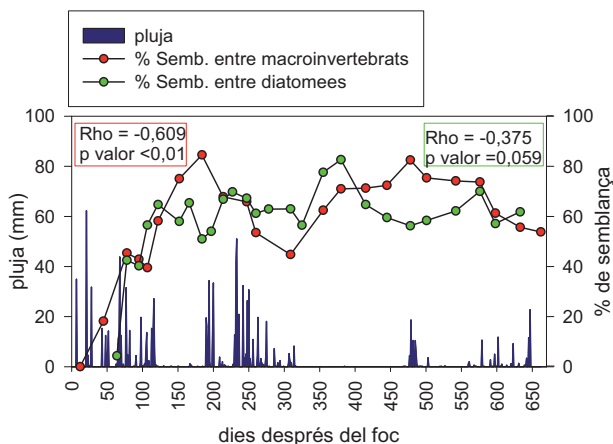


Figura 8.5. Relació de la pluviometria (barres) i el percentatge de la semblança de Bray Curtis (punts) entre les mostres de macroinvertebrats (vermell) o diatomees (verd) entre mesos contigus dels dos anys d'estudi. S'indica la correlació d'Spearman entre el percentatge de semblança entre les parelles de mesos consecutius, i la pluja acumulada entre mostres.

8.5 Comparació general de les comunitats de macroinvertebrats i diatomees

Amb la informació generada en aquest capítol i la del **Capítol 7**, s'ha comparat la resposta de les dues comunitats en tres períodes de temps: a) primers 100 dies; b) dels 150 dies a 1 any; c) en el 2n any després del foc (**Taula 8.1**). En general els dos tipus d'organisme han estat sensibles a la pertorbació que va suposar el foc, però les diatomees, a diferència dels macroinvertebrats, mai van ser eliminades totalment, la seva reacció inicial a la pertorbació va ser menys intensa, i fins i tot van obtenir riqueses puntuals més elevades en els primers 100 dies (**Fig. 9.2a**). Inicialment, les dues comunitats tenien pocs taxa que caracteritzessin la comunitat, les seves dominàncies eren elevades (>17%) i mostraven un baix percentatge de semblança entre mesos (<30 % de semblança).

En el segon període establert (100 dies - 1r any) el percentatge de semblança de les dues comunitats dins del període va augmentar molt (semblances > 60%) i les riqueses van ser intermitges. Malgrat això les diatomees presentaven una espècie molt abundant (*Achnanthis minutissimum*) (42% de contribució), mentre que els macroinvertebrats més abundants no van superar el 9% de contribució al grup.

Taula 8.1. Comparació de la comunitat de macroinvertebrats i diatomees en base a diferents descriptors de la comunitat durant els dos anys d'estudi.

	MACROINVERTEBRATS (nivell de família)	DIATOMEES (nivell d'espècie)
Primers 100 dies després del foc		
Resistència de la comunitat a la pertorbació	Nul·la. Abundància mitjana < 300 indiv.	Més elevada. La comunitat mai desapareix del tot.
Sensibilitat de la comunitat a la pertorbació	Ràpida. Als 12 dies, cap individu present.	Més lenta. Fins 64 dies no hi ha canvis en l'índex biològic IPS (veure Capítol 9)
Recanvi de tàxons (% semblança entre mesos)	Elevat (mitjana: 27 ± 21)	Elevat (mitjana: 29 ± 21)
Riquesa (mitjana i desviació estàndard)	Variable i baixa (mitjana: 8,5 ± 7,7)	Variable i intermitja (mitjana: 21,3 ± 6,2)
Dominància. <i>Famílies</i> o espècies dominants (% de contribució en període) /característiques	<i>Chironomidae</i> (20%), <i>Simuliidae</i> (19%) i <i>Baetidae</i> (17%) / Tots amb cicles de vida curts i dispersió aèria.	<i>Nitzschia palea</i> (21%), <i>Navicula veneta</i> (20%)
Dels 150 dies a 1 any després del foc		
Recanvi de tàxons (% semblança entre mesos)	Baix (mitjana: 73 ± 6)	Baix (mitjana: 64 ± 8,9)
Riquesa (mitjana i desviació estàndard)	Variable i intermitja (mitjana: 25 ± 9)	Variable i intermitja (mitjana: 28 ± 7)
Dominància. <i>Famílies</i> o espècies dominants (% de contribució en període)	<i>Chironomidae</i> (9%), <i>Baetidae</i> (9%) i <i>Caenidae</i> (8%)	Elevada: <i>Achnanthydium minutissimum</i> (42%)
2n any després del foc		
Recanvi de tàxons (% semblança entre mesos)	Baix (mitjana: 69 ± 9,7)	Baix (mitjana: 61 ± 4,5)
Riquesa (mitjana i desviació estàndard)	Alta (mitjana: 35 ± 6)	Variable i intermitja (mitjana: 26 ± 5)
Dominància. <i>Famílies</i> o espècies dominants (% de dominància)	<i>Chironomidae</i> (9%), <i>Baetidae</i> (9%) i <i>Caenidae</i> (8%)	<i>Achnanthydium minutissimum</i> (21%), <i>Achnanthydium biasolettianum</i> (14%), <i>Amphora pediculus</i> (12%)

I en el 2n any d'estudi s'observà com la riquesa dels macroinvertebrats era elevada, i la de les diatomees continuava essent intermèdia. La contribució de la diatomea *Achnanthydium minutissimum* va ser més baixa (21% de contribució) i la dels macroinvertebrats va ser semblant a la del 2n període (<10%).

DISCUSSIÓ

La comunitat de diatomees epilítiques de Gallifa inicialment es va mostrar molt resistent (dia 45), però a partir del segon mes d'estudi (dia 64) la comunitat havia disminuït en riquesa i hi dominaven espècies com *Nitzschia palea* o *Navicula veneta* (Figs. 8.1 i 8.2b) que són molt tolerants a les pertorbacions (Prygiel i Coste, 1993) i típiques de llocs contaminats de Catalunya (Gomà et al., 2004). Les mostres dels primers mesos a Gallifa es relacionen amb elevats sòlids en suspensió, sals i nutrients (Fig. 8.4) introduïts a la riera per l'arrossegament de materials terrestres a causa de la pluja, de manera que l'abrasió de la comunitat epilítica degué ser elevada i el seu impacte químic també (Vila-Escalé et al., 2007a). Robinson et al. (1994) i Bêche et al. (2005) descriuen davallades en la biomassa del perifiton que relacionen amb l'erosió posterior al foc i amb l'increment de sediment fi en les zones de ràpids. I Robinson et al. (2003, 2004) també detecten decrements de biomassa del perifiton després d'avingudes controlades.

Els macroinvertebrats, en canvi, van desaparèixer als 12 dies després del foc. Aquestes diferències s'expliquen per la natura mòbil dels macroinvertebrats, la major grandària i segurament a causa del decalatge d'1 a 2 mesos ja descrit en la resposta de les diatomees a una pertorbació (Reid et al., 1995). Una altra hipòtesi és que els frústuls morts continuessin adherits a les pedres en el primer mostreig i que en el segon mostreig les diatomees més resistents a la contaminació comencessin a recol·lonitzar la riera.

La dominància d'una sola espècie de diatomea (*Achnanthydium minutissimum*) en el primer any així com una major riquesa d'espècies de diatomees en la riera cremada (mitjana de 26,7±6,7) en front de la de referència (22±3,8), també es va observar en un riu cremat del parc natural de Yellowstone, on la diatomea *Navicula permitis* va dominar en el riu cremat i la riquesa taxonòmica va ser superior (34 tàxons) que la del riu de referència (27 tàxons) (Minshall et al., 1995). Earl i Blinn (2003) també van observar un augment de diatomees com *Cocconeis placentula*, *Nitzschia frustulum*, *Achnantes linearis* i *Reimeria sinuata*, on *Cocconeis placentula* va augmentar entre 3 i 5 vegades segons el riu després de 2 mesos de l'entrada de cendres; i també destaquen un retrocés d'algunes espècies (*Cymbella affinis*, *Ephithemia sorex*, *Fragilaria ulna*, *Gomphonema clavatum* i *Navicula cryptocephala*). Igual que pels macroinvertebrats, no es disposa de cap estudi de diatomees en la conca mediterrània després del foc, pel que no podem comparar-ne els resultats.

L'evolució general de les dues comunitats va ser similar, però les diatomees es van avançar temporalment als macroinvertebrats segurament a causa de l'elevada taxa de renovació de les diatomees i la seva suposada elevada resiliència després de les pertorbacions fisicoquímiques

(Duncan i Blinn, 1989, Steinman i McIntire, 1990, Muñoz i Prat, 1994). Una altra diferència fou que mentre la riquesa dels macroinvertebrats anava augmentant progressivament en el temps, en els primers mesos la riquesa de diatomees va oscil·lar molt. En realitat els dos tipus d'organisme tenien un recanvi d'espècies important (mostraven un % de semblança baix entre mesos contigus i composicions diferents), però els macroinvertebrats eren els més afectats per les crescudes perquè molts insectes apareixien gràcies a la seva elevada capacitat de dispersió però desapareixien bé arrossegats per les crescudes de la riera (relació negativa i significativa entre la pluja i la semblança entre les comunitats mes a mes) o perquè la qualitat química o de l'hàbitat no era suficient per sobreviure-hi.

En el segon any les comunitats de diatomees de Mura i de Gallifa compartien espècies com *Achnanthydium biasolettianum* (21%) i *Achnanthydium minutissimum* (14%) amb una abundància relativa important. Robinson et al. (1994) també detectà *Achnanthes minutissima* (= *Achnanthydium minutissimum*) com a diatomea més abundant en els rius menys pertorbats, encara que Rushforth et al. (1986) la trobà tant en rius pertorbats per l'erupció del Mont St. Helens com en els llocs de referència. A Gallifa també començava a aparèixer una petita proporció d'espècies com *Encyonopsis microcephala* i *Gomphonema lateripunctatum* les quals es trobaven a Mura i són abundants en els rius mediterranis d'aigües molt alcalines i netes (Gomà et al., 2004). Però a Gallifa encara hi creixien espècies com *Amphora pediculus*, *Sellaphora seminulum* i *Navicula tripunctata* que eren absents o molt poc importants (com *Cocconeis placentula*) a Mura. Els macroinvertebrats, en canvi, no tenien una espècie dominant ni en el primer ni en el segon any, de forma que les més abundants (*Chironomidae*, *Baetidae* i *Caenidae*) no superaven el 10% de dominància. Malgrat aquests diferències, després de dos anys ni la comunitat de diatomees ni la de macroinvertebrats havia recuperat la composició existent abans del foc (73% i 49% de dissemblança respectivament), ni era similar a la de la riera control (74% i 54% de dissemblança respectivament) a causa de que els mancaven tàxons. En contra de l'esperat, les diferències respecte els controls eren més grans en les diatomees.

Capítol 9

Resposta dels indicadors de la qualitat biològica a la pertorbació

Recorda't de viure!

A peu pels camins de cendra

JOSEP M. ESPINÀS

INTRODUCCIÓ

Finalment, en aquest capítol es pretén conèixer quin va ser l'efecte de l'incendi sobre els indicadors de la qualitat biològica. Els estudis sobre la qualitat de les aigües en aquestes mateixes rieres es van iniciar a finals dels anys 70 (Prat et al., 1983) i a partir de l'any 1994 s'han repetit de forma continuada dues vegades a l'any (www.diba.cat/parcsn/qualitatrius) (Taula 1.7 i 1.8). Això permetia fer un estudi acurat de com aquests indicadors, usats en la gestió de l'aigua, canviaven amb els efectes de l'incendi.

Un indicador biològic és un organisme o grup d'organismes que per la seva simple presència al medi estudiat ens aporta informació global de les característiques d'aquest perquè la seva presència ens demostra la continuïtat d'unes condicions ambientals determinades i que s'haurien mantingut al llarg del temps, com a mínim el temps del seu cicle biològic (Munné et al. 2002). La utilització dels organismes en la diagnosi de la qualitat ha estat revisada fa poc (Prat et al., 2008). Els macroinvertebrats bentònics són els indicadors biològics aquàtics que més s'han usat per fer avaluacions de l'estat ecològic dels rius (Rosenberg i Resh, 1993, Bonada et al., 2006) perquè es troben en la majoria de sistemes i hàbitats aquàtics, per l'alta diversitat que hi poden presentar i per les seves diferents sensibilitats a l'estrès ambiental. Aquestes característiques junt amb el seu sedentarisme i els seus cicles de vida relativament llargs, fan que els macroinvertebrats siguin bons indicadors de diferents graus i tipus de pertorbació. A Catalunya, l'índex biològic més usat en l'aplicació de la Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/EC) és l'IBMWP (Alba-Tercedor et al., 2002, ACA, 2006). No existeixen estudis de macroinvertebrats que avaluïn l'estat ecològic dels rius després d'incendis forestals. Tanmateix en rius petits amb percentatges de conca cremada elevada, s'han observat disminucions en la riquesa taxonòmica i en la diversitat de la comunitat de macroinvertebrats durant els primers 4 o 5 anys (Minshall et al., 2001, Vieira et al., 2004). També cal considerar que en els primers estadis de les successions post incendi normalment dominen les espècies oportunistes, generalistes tròfics, amb bona capacitat de dispersió i amb un temps de generació baix, sobretot insectes aquàtics (Mihuc i Minshall, 1995, Minshall et al., 1997, Minshall et al., 2001, Vieira et al., 2004, Mihuc i Minshall, 2005) (Capítol 7), organismes que normalment puntuen poc en els índexs biològics perquè són tolerants a les pertorbacions.

La riera de Gallifa és un riu mediterrani i com hem vist en els capítols anteriors, l'alternança d'episodis secs i humits propis dels estius i primaveres poden canviar les comunitats de macroinvertebrats de forma tan intensa com ho fa el propi incendi. Una mesura de temporalitat que permet avaluar aquests canvis és la relació entre EPT/(EPT + OCH) proposada per (Bonada et al., 2007b) i aplicada per Biosca (2007) en els rius catalans per avaluar la sequera. Aquest índex s'ha aplicat a la riera de Gallifa, i també a la riera de Mura que és com hem dit en capítols

anteriors, una riera de referència que fa de control perquè no es va cremar la seva conca.

D'altra banda, les diatomees epilítiques també s'han usat com a indicadores de la qualitat de l'aigua perquè són el grup taxonòmic que representa el 80% de la riquesa de les comunitats d'algues fluvials, són cosmopolites, tenen un temps de generació molt curt, responen de forma ràpida (1-2 mesos) a canvis físics i químics del medi, tenen requeriments ecològics i toleràncies diferents, i són relativament fàcils de distingir a nivell d'espècie (Rott, 1991, Reid et al., 1995, ACA, 2006). A Catalunya, l'índex biològic basat en diatomees més usat és l'IPS (CEMAGREF, 1982b, ACA, 2006). Els estudis de diatomees en relació al foc encara són més escassos que els de macroinvertebrats. S'ha descrit que pot variar lleugerament la biomassa de perifiton un o dos anys després del foc (Robinson, 1994, Bêche et al., 2005) i que les composicions de les comunitats i les proporcions específiques poden canviar (Robinson, 1994, Earl i Blinn, 2003).

Dels dos tipus d'organismes i de les dues rieres de referència estudiades es disposava d'estudis anteriors a la pertorbació (www.diba.cat/parcsn/qualitatrius). Aquest fet i donat l'elevat valor indicador d'aquests dos tipus d'organismes, de la seva pertinença a nivells tròfics diferents i de la manca d'estudis que relacionin aquests organismes amb els incendis, així com els que ho fan amb els incendis i els índexs biològics, ens va semblar interessant conèixer i comparar els seus patrons d'afectació i de recuperació de la qualitat biològica de l'aigua en front de la pertorbació que va suposar el foc. Això també pot ser interessant pels gestors de l'aigua (en aquest cas l'ACA) per entendre com aquests índexs que utilitza per la gestió (ACA, 2006) responen a una pertorbació freqüent en les conques dels rius catalans. Partim del coneixement que abans del foc, les puntuacions dels índexs biològics de les dues rieres eren elevades i eren considerades de referència per la seva qualitat; i per altra banda sabem que la riquesa taxonòmica va ser molt baixa o nul·la immediatament després del foc tot i que en un any es va recuperar (**Capítols 7 i 8**). Per tant, treballàvem amb la hipòtesi que després del foc els índexs biològics qualificarien la qualitat de l'aigua com a molt baixa, i que donada la forta dependència dels índexs biològics amb la riquesa taxonòmica, el temps necessari de recuperació dels índexs seria com a mínim un d'any.

Els objectius són:

- Avaluar la resposta als índexs biològics calculats a partir de les dues comunitats (macroinvertebrats i diatomees) en un riu de referència que ha patit un incendi a la conca.
- Establir el temps que ha de transcórrer perquè els índexs biològics assoleixin i mantinguin el rang de millor qualitat de l'aigua després del foc.

MATERIAL I MÈTODES

En el **Capítol 1** s'ha descrit la situació i les característiques de les dues rieres estudiades, i les dates i codis dels mostrejos efectuats (**Taules 1.7 i 1.8**).

En els **Capítols 7 i 8** s'han explicat els mètodes de mostreig, de preparació, de recompte i d'identificació de macroinvertebrats i diatomees, respectivament.

Anàlisi de les dades

- **Índexs biològics**

Es van calcular els índexs biològics IBMWP, IASPT i FBILL per valorar l'efecte de la possible perturbació causada per l'incendi sobre la comunitat de macroinvertebrats. L'índex IBMWP (de l'anglès *Iberian BioMonitoring Working Party index*) (**Taula 9.1**) és una adaptació de l'índex BMWP (Armitage et al., 1983) per la Península Ibèrica, així com el seu derivat IASPT (de l'anglès *Iberian Average Score Per Taxon index*) (Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1988, Alba-Tercedor et al., 2002, Jáimez-Cuéllar et al., 2002). En l'índex IBMWP, cada família té un valor assignat que pot anar de 0 a 10 segons la seva intolerància a la contaminació (10 és la puntuació dels organismes més intolerants). El valor final de l'índex és la suma dels valors assignats per cada família inventariada; l'IASPT és la relació entre el valor final de l'índex IBMWP i el número de famílies capturades, i representa el valor mig de la intolerància a la contaminació de la comunitat. L'índex FBILL (Prat et al., 1999) es deriva de l'índex BILL (Prat et al., 1986), requereix el nivell taxonòmic de família i utilitza sobretot el grau d'intolerància a la contaminació (**Taula 9.1**). En aquesta taula dels rangs s'indica el valor usat des de 1994 per la Diputació de Barcelona en els seus estudis, així com el valor que li correspon segons el tipus fluvial de Gallifa en la classificació feta per l'ACA en els treballs corresponents a la DMA (valors entre parèntesi), que com es veu són una mica superiors.

Per les diatomees es va calcular l'índex IPS (Índex de Poluosensibilitat Específic) (Cemagref, 1982a) (**Taula 9.1**) perquè es considera el millor índex per rius Mediterranis (Gomà et al., 2004) i és indicador de qualitat global perquè valora l'estat de les aigües sense centrar-se en un tipus determinat de contaminació (Prygiel i Coste, 1993). L'índex IPS es va calcular mitjançant el programari OMNIDIA versió 3 (Lecoïnte et al., 1993, Lecoïnte et al., 1999) (<http://perso.club-internet.fr/clci/>). El rang de valors en que l'IPS expressa els resultats va de 0 a 20, essent 1 la pitjor qualitat i 20 la puntuació que expressa una millor qualitat (**Taula 9.1**).

En la tipologia de rius realitzada per l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA, 2002), tant la riera de Mura com la de Gallifa pertanyen a rius mediterranis de cabal variable. Pel que fa a l'índex IBMWP, l'ACA proposa diferents nivells de qualitat (rangs orientatius) en funció de cada tipus fluvial (indicats entre parèntesi a la **Taula 9.1**) (ACA, 2006). En canvi, pel que fa a l'índex IPS, l'ACA ha proposat també de forma provisional no canviar els rangs en funció de tipus fluvial (ACA, 2006). Com que aquests rangs no són definitius i es disposa de dades històriques amb rangs diferents, pel cas dels macroinvertebrats s'ha optat per usar els valors originals proposats

per Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega (1988).

Taula 9.1. Rangs de qualitat de l'aigua segons els índexs IBMWP (Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1988), FBILL (Prat et al., 1999) i IPS (Cemagref, 1982a).

Rang	Qualitat	Valor IBMWP (proposta ACA)	Valor FBILL	Valor IPS
I	Molt bona	>100 (>120)	8-10	>16
II	Bona	61-100 (71-120)	6-7	13-16
III	Mediocre	36-60 (41-70)	4-5	9-12
IV	Dolenta	16-35 (20-40)	2-3	5-8
V	Molt dolenta	<15 (<20)	0-1	<5

▪ Temporalitat en la comunitat de macroinvertebrats

En les àrees de clima mediterrani els rius tenen una variabilitat estacional en quan als patrons de descàrrega amb episodis de sequera i d'avingudes (Gasith i Resh, 1999) que provoquen canvis en l'hàbitat disponible pels macroinvertebrats (Boulton i Lake, 1992, Williams, 1996), de forma que en l'època seca es produeix una reducció de l'hàbitat i una pèrdua de les zones de ràpids (Lake, 2000). Mitjançant la suma del nombre de famílies d'*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera* (índex EPT) respecte la suma d'*Odonata*, *Coleoptera*, *Heteroptera* (índex OCH) s'ha calculat la relació EPT/(EPT+OCH) proposada per Bonada et al. (2007b) que valora indirectament la importància de l'hàbitat reòfil (EPT) respecte el lenític (OCH) ja que generalment la major part de les famílies EPT estan més lligades a les zones de corrent que les famílies d'OCH, més abundants en ambients calms.

RESULTATS

9.1 Índicadors biològics (macroinvertebrats i diatomees)

Els valors mitjans dels índexs biològics IBMWP i FBILL anteriors a l'incendi de les dues rieres es trobaven dins del rang de qualitat molt bona (Taula 9.1 i 9.2). I el valor mitjà de l'IASPT era exactament el mateix per les dues rieres i relativament baix a causa de l'elevat nombre de famílies OCH (odonats + coleòpters + heteròpters) que normalment hi són presents.

Taula 9.2. Mitjanes i desviacions estàndard dels índexs IBMWP, FBILL i IASPT de Gallifa i Mura abans de l'incendi (1999-2003).

	IBMWP mitjà $\pm \sigma$	FBILL mitjà $\pm \sigma$	IASPT mitjà $\pm \sigma$
Gallifa	118,91 \pm 41,86	9,18 \pm 1,40	4,4 \pm 0,3
Mura	110,27 \pm 36,09	8,36 \pm 1,21	4,4 \pm 0,3

Els dos índexs de qualitat per macroinvertebrats tenen comportaments diferents a la recuperació de la biota després de la forta pertorbació que suposa l'incendi forestal. Després de l'incendi, l'índex biològic aplicat a Gallifa que va trigar més a igualar-se al valor obtingut de Mura en la mateixa època va ser l'IBMWP (més d'1 any), mentre que per l'índex FBILL van caldre 152 dies, i per l'IASPT 180 (Fig. 9.1). I el temps necessari per obtenir el valor mitjà de Gallifa abans de l'incendi va ser de 278 dies per l'IBMWP; 152 dies per l'FBILL i 78 dies per l'IASPT (Fig. 9.1, Taula 9.2).

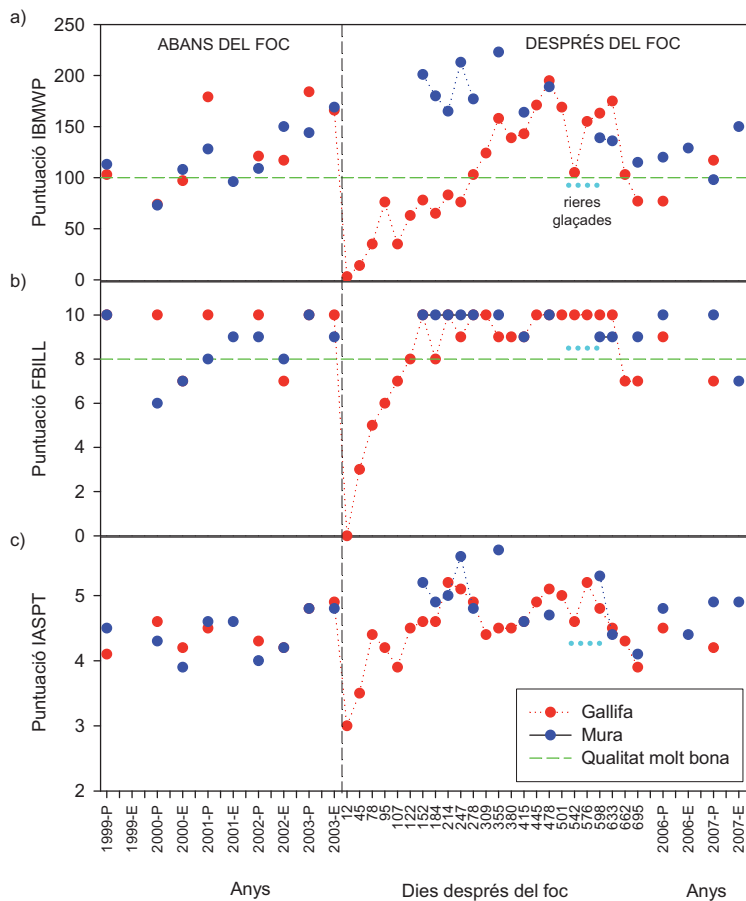


Figura 9.1. Evolució del valor de l'índex biològic IBMWP (a), FBILL (b) i IASPT (c) de Gallifa i Mura abans i després de l'incendi. La línia discontinua vertical indica el moment en que es va cremar la conca de Gallifa; i la línia horitzontal el valor mínim per considerar que la qualitat de l'aigua basada en els dos índexs biològics és molt bona. P: primavera, E: estiu.

En el moment en que els valors dels dos índex van ser similars i van assolir valors en el rang de millor qualitat, van romandre en aquest estat de qualitat fins al final dels dos anys d'estudi, amb variacions importants (el IBMWP pot doblar-se segons l'any d'estudi) motivades pels canvis hidrològics particulars a cada riera, especialment a l'estiu.

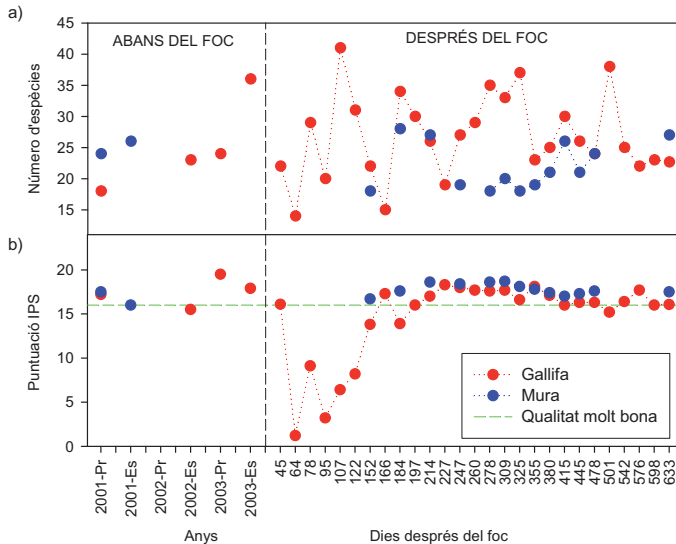


Figura 9.2. Evolució del número d'espècies (a) i del valor de l'índex IPS (b) de diatomees de Gallifa i Mura abans i després de l'incendi. La línia discontinua vertical indica el moment en que es va cremar la conca de Gallifa; i la línia horitzontal el valor mínim per considerar que la qualitat de l'aigua basada en l'índex biològic és molt bona. P: primavera, E: estiu.

La comunitat de diatomees immediatament després de l'incendi no va desaparèixer (**Fig. 9.2**). La primera mostra d.i. (dia 45) fins i tot tenia una riquesa (24 espècies) i un valor de l'índex biològic molt similar al valor preincendi, i segons el valor de l'índex IPS la qualitat de l'aigua era molt bona (15 punts). En canvi en el segon mostreig la riquesa d'espècies va davallar (fins a 15) així com l'índex IPS (<5). En el període comprès entre el dia 64 i el 152, l'índex biològic va indicar primer valors propis de qualitat dolenta (<5) que després van oscil·lar entre els rangs de qualitat de deficient a bo. Al voltant dels 100 dies d.i. es va detectar el màxim de riquesa d'espècies que fins i tot va ser més elevat que els valors preincendi disponibles de la riera. A partir dels 200 dies d.i. el valor de l'índex va ser molt semblant al valor de la riera de referència i va romandre dins del rang de qualitat molt bona gairebé durant tots els mesos d'estudi.

Taula 9.3. Comparació dels índexs de macroinvertebrats i diatomees durant els dos anys d'estudi.

	MACROINVERTEBRATS (nivell de família)	DIATOMEES (nivell d'espècie)
Primers 100 dies després del foc		
Índex biològic (mitjana i desviació estàndard):	IBMWP: 33 ± 28	IPS: 7,2 ± 5,8
Interpretació de l'índex:	<i>Mediocre</i>	<i>Mediocre o Bona</i>
Índex IASPT (intolerància mitjana i desviació estàndard):	IASPT 3,8 ± 0,6	–
Dels 150 dies a 1 any després del foc		
Índex biològic (mitjana i desviació estàndard):	IBMWP: 108 ± 34	IPS: 16,8 ± 1,4
Interpretació de l'índex:	<i>Bona o Molt bona</i>	<i>Bona o Molt bona</i>
Índex IASPT (intolerància mitjana i desviació estàndard):	IASPT: 4,7 ± 0,3	–
2n any després del foc		
Índex biològic (mitjana i desviació estàndard):	IBMWP: 161 ± 28	IPS: 16,3 ± 0,7
Interpretació de l'índex:	<i>Molt bona</i>	<i>Bona</i>
Índex IASPT (intolerància mitjana i desviació estàndard):	IASPT: 4,9 ± 0,3	–

9.2 Variabilitat i evolució de l'índex de temporalitat per macroinvertebrats

Els primers organismes que van colonitzar la riera en els primers 78 dies foren detectats a les zones de bassa i eren del tipus OCH (bàsicament *Heteroptera* i *Coleoptera*) (Fig. 9.3b), però quan es va restablir el flux de l'aigua els valors de l'índex EPT/(EPT + OCH) es van aproximar al valor 0,5 o el van superar (Fig. 9.3a) el que indicava que la riera tenia una proporció semblant dels dos tipus d'organismes. En les dades disponibles del primer hivern de Mura (dies 152-278) també s'observava un valor de l'índex proper als 0,5 punts, similar als de Gallifa (Fig. 9.3c). Per contra, en el moment en que es va interrompre el flux de l'aigua, les espècies OCH van augmentar en les dues rieres (Fig. 9.2b,d), i l'índex va anar augmentant i disminuint el seu valor segons les condicions hidrològiques; sobretot a l'estiu és quan els valors d'aquest índex poden ser molt baixos.

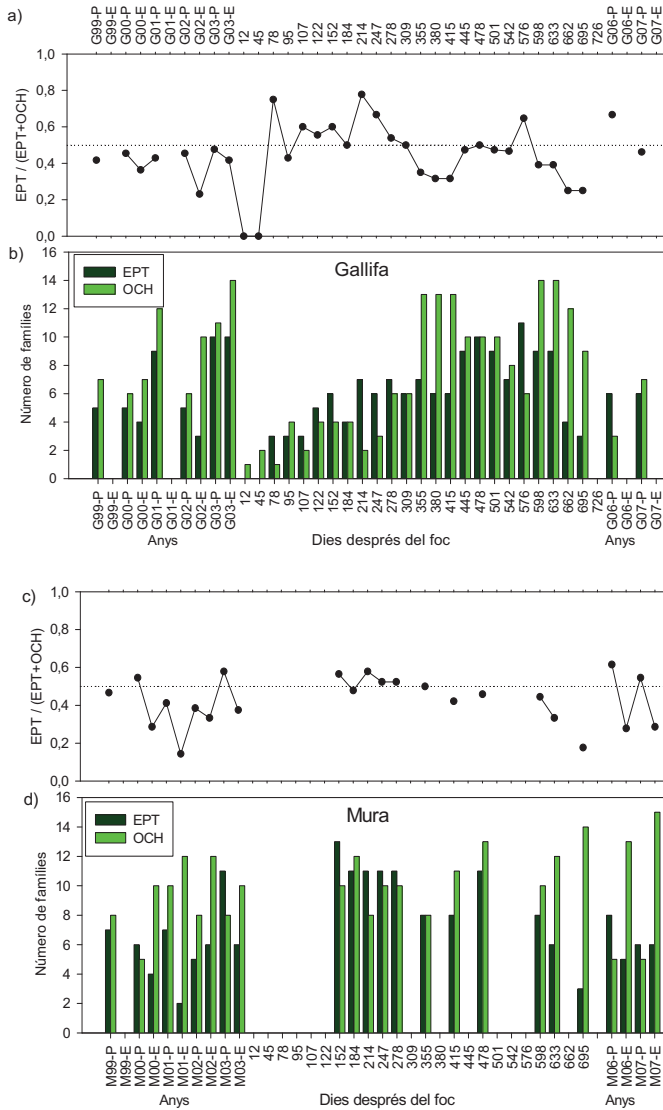


Figura 9.3. Evolució del número de famílies EPT i OCH de Gallifa (b) i Mura (d) d'abans i després de l'incendi; i de l'índex EPT/(EPT+OCH) (a) i c). La ratlla discontinua marca el valor 0,5 de l'índex.

DISCUSSIÓ

Després que es cremés un 84% de la conca de Gallifa i de l'entrada de sediments i matèria orgànica arrossegada per les pluges posteriors al foc, la comunitat de macroinvertebrats 12 dies després del foc havia desaparegut completament tal com hem vist als capítols anteriors (Vila-Escalé et al., 2007a, Vila-Escalé et al., 2007b). En canvi, la comunitat de diatomees 45 dies després de l'incendi no va ser eliminada, l'índex IPS indicava una qualitat de l'aigua molt bona ($IPS > 15$) i segons la classificació de van Dam et al. (1994) no existia contaminació orgànica (Farrés-Corell, 2005), i la riquesa taxonòmica era semblant a la detectada abans de l'incendi. La manca de resposta inicial de les diatomees a la pertorbació es pot explicar o bé perquè el temps de resposta de les diatomees és d'entre 1 i 2 mesos (Reid et al., 1995), o bé perquè els frústuls de les diatomees mortes continuessin adherits a les pedres.

Dos mesos després del foc, les dues comunitats indicaven ja una qualitat de l'aigua molt dolenta ($IBMWP < 15$, $FBILL < 2$, $IPS < 5$) i la millora de la qualitat de l'aigua mesurada a partir d'aquests índexs va ser progressiva en el temps (Figs. 9.1 i 9.2). Les diatomees van indicar una qualitat molt bona als 166 dies després del foc, i els macroinvertebrats als 122 o 278 dies segons l'índex usat, FBILL o IBMWP respectivament. Els valors de l'IASPT van augmentar molt ràpidament (en el 3r mostreig ja eren semblants als valors pre-incendi) a causa de l'aparició de famílies intolerants a la contaminació que tenien una puntuació alta (veure Capítol 6). Això explicaria també la recuperació més ràpida de l'índex FBILL que no la del IBMWP, perquè el segon és un índex additiu que va incrementant de puntuació a mesura que van apareixent noves famílies, mentre que l'FBILL, si bé està corregit pel número de famílies, dóna molta importància a les famílies indicadores de bona qualitat i reòfiles. L'elevada taxa de renovació de les diatomees i la seva resiliència després de les pertorbacions fisicoquímiques (Duncan i Blinn, 1989, Steinman i McIntire, 1990, Muñoz i Prat, 1994) explicarien la recuperació més ràpida de les diatomees després del foc.

En el segon any, el valor de l'índex IPS de diatomees si bé era alt, de mitjana només es va situar en el rang de qualitat bona i la riquesa va ser força més baixa que la de la riera control; mentre que els índexs de macroinvertebrats van mostrar uns valors de qualitat molt bona amb un augment en paral·lel de l'IBMWP, l'FBILL, l'IASPT i la riquesa de famílies. El cabal és l'única variable del segon any relacionada negativament amb la comunitat de diatomees (Fig. 8.4), de forma que en aquest període de cabals baixos que va fer disminuir l'oxigen dissolt (Fig. 3.5) i augmentar la terbolesa (Fig. 3.4) i el sulfat (Fig. 3.6) possiblement va provocar aquest canvi de rang de molt bo a bo.

En els primers mostrejos de la riera cremada, l'absència d'organismes EPT va donar valors de zero a l'índex $EPT/(EPT+OCH)$. Com ja s'ha indicat, en els primers mesos un nombre elevat de famílies apareixien i desapareixien, i en funció de les famílies recol·lectades, l'índex va oscil·lar gairebé sempre per sobre del 0,5 indicant valors propis de moments de cabals elevats. Valors semblants de l'índex $EPT/(EPT+OCH)$ mesurats tant a Gallifa com a Mura s'han mesurat en altres rius temporals catalans com el torrent de l'Albereda i la riera de Pontons a l'alçada

de les Dous, ambdues en el riu Foix (Biosca 2007) i també en el mateix parc de Sant Llorenç del Munt Bonada et al. (2007b). Aquesta puntuació està contraposada a valors de l'índex propers al 0,8 que són propis d'ambients permanents com el riu Llobregat aigües avall de la presa de la Baells (Biosca 2007) on la temporalitat és menor i per tant la riquesa d'EPT s'espera que sigui major (Vinson i Hawkins, 2003). En l'estudi de Bonada et al. (2007b), s'observava que valors de l'índex $EPT/(EPT+OCH)$ per sota de 0,5 indicaven que els rius tendien a una successió de basses amb poca aigua circulant, igual com es va observar a Gallifa i a Mura. Minshall et al. (1997) encara que només va mesurar l'índex EPT, no va trobar diferències significatives entre els rius cremats i punts de referència en els anys posteriors a l'incendi. S'observa que l'índex IBMWP és independent de l'índex $EPT/(EPT+OCH)$ quan la qualitat és bona, el que ja es va trobar a l'estudi de (Bonada et al., 2007b) al mateix parc de Sant Llorenç del Munt. A l'estiu, quan l'hàbitat es redueix a basses hi ha més presència d'OCH que solen tenir valors d'intolerància a la contaminació més baixos, per això hi pot haver relació entre el valor de l'IASPT i l'índex de temporalitat. El valor de l'índex $EPT/(EPT+OCH)$ és un bon complement als índexs biològics i resulta útil en el cas dels rius mediterranis per indicar-nos la condició de temporalitat del riu.

Podem concloure que els índexs biològics després d'un any de la pertorbació causada per l'incendi forestal ja han recuperat els seus valors anteriors al foc. Malgrat això, la composició de macroinvertebrats i diatomees de la riera pertorbada dos anys després de l'estudi no era la mateixa d'abans del foc ni tampoc la de la riera de referència que feia de control (**Capítol 7-9**) principalment a causa de la manca d'alguns taxa i de la manca de dilució de les sals i la matèria orgànica a causa dels cabals nuls (**Fig. 8.4; Fig. 7.11**).

Conclusions generals

1. L'incendi forestal del 84% de la conca de Gallifa i les pluges posteriors van tenir un efecte immediat: la modificació de la qualitat fisicoquímica de l'aigua, l'homogeneïtzació de l'hàbitat fluvial i la eliminació la comunitat de macroinvertebrats aquàtics de la riera.
2. Després d'un breu període d'anòxia, les pluges van arrossegar riu avall gran part de la matèria orgànica, sals, nutrients i sediments fins acumulats que provenien de la conca cremada. Els traçadors d'aromaticitat com l'a300 i el quocient f450:f500 van ser útils per indicar que la deteriorització sobtada de la qualitat de l'aigua després de l'incendi era deguda als materials arrossegats que provenien de la conca.
3. Durant el primer any van continuar entrant a la riera sòlids en suspensió, nitrats, sulfats i compostos aromàtics (HAP entre d'altres) associats amb les pluges. Tanmateix en aproximadament 250 dies es va recuperar l'heterogeneïtat de l'hàbitat i el bosc de ribera adjacent al lloc de mostreig.
4. Dos anys després de l'incendi, la fisicoquímica estava més influenciada per les condicions de sequera que per l'efecte de l'incendi, encara que es continuava detectant una entrada de sals i compostos aromàtics que modificaven les propietats òptiques de l'aigua que podrien tenir relació amb l'incendi.
5. En contra de l'esperat, els tractaments de l'experiment d'incubació que contenien material cremat van conferir menys canvis a l'aigua que els tractaments sense cremar. De forma que previsiblement l'impacte més important del foc sigui l'increment de la taxa d'entrada de materials de tot tipus (orgànics, inorgànics, calcinats, etc.) a causa de l'erosió.
6. La qualitat de l'aigua mesurada mitjançant els indicadors biològics es va recuperar en menys d'un any. La sensibilitat inicial de la comunitat de diatomees a la pertorbació va ser més baixa que la de macroinvertebrats. Les diatomees van tornar a indicar la millor categoria de qualitat de l'aigua en només sis mesos mentre que els macroinvertebrats van trigar-ne nou.
7. Macroinvertebrats de totes les estratègies tròfiques van recolonitzar la riera en els primers 100 dies després del foc, però encara existien diferències respecte la riera control, mentre que en el segon any ja no es van observar diferències entre la riera pertorbada i la riera control per cap estratègia tròfica. Els recol·lectors es van associar amb les condicions del primer any i els filtradors amb les del segon.

8. L'estudi ha permès caracteritzar les estratègies de les diferents famílies de macroinvertebrats en 7 grups: *pioneres* (com *Chironomidae*, *Baetidae*, *Simuliidae*), *resilients i persistents* (com *Perlodidae*, *Leptophlebiidae*, *Elmidae*), *resilients menys persistents* (com *Caenidae*, *Stratiomyidae*, *Hydrophilidae*), *resilients no persistents* (com *Philopotamidae*, *Helodidae*, *Ephemerellidae*), *poc resilients* (com *Gerridae*, *Lestidae*, *Ancylidae*), *temporalment afavorides* (com *Hydropsychidae*, *Calopterygidae*, *Haliplidae*) i *puntuals*.
9. Les famílies de macroinvertebrats *més resilients i més persistents* (*pioneres*) caracteritzades per una elevada capacitat de dispersió foren dominants en els primers mesos de la successió després del foc. En el primer any, tot i l'elevat recanvi de famílies per part de les que eren *resilients menys persistents* i de les *resilients no persistents*, la riquesa taxonòmica de la riera de Gallifa es va recuperar respecte els valors de referència a causa de la colonització de les famílies *resilients i persistents* i d'algunes famílies *temporalment afavorides*.
10. L'estructura de la comunitat de macroinvertebrats es va reestablir en el quart any, quan van detectar-se les famílies *poc resilients* (bàsicament *Mollusca*, *Heteroptera* i *Odonata*) i van disminuir l'abundància de les famílies *temporalment afavorides*.
11. En resum la recuperació de la comunitat de la riera es realitzà d'una forma relativament ràpida en comparació als estudis en rius cremats d'altres indrets del món. La celeritat en la recuperació de la comunitat de macroinvertebrats d'aquesta riera mediterrània es pot atribuir tant al ràpid restabliment de les condicions ambientals, com a l'adaptació d'aquests organismes als períodes estacionals i seqüencials d'avingudes i sequeres (pertorbacions naturals) a que estan sotmesos al llarg de l'any.

Bibliografia

- ACA (2002) *Regionalització i tipificació del sistema fluvial de les conques internes de Catalunya per a la futura implantació de la Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CE)*. Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- ACA (2006) *BIORI. Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius*. Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, Barcelona, 89 pp.
- Acuña, V., Muñoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F. i Sabater, S. (2005) Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society* 24(4): 919-933.
- Ainsworth, C.C., Cullinan, V.I., Crecelius, E.A., Wagnon, K.B. i Niewolny, L.A. (2006) Sampling holding time reevaluation. EPA/600/R-05/124. USEPA (ed), Washington, DC.
- Alba-Tercedor, J. i Sánchez-Ortega, A. (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4(51-56).
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I. i Prat, N. (2002) Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnética* 21(3-4): 175-185.
- Alcañiz, J.M., Serrasolsas, I. i Vallejo, R. (1996) Ecologia del foc. Terradas, J. (ed), pp. 111-140, Proa, Barcelona.
- Alfani, A., Maisto, G., Vittoria Prati, M. i Baldantoni, D. (2001) Leaves of *Quercus ilex* L. as biomonitors of PAHs in the air of Naples (Italy). *Atmospheric Environment* 35(21): 3553-3559.
- Allan, J.D. (1995) *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Kluwer Academic Pub.
- Almendros, G., Martin, F. i Gonzalez-Vila, F.J. (1988) Effects of fire on humic and lipid fractions in a Dystric Xerochrept in Spain. *Geoderma* 42(2): 115-127.
- Andreu, V., Rubio, J.L., Forteza, J. i Cerni, R. (1996) Postfire Effects on Soil Properties and Nutrient Losses. *International Journal of Wildland Fire* 6(2): 53-58.
- AOAC (1993) *Manual on Policies and Procedures*, Arlington VA.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. i Furse, M.T. (1983) Performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17(3): 333-347.
- Attwill, P.M. (1968) The Loss of Elements from Decomposing Litter. *Ecology* 49(1): 142-145.
- Avila, A. (1996) Ecologia del foc. Terradas, J. (ed), pp. 131-140, Proa, Barcelona.
- Baker, A. i Spencer, R.G.M. (2004) Characterization of dissolved organic matter from source to sea using fluorescence and absorbance spectroscopy. *Science of the Total Environment* 333(1-3): 217-232.
- Battin, T.J. (1998) Dissolved organic matter and its optical properties in a blackwater tributary

- of the upper Orinoco river, Venezuela. *Organic Geochemistry* 28(9-10): 561-569.
- Baumann, T., Haaszio, S. i Niessner, R. (2000) Applications of a laser-induced fluorescence spectroscopy sensor in aquatic systems. *Water Research* 34(4): 1318-1326.
- Bayley, S.E., Schindler, D.W., Beaty, K.G., Parker, B.R. i Stainton, M.P. (1992) Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds: Nitrogen and phosphorus. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(3): 584-596.
- Bêche, L.A., Stephens, S.L. i Resh, V.H. (2005) Effects of prescribed fire on a Sierra Nevada (California, USA) stream and its riparian zone. *Forest Ecology and Management* 218(1-3): 37-59.
- Belillas, C.M. i Rodà, F. (1993) The effects of fire on water quality, dissolved nutrient losses and the export of particulate matter from dry heathland catchments. *Journal of Hydrology* 150: 1-3.
- Bernal, S., Butturini, A. i Sabater, F. (2002) Variability of DOC and nitrate responses to storms in a small Mediterranean forested catchment. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(6): 1031-1041.
- Bernhard-Reversat, F., Main, G., Holl, K., Loumeto, J. i Ngao, J. (2003) Fast disappearance of the water-soluble phenolic fraction in eucalypt leaf litter during laboratory and field experiments. *Applied Soil Ecology* 23(3): 273-278.
- Bisson, P.A., Rieman, B.E., Luce, C., Hessburg, P.F., Lee, D.C., Kershner, J.L., Reeves, G.H. i Gresswell, R.E. (2003) Fire and aquatic ecosystems of westerns USA: current knowledge and key questions. *Forest Ecology and Management* 178: 213-229.
- Bonada, N., Zamora-Muñoz, C., Rieradevall, M. i Prat, N. (2004a) Trichoptera (insecta) collected in Mediterranean river basins of the Iberian Peninsula: taxonomic remarks and notes on ecology. *Graellsia* 60(1): 41-70.
- Bonada, N., Zamora-Muñoz, C., Rieradevall, M. i Prat, N. (2004b) Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environmental Pollution* 132(3): 509-521.
- Bonada, N., Doledec, S. i Statzner, B. (2007a) Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13(8): 1658-1671.
- Bonada, N., Rieradevall, M. i Prat, N. (2007b) Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589(1): 91-106.
- Bond, N.R., Lake, P.S. i Arthington, A.H. (2008) The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia* 600(1): 3-16.
- Boulton, A.J. i Lake, P.S. (1990) The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. I. Multivariate analyses of physicochemical features. *Freshwater Biology* 24(1): 123-141.
- Boulton, A.J., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E.H. i Valett, H.M. (1998) The functional significance of hyporheic zones in streams and rivers. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 29(1): 59-81.
- Bournaud, M. (1971) Observations biologiques sur les trichopteres cavernicoles. *Bull. Soc. Linn. Lyon* 7: 197-211.
- Brinson, M.M., Lugo, A.E. i Brown, S. (1981) Primary Productivity, Decomposition and Consumer Activity in Freshwater Wetlands. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 12(1):

- 123-161.
- Britton, D.L. (1991a) Fire and the chemistry of a South African mountain stream. *Hydrobiologia* 218: 177-192.
- Britton, D.L. (1991b) The benthic macroinvertebrate fauna of a South African Mountain stream and its response to fire. *Sth. Afr. J. aquat. Sci* 17(1/2): 51-64.
- Brown, G.W., Gahler, A.R. i Marston, R.B. (1973) Nutrient losses after clear-cut logging and slash burning in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research* 9(5): 1450-1453.
- Butturini, A., Bernal, S. i Sabater, F. (2005) Modeling storm events to investigate the influence of the stream-catchment interface zone on stream biogeochemistry. *Water Resour. Res* 41.
- Cambra, J. i Gomà, J. (2001) Estudis de la qualitat ecològica dels rius. La utilització de les diatomees per a la mesura de la qualitat del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Diputació de Barcelona. No publicat.
- Carpenter, S.R. (1980) Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by Submersed Macrophyte Decay. *Ecology* 61(5): 1145-1155.
- CEMAGREF (1982) *Étude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. . Rapport Q.E. Lyon A. F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse.
- CEN (2003) *Water quality - Guidance standard of the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers*. CEN/TC 230 prEN 13946. Commitee on European Normalization.
- Chan, I.A. (1998) Aquatic macroinvertebrates of small streams in the Mineral King region of Sequoia National Park: baseline communities and response to prescribed fire, University of California, Davis, CA, USA.
- Chen, B., Xuan, X., Zhu, L., Wang, J., Gao, Y., Yang, K., Shen, X. i Lou, B. (2004) Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments and soils of Hangzhou City, China. *Water Research* 38(16): 3558-3568.
- Chorover, J., Vitousek, P.M., Everson, D.A., Esperanza, A.M. i Turner, D. (1994) Solution chemistry profiles of mixed-conifer forests before and after fire. *Biogeochemistry* 26(2): 115-144.
- Christensen, E.R. i Bzdusek, P.A. (2005) PAHs in sediments of the Black River and the Ashtabula River, Ohio: source apportionment by factor analysis. *Water Research* 39(4): 511-524.
- Christensen, O.B. i Christensen, J.H. (2004) Intensification of extreme European summer precipitation in a warmer climate. *Global and Planetary Change* 44(1-4): 107-117.
- Cid, S. (2001) *La qualitat ecològica del torrent de la Vall d'Horta*. Publicacions de l'Abadia de Montserrat.
- Clarke, K.R. i Warwick, R.M. (2001) *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, UK. PRIMER-E Ltd.
- Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J.F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N. i Richard, D. (2005) The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of French research. *Journal of Hydrology* 301(1-4): 235-249.
- Countway, R.E., Dickhut, R.M. i Canuel, E.A. (2003) Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) distributions and associations with organic matter in surface waters of the York River, VA Estuary. *Organic Geochemistry* 34(2): 209-224.
- Cowell, A.L., Matthews, T.G. i Lind, P.R. (2006) Effect of fire on benthic algal assemblage structure and recolonization in intermittent streams. *Austral Ecology* 31(6): 696-707.

- Crouch, R.L., Timmenga, H.J., Barber, T.R. i Fuchsman, P.C. (2006) Post-fire surface water quality: Comparison of fire retardant versus wildfire-related effects. *Chemosphere* 62(6): 874-889.
- Davis, E.A. (1989) Prescribed fire in Arizona Chaparral: effects on stream water quality. *Forest Ecology and Management* 26(3): 189-206.
- Debano, L.F. i Conrad, C.E. (1978) The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem [California]. *Ecology* 59(3): 489-497.
- DiBa (2008) Seguiment integral de la recolonització faunística post-incendi, a la zona afectada per l'incendi del 2003, al parc natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac (Extracte de la memòria). Diputació de Barcelona.
- Dray, S. i Legendre, P. (2008) Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revised. *Ecology* 89(12): 3400-3412.
- Drever, J.I. (1997) *The Geochemistry of Natural Waters: Surface and Groundwater Environments*. Prentice Hall.
- Duncan, S.W. i Blinn, D.W. (1989) Importance of physical variables on the seasonal dynamics of epilithic algae in a highly shaded canyon stream. *Journal of phycology* 25(3): 455-461.
- Dwire, K.A.K., J.B. (2003) Fire and riparian ecosystems in landscapes of western USA. *Forest Ecology and Management* 178: 61-74.
- Earl, S.R. i Blinn, D.W. (2003) Effects of wildfire ash on water chemistry and biota in South-Western USA streams. *Freshwater Biology* 48(6): 1015-1030.
- Effenberger, M., Sailer, G., Townsend, C.R. i Matthaei, C.D. (2006) Local disturbance history and habitat parameters influence the microdistribution of stream invertebrates. *Freshwater Biology* 51(2): 312-332.
- Emlen, J.T. (1970) Habitat Selection by Birds Following a Forest Fire. *Ecology* 51(2): 343-345.
- EPA (1986) Method 9060: Total Organic Carbon, pp. 9060:9061-9065, Environmental Protection Agency SW-846.
- Escartín, E. i Porte, C. (1999) Assessment of PAH Pollution in Coastal Areas from the NW Mediterranean through the Analysis of Fish Bile. *Marine Pollution Bulletin* 38(12): 1200-1206.
- Evans, C.D., Monteith, D.T. i Cooper, D.M. (2005) Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution* 137(1): 55-71.
- Farrés-Corell, R. (2005) Efectes d'un incendi forestal sobre la comunitat de fitobentos a la riera de Gallifa (Vallès Occidental). Master of Experimental Biology, Dept. Biologia Vegetal (Unitat de Botànica). Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Fernandes, M.B., Sicre, M.A., Boireau, A. i Tronczynski, J. (1997) Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary. *Marine Pollution Bulletin* 34(11): 857-867.
- Ferran, A. i Vallejo, V.R. (1992) Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. *Plant Ecology* 99(1): 239-246.
- Fisher, S.G., Gray, L.J., Grimm, N.B. i Busch, D.E. (1982) Temporal Succession in a Desert Stream Ecosystem Following Flash Flooding. *Ecological Monographs* 52(1): 93-110.
- Flory, E.A. i Milner, A.M. (2000) Macroinvertebrate community succession in Wolf Point Creek, Glacier Bay National Park, Alaska. *Freshwater Biology* 44(3): 465-480.

- Freeman, D.J. i Cattell, F.C.R. (1990) Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology* 24(10): 1581-1585.
- Gabos, S., Ikonomou, M.G., Schopflocher, D., Fowler, B.R., White, J., Prepas, E., Prince, D. i Chen, W. (2001) Characteristics of PAHs, PCDD/Fs and PCBs in sediment following forest fires in northern Alberta. *Chemosphere* 43(4-7): 709-719.
- Gama, M., Gonçalves, A.L., Ferreira, V., Graça, M.A.S. i Canhoto, C. (2007) Decomposition of Fire Exposed Eucalyptus Leaves in a Portuguese Lowland Stream. *International Review of Hydrology* 92(3): 229-241.
- Gasith, A. i Resh, V.H. (1999) Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecological Systematics* 1999(30): 51-81.
- Gerla, P.J. i Galloway, J.M. (1998) Water quality of two streams near Yellowstone Park, Wyoming, following the 1988 Clowwe-Mist wildfire. *Environmental Geology* 36(1-2): 127-136.
- Giovannini, G., Vallejo, R., Lucchesi, S., Bautista, S., Ciompi, S. i Llovet, J. (2001) Effects of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. *Forest Ecology and Management* 147(1): 15-23.
- Gomà, J., Ortiz, R., Cambra, J. i Ector, L. (2004) Water quality evaluation in catalonian Mediterranean rivers using epilithic diatoms as bioindicators. *Vie et milieu* 54(2-3): 81-90.
- Gomà, J., Farrés, R. i Cambra, J. (2005) Forest fire effects on epilithic diatom communities of an oligotrophic Mediterranean stream, Abstract of ASLO Summer meeting. Santiago de Compostela. Spain.
- González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G. i Knicker, H. (2004) The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International* 30(6): 855-870.
- González, F. i Lobo, A. (2004) Suport de tècniques SIG als estudis de l'impacte del foc forestal al Parc Natural de Sant Llorenç de Munt i l'Obac, Diputació de Barcelona. Oficina Tècnica de Parcs Naturals. Barcelona.
- Graça, M.A.S., Barlocher, F. i Gessner, M.O. (2005) *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer.
- Gray, D.M. i Dighton, J. (2006) Mineralization of forest litter nutrients by heat and combustion. *Soil Biology and Biochemistry* 38(6): 1469-1477.
- Green, S.A. i Blough, N.V. (1994) Optical Absorption and Fluorescence Properties of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Natural Waters. *Limnology and Oceanography* 39(8): 1903-1916.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A. i Cummins, K.W. (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41(8): 540-551.
- Guinart, D. (2007) Restauració de l'ecosistema cremat al sector oriental del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt. *Sèrie-Territori* 2: 37-44.
- Haitzer, M., Abbt-Braun, G., Traunspurger, W. i Steinberg, C.E.W. (1999) Effects of humic substances on the bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons: Correlations with spectroscopic and chemical properties of humic substances. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(12): 2782-2788.
- Hauer, F.R. i Spencer, C.N. (1998) Phosphorus and nitrogen dynamics in streams associated with wildfire: a study of immediate and long-term effects. *International Journal of Wildland Fire* 8: 183-198.

- Hawkins, C.P., Hogue, J.N., Decker, L.M. i Feminella, J.W. (1997) Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of the North American Benthological Society* 16(4): 728-749.
- Herrando, S. i Sales, S. (2007) Efecte de la gestió forestal postincendi en l'avifauna de les àrees cremades a Sant Llorenç l'any 2003. *Sèrie-Territori 2*: 229-234.
- Hirsch, R.M., Slack, J.R. i Smith, R. (1982) Techniques of Trend Analysis for Monthly Water Quality Data. *Water Resources Research* 18(1): 107-121.
- Holoubek, I., Korínek, P., Šeda, Z., Schneiderová, E., Holoubková, I., Pačl, A., Tríska, J., Cudlín, P. i Čáslavský, J. (2000) The use of mosses and pine needles to detect persistent organic pollutants at local and regional scales. *Environmental Pollution* 109(2): 283-292.
- Houser, J.N. i Mulholland, P.J. (2005) Catchment disturbance and stream metabolism: patterns in ecosystem respiration and gross primary production along a gradient of upland soil and vegetation disturbance. *Journal of North American Benthological Society* 24(3): 538-552.
- Howsam, M., Jones, K.C. i Ineson, P. (2000) PAHs associated with the leaves of three deciduous tree species. I—Concentrations and profiles. *Environmental Pollution* 108(3): 413-424.
- Inbar, M., Tamir, M. i Wittenberg, L. (1998) Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology* 24(1): 17-33.
- Ingram, R.L. (1971) Sieve analysis. *Procedures in Sedimentary Petrology*: 49-67.
- IPCC (2007) Climate Change and Water. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/tp-climate-change-water.htm>.
- Jáimez-Cuellar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M. i Pardo, I. (2002) Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnética* 21(3-4): 187-204.
- JiJi, R.D., Cooper, G.A. i Booksh, K.S. (1999) Excitation-emission matrix fluorescence based determination of carbamate pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Analytica Chimica Acta* 397(1-3): 61-72.
- Johnson, C.M. i Needham, P.R. (1966) Ionic Composition of Sagehen Creek, California, Following an Adjacent Fire. *Ecology* 47(4): 636-639.
- Johnson, D.W., Murphy, J.F., Susfalk, R.B., Caldwell, T.G., Miller, W.W., Walker, R.F. i Powers, R.F. (2005) The effects of wildfire, salvage logging, and post-fire N-fixation on the nutrient budgets of a Sierran forest. *Forest Ecology and Management* 220(1-3): 155-165.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. i van Tongeren, O.F. (1995) Data analysis in community and landscape ecology, Cambridge Univ. Press.
- Kiffney, P.M., Richardson, J.S. i Bull, J.P. (2003) Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied Ecology* 40(6): 1060-1076.
- Kim, E.J., Oh, J.E. i Chang, Y.S. (2003) Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAHs in soil. *Science of the Total Environment* 311(1-3): 177-189.
- Krammer, K. i Lange-Bertalot, H. (1985) *Naviculaceae*. Bibliotheca Diatomologica, .
- Krammer, K. i Lange-Bertalot, H. (1986) *Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae*. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Stuttgart:Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. i Lange-Bertalot, H. (1988) *Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Stuttgart:Gustav Fischer Verlag.

- Krammer, K. i Lange-Bertalot, H. (1991a) *Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. Susswasserflora von Mitteleuropa, Stuttgart:Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. i Lange-Bertalot, H. (1991b) *Bacillariophyceae 4 Teil: Achnantheaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema*. Susswasserflora von Mitteleuropa, Stuttgart:Gustav Fischer Verlag.
- Krammer, K. (1997) *Die cymbelloiden Diatomeen*. Bibliotheca Diatomologica. Band 36.
- Krammer, K. (2002) *Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats*. Cymbella. Koeltz Scientific Books, Frankfurt.
- Krammer, K. (2003) *Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gompho-cymbellopsis, Afrocymbella Supplements to cymbelloid taxa. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats Elsewhere*. H. Lange-Bertalot.
- Krauss, M., Wilcke, W., Martius, C., Bandeira, A.G., Garcia, M.V.B. i Amelung, W. (2005) Atmospheric versus biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a tropical rain forest environment. *Environmental Pollution* 135(1): 143-154.
- Kutiel, P. i Shaviv, A. (1989) Effect of simulated forest fire on the availability of N and P in mediterranean soils. *Plant and Soil* 120(1): 57-63.
- Ladle, M., Cooling, D.A., Welton, J.S. i Bass, J.A.B. (1985) Studies on Chironomidae in experimental recirculating stream systems. II. The growth, development and production of a spring generation of *Orthocladus (Euorthocladus) calvus* Pinder. *Freshwater Biology* 15(2): 243-255.
- Lake, P.S. (2003) Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48(7): 1161-1172.
- Lamouroux, N., Dolédec, S. i Gayraud, S. (2004) Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* 23(3): 449-466.
- Lancaster, J. i Hildrew, A.G. (1993) Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 12(4): 385-393.
- Lange-Bertalot, H. (1996) *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs*. Koeltz Scientific Books.
- Lange-Bertalot, H. (1999) *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs*. Koeltz Scientific Books.
- Lange-Bertalot, H. (2001) *Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Navicula sensu stricto, 10 genera separated from Navicula sensu lato, Frustulia*. Koeltz Scientific Books, Frankfurt.
- Langton, P.H. i Casas, J. (1998) Changes in chironomid assemblage composition in two Mediterranean mountain streams over a period of extreme hydrological conditions. *Hydrobiologia* 390(1): 37-49.
- Lavabre, J. i Torres, S. (1993) Changes in the hydrological response of a small Mediterranean basin a year after a wildfire. *Journal of Hydrology(Amsterdam)* 142(1): 273-299.
- Lavorel, S., Canadell, J., Rambal, S. i Terradas, J. (1998) Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 157-166.
- Legendre, P., Galzin, R. i Harmelin-Vivien, M.L. (1997) Relating behavior to habitat: Solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78(2): 547-562.

- Legendre, P. i Legendre, L. (1998) Numerical ecology. Second English edition. *Developments in Environmental Modelling* 20: 1-853.
- Lei, L., Khodadoust, A.P., Suidan, M.T. i Tabak, H.H. (2005) Biodegradation of sediment-bound PAHs in field-contaminated sediment. *Water Research* 39(2-3): 349-361.
- Letey, J. (2001) Causes and consequences of fire-induced soil water repellency. *Hydrological Processes* 15(15): 2867-2875.
- Lobo, A. i Nieto, I. (2004) Inventaris forestals de les illes verdes de l'incendi de l'agost del 2003 a Sant Llorenç, Diputació de Barcelona. Oficina Tècnica de Parcs. Barcelona.
- Lobo, A. i Ara, F. (2005) Monitorització de l'àrea incendiada al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac a l'agost del 2003, Diputació de Barcelona. Oficina Tècnica de Parcs Naturals.
- Lobo, A., Ara, F., Martínez-Nieto, I. i Ferreruela, A. (2007) Impacte de l'incendi del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac del 2003 i recuperació posterior: integrant informació remota i del terreny. *Sèrie-Territori* 2: 45-49.
- Lou, T., Xie, H., Chen, G. i Gagné, J.P. (2006) Effects of photodegradation of dissolved organic matter on the binding of benzo (a) pyrene. *Chemosphere* 64(7): 1204-1211.
- Maddock, I. (1999) The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Fresh Water Biology* 41(2): 373-391.
- Marion, G.M. i Black, C.H. (1988) Potentially available nitrogen and phosphorus along a chaparral fire cycle chronosequence. *Soil Science Society of America Journal* 52(4): 1155-1162.
- Martín Vide, J. i Olcina, J. (2001) Climas y tiempos de España. *Alianza editorial, Madrid*.
- Mayor, A.G., Bautista, S., Llovet, J. i Bellot, J. (2007) Post-fire hydrological and erosional responses of a Mediterranean landscape: Seven years of catchment-scale dynamics. *Catena* 71(1): 68-75.
- McColl, J.G. i Grigal, D.F. (1975) Forest Fire: Effects on Phosphorus Movement to Lakes. *Science* 188(4193): 1109-1111.
- McKnight, D.M., Boyer, E.W., Westerhoff, P.K., Doran, P.T., Kulbe, T. i Andersen, D.T. (2001) Spectrofluorometric Characterization of Dissolved Organic Matter for Indication of Precursor Organic Material and Aromaticity. *Limnology and Oceanography* 46(1): 38-48.
- Meili, M. (1992) Dissolved organic matter in lacustrine ecosystems: energy source and system regulator. Salonen, K., Kairesalo, T. i Jones, R.I. (eds), p. 291, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Mellon, C.D., Wipfli, M.S. i Li, J.L. (2008) Effects of forest fire on headwater stream macroinvertebrate communities in eastern Washington, USA. *Freshwater Biology* 53(11): 2331-2343.
- Mihuc, T.B. i Minshall, G.W. (1995) Trophic Generalists Vs Trophic Specialists - Implications for Food-Web Dynamics in Postfire Streams. *Ecology* 76(8): 2361-2372.
- Mihuc, T.B. i Minshall, G.W. (2005) The trophic basis of reference and post-fire stream food webs 10 years after wildfire in Yellowstone National Park. *Aquatic Sciences* 67(4): 541-548.
- Miller, D., Luce, C. i Benda, L. (2003) Time, space, and episodicity of physical disturbance in streams. *Forest Ecology and Management* 178(1-2): 121-140.
- Milly, P.C.D. i Shmakin, A.B. (2002) Global Modeling of Land Water and Energy Balances. Part I: The Land Dynamics (LaD) Model. *Journal of Hydrometeorology* 3(3): 283-299.

- Minshall, G.F., Brock, J.T., Andrews, D.A. i Robinson, C.T. (2001a) Water quality, substratum and biotic responses of five central Idaho (USA) streams during the first year following the Mortar Creek fire. *International Journal of Wildland Fire* 10(2): 185-199.
- Minshall, G.W., Resh, V.H. i Rosenberg, D.M. (1984) *The Ecology of Aquatic Insects*, Praeger Publishers.
- Minshall, G.W., Brock, J.T. i Varley, J.D. (1989) Wildfires and Yellowstone's stream ecosystems. *BioScience* 39(10): 707-715.
- Minshall, G.W., Robinson, C.R., Royer, T.V. i Rushforth, S.R. (1995) Benthic community structure in two adjacent streams in Yellowstone National Park five years after the 1988 wildfires. *The Great Basin Naturalist* 55(3): 193-200.
- Minshall, G.W., Robinson, C.T. i Lawrence, D.E. (1997) Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, U.S.A. *Can. J.Fish. Aquatt. Sci.* 54: 2509-2525.
- Minshall, G.W., Robinson, C.T., Lawrence, D.E., Andrews, D.A. i Brock, J.T. (2001b) Benthic macroinvertebrate assemblages in five central Idaho (USA) streams over a 10-year period following disturbance by wildfire. *International Journal of Wildland Fire* 10(2): 201-213.
- Minshall, G.W., Royer, T.V. i 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(6): 1077-1088.
- Minshall, G.W. (2003) Responses of stream benthic macroinvertebrates to fire. *Forest Ecology and Management* 178: 155-161.
- Monamy, V. i Fox, B.J. (2000) Small mammal succession is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Australian Journal of Ecology* 25(6): 580-587.
- Mosisch, T.D., Bunn, S.E. i Davies, P.M. (2001a) The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwater Biology* 46(9): 1269-1278.
- Munné, A., Solà, C. i Prat, N. (1998) QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175: 20-37.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. i 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(2): 147-163.
- Muñoz, I. i Prat, N. (1994) A comparison between different biological water quality indexes in the Llobregat Basin (NE Spain). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25(3): 1945-1949.
- Muri, G., Wakeham, S.G. i Faganeli, J. (2003) Polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon in sediments of a remote alpine lake (Lake Planina, Northwest Slovenia). *Environmental Toxicology and Chemistry* 22(5): 1009-1016.
- Naiman, R.J. i Decamps, H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.
- Nakamura, F., Swanson, F.J. i Wondzell, S.M. (2000) Disturbance regimes of stream and riparian systems - a disturbance-cascade perspective. *Hydrological Processes* 14: 2849-2860.
- Naveh, Z. (1974) Effects of fire in the Mediterranean region. *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York: 401-434.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. i Ffolliott, P.F. (1999) Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122(1-2): 51-71.

- Olivella, M.A., Ribalta, T.G., de Febrer, A.R., Mollet, J.M. i de las Heras, F.X.C. (2006) Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine waters after Mediterranean forest fires. *Science of the Total Environment* 355(1-3): 156-166.
- Ortiz, R., Cambra, J., Gomà, J., Munné, A. i Ector, L. (2004) Evaluación de la calidad del agua de los ríos Llobregat, Besòs, Foix, Gaià i Segre, utilizando las diatomeas epilíticas como bioindicadores. *Algas* 31: 11.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Moyà, G. i Prat, N. (2002) El hàbitat de los ríos mediterràneos. Diseño de un índice de diversidad de hàbitat. *Limnética* 21(3-4): 115-133.
- Park, S. i Cho, K.H. (2003) Nutrient Leaching from Leaf Litter of Emergent Macrophyte (*Zizania latifolia*) and the Effects of Water Temperature on the Leaching Process. *Korean Journal of Biological Sciences* 7(4): 289-294.
- Pausas, J.G. (2004) Changes in Fire and Climate in the Eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change* 63(3): 337-350.
- Piccardo, M.T., Pala, M., Bonaccorso, B., Stella, A., Redaelli, A., Paola, G. i Valerio, F. (2005) *Pinus nigra* and *Pinus pinaster* needles as passive samplers of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Pollution* 133(2): 293-301.
- Pinel-Alloul, B.M., G.; Lapierre, L; Willsie, A. (1996) Macroinvertebrate community as a biological indicator of ecological and toxicological factors in lake Saint-François (Québec). *Environmental Pollution* 91(1): 65-87.
- Piñol, J., Terradas, J. i Lloret, F. (1998) Climate Warming, Wildfire Hazard, and Wildfire Occurrence in Coastal Eastern Spain. *Climatic Change* 38(3): 345-357.
- Poff, N.L.R. i Ward, J.V. (1990) Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14(5): 629-645.
- Prat, N., Puig, M. i González, G. (1983) *Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat*. Diputació Provincial de Barcelona, Servei del Medi Ambient.
- Prat, N., Muñoz, I., González, G. i Millet, X. (1986) Comparación crítica de dos índices de calidad de las aguas: ISQUA y BILL. *Tecnología del Agua* 31: 33-49.
- Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Solà, C. i Bonada, N. (1999) La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 1997. *Estudis de la Qualitat ecològica dels rius* 7: 154.
- Prat, N., Munné, A., Bonada, N., Solà, C., Plans, M., Rieradevall, M., Casanovas, R. i Vila-Escalé, M. (2001) La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 1999. *Estudis de la Qualitat ecològica dels rius* 9: 171.
- Prat, N., Vila-Escalé, M., Solà, C., Jubany, J., Miralles, M., Ordeix, M., Ríos, B., Andreu, R., Bonada, N., Casanoves-Berenguer, R., Múrrria, C., Puntí, T. i Rieradevall, M. (2004) *La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix, la Tordera i el Ter. Informe 2002*. Diputació de Barcelona, Barcelona. CdRom.
- Prat, N., Vila-Escalé, M., Jubany, J., Miralles, M., Ordeix, M., Acosta, R., Ríos, B., Andreu, R., Bonada, N., Casanoves-Berenguer, R., Múrrria, C., Puntí, T., Rieradevall, M., Solà, C. i Vegas, T. (2005) *La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix, la Tordera i el Ter. Informe 2003*. Diputació de Barcelona, Barcelona. CdRom.
- Prat, N., Rieradevall, M., Fortuño, P., Morante, M., Ríos, B., Acosta, R., Cañedo-Argüelles, M., Múrrria, C., Puntí, T., Puértolas, L., Sánchez, N., Verkaik, I., Vila-Escalé, M., Pié, G., Miralles, M., Urgell, A., Ordeix, M., Ortiz, J., Bretxa, E. i Sellarés, N. (2008) <http://>

- www.diba.cat/parcsn/qualitatrius, Diputació de Barcelona. Àrea d'Espais Naturals, Barcelona.
- Prat, R., Puértolas, L., Rieradevall, M. (2008) *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental*. Diputació de Barcelona. Barcelona.
- Prodon, R., Fons, R. i Athias-Binche, F. (1987) The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. Trabaud, L. (ed). *The role of fire on ecological systems*, pp. 121-157, SPB Academic, The Hague.
- Prygiel, J. i Coste, M. (1993) The assessment of water quality in the Artois-Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. *Hydrobiologia* 269(1): 343-349.
- Puntí, T., Rieradevall, M. i Prat, N. (2007) Chironomidae assemblages in reference conditions from Mediterranean streams: seasonality, environmental factors and ecotypes. *Fundamental and Applied Limnology* 170: 149-165.
- Quantin, C., Joner, E.J., Portal, J.M. i Berthelin, J. (2005) PAH dissipation in a contaminated river sediment under oxic and anoxic conditions. *Environmental Pollution* 134(2): 315-322.
- Quinn, G.P. i Keough, M.J. (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, New York.
- Raison, R.J. (1979) Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil* 51(1): 73-108.
- Reeves, G.H., Bisson, P.A., Rieman, B.E. i Benda, L.E. (2006) Postfire logging in riparian areas. *Conservation Biology* 20(4): 994-1004.
- Reichardt, E. (1999) *Iconographia Diatomologica. Zur Revision der Gattung Gomphonema*. Koeltz Scientific Books, Frankfurt.
- Reid, M.A., Tibby, J.C., Penny, D. i Gell, P.A. (1995) The use of diatoms to assess past and present water quality. *Austral Ecology* 20(1): 57-64.
- Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., Reice, S.R., Sheldon, A.L., Wallace, J.B. i Wissmar, R.C. (1988) The Role of Disturbance in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7(4): 433-455.
- Ribalta, T., Mollet, J., Grimalt, J. i de las Heras, F.X.C. (1995) Organic Geochemistry. Grimalt, J. i Dorronsoro, C. (eds), pp. 619-620, Graphycems, Donostia.
- Richards, C. i Minshall, G.W. (1992) Spatial and Temporal Trends in Stream Macroinvertebrate Communities - the Influence of Catchment Disturbance. *Hydrobiologia* 241(3): 173-184.
- Rieradevall, M., Slade, V., Vila-Escalé, M., Verkaik, I. i Prat, N. (2008) Succession of chironomidae in a mediterranean stream after a wildfire, Abstract of NABS Annual meeting, Salt Lake City, Utah.
- Rinne, J.N. (1996) Management Briefs: Short-Term Effects of Wildfire on Fishes and Aquatic Macroinvertebrates in the Southwestern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 16(3): 653-658.
- Robinson, C.T., Uehlinger, U. i Monaghan, M.T. (2004) Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. *River Research and Applications* 20(4): 359-377.
- Robinson, C.T., Uehlinger, U. i Minshall, G.W. (2005) Functional characteristics of wilderness streams twenty years following wildfire. *Western North American Naturalist* 65(1): 1-10.
- Robinson, C.T.R., S.R.; Minshall, G.W. (1994) Diatom assemblages of streams influenced by

- wildfire. *Journal of phycology* 30: 206-216.
- Robles, S., Toro, M., Nuño, C., Avilés, J., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuéllar, P. i Mellado, A. (2002) Descripción de las cuencas mediterráneas seleccionadas en el proyecto GUADALMED. *Limnética* 21(3-4): 35-61.
- Roby, K.B. i Azuma, D.L. (1995) Changes in a reach of a northern California stream following wildfire. *Environmental Management* 19(4): 591-600.
- Romanyà, J., Casals, P. i Vallejo, V.R. (2001) Short-term effects of fire on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. *Forest Ecology and Management* 147(1): 39-53.
- Rott, E. (1991) Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. *Use of algae for monitoring rivers*: 9-16.
- Rushforth, S.R., Squires, L.E. i Cushing, C.E. (1986) Algal Communities of Springs and Streams in the Mt. St. Helens Region, Washington, U. S. A. Following the May 1980 Eruption. *Journal of Phycology* JPYLAJ 22(2).
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.B., T., Dowrick, D., Hefting, M., Maître, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M. i Sabater, F. (2003) Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6: 20-30.
- Salavert, V., Zamora-Muñoz, C., Ruiz-Rodríguez, M., Fernández-Cortés, A. i Soler, J.J. (2008) Climatic conditions, diapause and migration in a troglophile caddisfly. *Freshwater Biology* (0).
- Schroter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araujo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R. i Gracia, C.A. (2005) *Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe*. American Association for the Advancement of Science.
- Scott, D.F. i Van Wyk, D.B. (1990) The Effects of Wildfire on Soil Wettability and Hydrological Behaviour of an Afforested Catchment. *Journal of Hydrology* 121.
- Scott, D.F. (1993) Hydrological effects of fire in South-African mountain catchments. *Journal of Hydrology* 150: 4.
- Selli, E., Zaccaria, C., Sena, F., Tomasi, G. i Bidoglio, G. (2004) Application of multi-way models to the time-resolved fluorescence of polycyclic aromatic hydrocarbons mixtures in water. *Water Research* 38(9): 2269-2276.
- Shakesby, R.A. i Doerr, S.H. (2006) Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews* 74(3-4): 269-307.
- Siegel, S. (1956) *Non parametric statistic for the behavioral sciences*. Mc Graw Hill.
- Sokal, R.R. i Rohlf, F.J. (1995) *Biometry* (ed.). *Freedman & Company, New York*.
- Sostoa, A., Vinyoles, D., Maceda, A., Caiola, N. i Casals, F. (2007) Efectes de l'incendi del 2003 sobre les comunitats de peixos al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. *Sèrie-Territori* 2: 217-221.
- Southwood, T.R.E. (1988) Tactics, strategies and templets. *Oikos* 52(1): 3-18.
- Spencer, C.N., Gabel, K.O. i Hauer, F.R. (2003) Wildfire effects on stream food webs and nutrient dynamics in Glacier National Park, USA. *Forest Ecology and Management* 178(1-2): 141-153.
- SPSS (2001) *SPSS for Windows version 11.01*. Chicago.

- Stanford, J.A. i Ward, J.V. (1993) An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers: Connectivity and the Hyporheic Corridor. *Journal of the North American Benthological Society JNASEC* 12(1).
- Steinman, A.D. i McIntire, C.D. (1990) Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management* 14(5): 589-604.
- Suberkropp, K. (2001) Fungal Growth, Production, and Sporulation during Leaf Decomposition in Two Streams. *Applied and Environmental Microbiology* 67(11): 5063.
- Surfer (2002) *Contouring and 3D surface mapping for scientists and engineers. Surfer User's Guide*. Golden Software Inc., Colorado.
- Sweeney, B.W.B., T.L.; Jackson, J.K.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Standley, L.J.; Hession, W.C.; Horwitz, R.J. (2004) Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(39): 14132-14137.
- Tachet, H., Richoux, P., Bournard, M. i Usseglio-Polatera, P. (2000) *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions, Paris.
- Tam, N.F.Y., Ke, L., Wang, X.H. i Wong, Y.S. (2001) Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environmental Pollution* 114(2): 255-263.
- ter Braak, C.J.F. i Šmilauer, P. (2002) *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Biometris.
- Thurman, E.M. (1985) *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Martinus Nijhoff/Dr W. Junk, Dordrecht: 415.
- Townsend, C.R. i Hildrew, A.G. (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31(3): 265-275.
- Townsend, C.R., Scarsbrook, M.R. i Doledec, S. (1997) Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *Journal of the North American Benthological Society* 16(3): 531-544.
- Townsend, C.R., Thompson, R.M., McIntosh, A.R., Kilroy, C., Edwards, E. i Scarsbrook, M.R. (1998) Disturbance, resource supply, and food-web architecture in streams. *Ecology Letters* 1(3): 200-209.
- Townsend, S.A. i Douglas, M.M. (2000) The effect of three fire regimes on stream water quality, water yield and export coefficients in a tropical savanna (northern Australia). *Journal of Hydrology* 229(3-4): 118-137.
- Townsend, S.A. i Douglas, M.M. (2004) The effect of a wildfire on stream water quality and catchment water yield in a tropical savanna excluded from fire for 10 years (Kakadu National Park, North Australia). *Water Research* 38(13): 3051-3058.
- Tremolada, P., Burnett, V., Calamari, D. i Jones, K.C. (1996) A study of the spatial distribution of PCBs in the UK atmosphere using pine needles. *Chemosphere* 32(11): 2189-2203.
- Turner, M.G., Romme, W.H., Gardner, R.H. i Hargrove, W.W. (2003) Effects of Fire Size Pattern on Early Successions in Yellowstone National Park. *Ecological Monographs* 67(4): 411-433.
- USEPA (1996) Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods, SW846, Revision 3. Office of solid waste and emergency response, Washington, DC.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. i Cushing, C.E. (1980) The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1).

- Vegas-Vilarrúbia, T. i Paolini, J. (1985) *Limitations of colorimetric models for quick assessment of TOC in black water rivers*. Sonderband.
- Vegas-Vilarrúbia, T., Paolini, J.E. i Miragaya, J.G. (1988) Differentiation of some Venezuelan blackwater rivers based upon physico-chemical properties of their humic substances. *Biogeochemistry* 6(1): 59-77.
- Verkaik, I., Vila-Escalé, M., Rieradevall, M. i Prat, N. (2008) Midterm effects of a wildfire in a Mediterranean creek: Fire vs. seasonal drought, Abstract of NABS Annual meeting, Salt Lake City, Utah.
- Verkaik, I., Vila-Escalé, M., Rieradevall, M., Prat, N., Baxter, C.V., Lake, P.S., Minshall, G.W. i Reich, P. (2009) Effects of wildfire on stream macroinvertebrate assemblages in three biomes: do climate and hydrology mediate responses?, Abstract of ASLO Aquatic Science Meeting, Nice, France.
- Vieira-Lanero, R. (2000) Las larvas de los tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera), PhD. Universidade de Santiago de Compostela. 611pp.
- Vieira, N.K.M., Clements, W.H., Guevara, L.S. i Jacobs, B.F. (2004) Resistance and resilience of stream insect communities to repeated hydrologic disturbances after a wildfire. *Freshwater Biology* 49: 1243-1259.
- Vila-Escalé, M., Verkaik, I., Vegas-Vilarrúbia, T., Rieradevall, M. i Prat, N. (2006) Succession and structure of a headwater stream invertebrate community after a forest fire in a Mediterranean watershed, Abstract of NABS Annual meeting, Anchorage, Alaska.
- Vila-Escalé, M., Vegas-Vilarrúbia, T. i Prat, N. (2007a) Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. *Water Research* 41(10): 2171-2179.
- Vila-Escalé, M., Verkaik, I., Vegas, T., Rieradevall, M. i Prat, N. (2007b) Evolució de la comunitat de macroinvertebrats en un riu mediterrani després d'un incendi forestal. *Sèrie-Territori* 2: 205-209.
- Vila-Escalé, M., Vegas-Vilarrúbia, T., Verkaik, I., Rieradevall, M. i Prat, N. (2007c) Canvis en l'hàbitat aquàtic de la riera de Gallifa després d'un incendi forestal. *Sèrie-Territori* 2: 1999-2003.
- Vilanova, R.M., Fernández, P., Martínez, C. i Grimalt, J.O. (2001) Polycyclic aromatic hydrocarbons in remote mountain lake waters. *Water Research* 35(16): 3916-3926.
- Vinson, M.R. i Hawkins, C.P. (2003) Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography* 26(6): 751-767.
- Voelz, N.J. i McArthur, J.V. (2000) An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation* 9(11): 1543-1570.
- Wallace, J.B. (1990) Recovery of lotic macroinvertebrate communities from disturbance. *Environmental Management* 14(5): 605-620.
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L. i Webster, J.R. (1997) Multiple Trophic Levels of a Forest Stream Linked to Terrestrial Litter Inputs. *Science* 277(5322): 102.
- Walter, H. i de Bolòs, O. (1998) *Vegetació i zones climàtiques del món: l'estructuració ecològica de la Geobiosfera*. PPU.
- Wild, S.R. i Jones, K.C. (1995) Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: A preliminary source inventory and budget. *Environmental Pollution* 88(1): 91-108.
- Williams, D.D. (1996) Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences

- for the insect fauna. *Journal of the North American Benthological Society* 15(4): 634-650.
- Williams, M.R. i Melack, J.M. (1997) Effects of prescribed burning and drought on the solute chemistry of mixed-conifer forest streams of the Sierra Nevada, California. *Biogeochemistry* 39(3): 225-253.
- Wondzell, S.M. i King, J.G. (2003) Postfire erosional processes in the Pacific Northwest and Rocky Mountain regions. *Forest Ecology and Management* 178(1-2): 75-87.
- Wright, H.A. i Bailey, A.W. (1982) *Fire Ecology: United States and Southern Canada*. Wiley.
- Xue, W. i Warshawsky, D. (2005) Metabolic activation of polycyclic and heterocyclic aromatic hydrocarbons and DNA damage: A review. *Toxicology and Applied Pharmacology* 206(1): 73-93.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D. i Sylvestre, S. (2002) PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33(4): 489-515.
- Zelt, R.B.W., E. E. (2003) Channel and woody debris characteristics in adjacent burned and unburned watersheds a decade after wildfire, Park County, Wyoming. *Geomorphology* 137(1): 1-17.
- Zhang, Z.L., Hong, H.S., Zhou, J.L. i Yu, G. (2004) Phase association of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Minjiang River Estuary, China. *Science of the Total Environment* 323(1-3): 71-86.
- Zhu, Z., Arp, P.A., Mazumder, A., Meng, F., Bourque, C.P.A. i Foster, N.W. (2005) Modeling stream water nutrient concentrations and loadings in response to weather condition and forest harvesting. *Ecological Modelling* 185(2-4): 231-243.

ANNEXS

ANNEX 1.1 Fotografies de Gallifa i Mura



1. Gallifa abans del foc



2. Gallifa agost 2003



3. Gallifa agost 2003



4. Gallifa primera pluja, escumes



5. Gallifa primera pluja, escumes



6. Gallifa agost 2003, fang i cendres



7. Vall d'Horta agost 2003



8 i 9. Gallifa setembre 2003



10. Gallifa setembre 2003, cabal



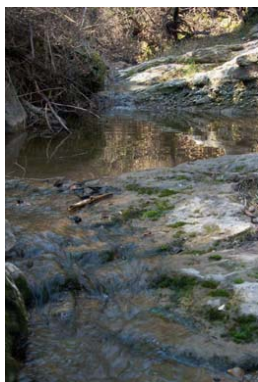
11. Gallifa octubre 2003



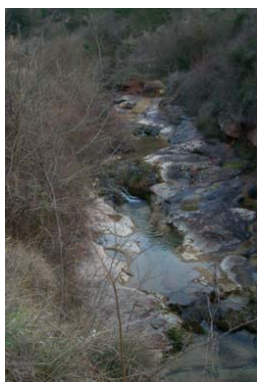
12. Gallifa gener 2004, treballs forestals



13. Gallifa gener 2004



14. Gallifa febrer 2004



15. Mura febrer 2004



16. Gallifa abril 2004



17. Gallifa juliol 2004,
Chara



18. Gallifa desembre 2004



19. Gallifa gener 2005, glaçat



20. Mura gener 2005, glaçat



21. Gallifa maig 2005



22. Gallifa juny 2005



23. Mura maig 2004



24. Mura juliol 2005



25. Gallifa juliol 2005

ANNEX 3.1 Matriu fisicoquímica de Gallifa (G) i Mura (M). El número que s'anteposa a la lletra significa els dies després de l'incendi.

Mostra	Codi	TOC	DOC	POC	TSS	S. org.	S. inorg.	Amoni	Nitrits	Nitrats
		mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹
12G	8_2003_G	460,40	410,20	50,20	1270,00	750,00	520,00	1,148	0,000	0,000
45G	9_2003_G	38,71	36,57	2,14	193,00	31,67	161,33	0,000	0,037	0,162
64G	10_2003_G	20,34	19,34	1,00	122,40	9,40	113,00	0,121	0,117	0,131
78G	10_2003_G	11,02	9,75	1,27	168,67	12,00	156,67	0,046	0,092	1,552
95G	11_2003_G	7,98	7,48	0,50	92,20	5,80	86,40	0,069	0,087	0,768
107G	11_2003_G	8,96	7,79	1,17	182,69	10,26	172,44	0,146	0,120	1,585
122G	12_2003_G	7,65	7,14	0,51	178,00	10,00	168,00	0,129	0,090	1,999
152G	1_2004_G	5,66	5,30	0,36	79,80	6,00	73,80	0,140	0,033	0,748
166G	1_2004_G	4,35	3,18	1,17	19,20	2,80	16,40	0,107	0,015	0,433
184G	2_2004_G	4,74	4,45	0,28	84,00	5,40	78,60	0,191	0,015	0,460
214G	3_2004_G	6,08	5,81	0,28	78,00	5,60	72,40	0,215	0,015	1,619
227G	3_2004_G	4,80	3,70	1,10	18,40	2,80	15,60	0,238	0,015	0,832
247G	4_2004_G	6,34	6,11	0,23	53,20	5,00	48,20	0,264	0,015	1,999
260G	4_2004_G	5,84	5,84	0,01	47,20	3,60	43,60	0,255	0,015	1,667
278G	5_2004_G	6,83	5,35	1,48	61,50	7,00	54,50	0,043	0,015	0,721
309G	6_2004_G	12,34	11,05	1,29	286,09	24,78	261,30	0,045	0,015	0,636
325G	6_2004_G	5,12	5,00	0,12	52,50	8,00	44,50	0,052	0,015	0,011
355G	7_2004_G	4,90	4,65	0,25	68,89	9,44	59,44	0,053	0,015	0,011
380G	8_2004_G	5,99	5,44	0,54	69,19	9,19	60,00	0,074	0,015	0,011
415G	9_2004_G	5,10	4,74	0,36	74,12	9,41	64,71	0,034	0,015	0,011
445G	10_2004_G	4,73	4,47	0,25	62,92	7,30	55,62	0,026	0,015	0,011
478G	11_2004_G	3,84	3,39	0,46	63,96	6,60	57,36	0,108	0,015	0,011
501G	12_2004_G	3,88	3,64	0,24	79,19	6,60	72,59	0,114	0,015	0,155
542G	2_2005_G	3,51	3,24	0,27	79,80	6,57	73,23	0,147	0,015	0,199
576G	3_2005_G	3,01	2,96	0,05	40,40	4,04	36,36	0,087	0,015	0,080
598G	3_2005_G	4,83	4,44	0,39	61,46	6,25	55,21	0,121	0,088	0,039
633G	5_2005_G	5,42	4,82	0,59	53,77	6,53	47,24	0,037	0,015	0,000
662G	6_2005_G	7,02	6,42	0,60	52,26	5,03	47,24	0,095	0,072	0,026
695G	7_2005_G	7,49	6,85	0,65	86,36	12,73	73,64	0,100	0,015	0,012
64M	10_2003_M	1,90	1,68	0,22	110,87	11,41	99,46	0,085	0,015	0,139
152M	1_2004_M	1,69	1,64	0,05	28,20	2,60	25,60	0,109	0,015	0,283
184M	2_2004_M	1,81	1,56	0,26	16,20	3,00	13,20	0,186	0,015	0,217
214M	3_2004_M	2,20	1,97	0,23	3,00	1,00	2,00	0,314	0,015	0,101
247M	4_2004_M	2,29	2,02	0,27	140,33	8,67	131,67	0,107	0,015	0,143
278M	4_2004_M	2,37	1,80	0,57	49,50	7,00	42,50	0,059	0,015	0,091
309M	5_2004_M	1,71	1,15	0,56	42,50	6,00	36,50	0,056	0,015	0,147
325M	6_2004_M	1,17	1,13	0,04	89,00	7,50	81,50	0,036	0,015	0,121
355M	7_2004_M	1,67	1,59	0,08	70,00	7,00	63,00	0,063	0,015	0,089
380M	8_2004_M	1,37	1,28	0,09	72,63	6,32	66,32	0,032	0,015	0,076
415M	9_2004_M	1,52	1,20	0,32	75,13	6,35	68,78	0,072	0,015	0,011
445M	10_2004_M	1,29	1,25	0,04	45,31	7,81	37,50	0,058	0,015	0,011
478M	11_2004_M	1,36	1,34	0,01	62,96	5,29	57,67	0,057	0,015	0,048
501M	12_2004_M	1,51	1,39	0,12	92,02	7,98	84,04	0,154	0,015	0,197
542M	2_2005_M	1,52	1,33	0,19	72,73	6,06	66,67	0,096	0,015	0,229
598M	3_2005_M	4,10	3,55	0,55	41,41	5,56	35,86	0,124	0,015	0,080
633M	5_2005_M	9,96	7,84	2,11	50,00	9,69	40,31	0,108	0,015	0,000
662M	6_2005_M	20,29	17,32	2,97	40,91	12,63	28,28	0,089	0,015	0,000
695M	7_2005_M	20,83	18,04	2,79	65,00	26,00	39,00	0,105	0,015	0,014

cont. ANNEX 3

Mostra	Fosfats	Sulfats	Clorurs	Calci	Magnesi	Sodi	Potassi	Ferro	Sofre	Terbol
	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	NTU
12G	3,756	3,44	77,51	241,00	72,72	10,85	61,70	0,24	48,70	84,80
45G	0,183	18,89	18,63	51,99	62,41	8,57	6,39	0,16	6,79	37,60
64G	0,093	18,95	19,70	60,52	52,09	14,93	5,00	0,03	6,51	41,30
78G	0,024	39,69	14,42	52,20	37,46	9,80	2,93	0,07	12,68	116,70
95G	0,000	43,90	12,56	35,52	41,49	12,40	2,11	0,01	15,10	12,50
107G	0,000	41,93	12,13	45,61	41,17	10,59	2,24	0,01	13,84	106,50
122G	0,000	48,82	9,79	52,54	47,16	10,93	2,39	0,01	16,27	39,20
152G	0,000	49,61	9,76	56,18	46,78	13,15	2,19	0,03	16,77	56,80
166G	0,000	34,29	8,76	42,51	39,57	13,37	1,55	0,01	15,37	12,90
184G	0,000	48,30	8,32	33,33	42,69	12,86	2,04	0,59	16,76	8,35
214G	0,000	53,05	7,03	48,37	44,64	11,22	1,75	0,04	18,73	10,00
227G	0,001	44,55	7,68	44,41	35,77	9,66	1,16	0,01	15,03	3,90
247G	0,000	55,85	5,54	44,68	44,96	11,37	1,56	0,06	19,67	16,90
260G	0,000	64,54	8,00	63,79	47,33	12,11	2,06	0,06	23,07	14,90
278G	0,000	31,73	9,96	53,01	47,61	15,59	1,82	0,01	23,19	42,32
309G	0,000	23,12	5,52	41,64	29,33	84,68	2,68	0,01	14,32	214,56
325G	0,000	27,69	8,75	41,11	45,31	16,81	1,88	0,01	19,06	98,59
355G	0,000	23,72	8,62	34,11	41,70	17,52	1,92	0,01	14,88	120,89
380G	0,007	14,03	7,46	37,27	42,69	17,24	2,04	0,01	9,88	111,22
415G	0,000	13,86	6,64	43,00	43,07	17,52	1,98	0,01	9,98	63,46
445G	0,000	14,77	6,53	43,71	41,39	17,14	1,98	0,01	10,55	117,22
478G	0,000	40,70	7,17	36,59	39,62	17,50	0,17	0,01	13,92	61,30
501G	0,000	44,98	8,92	35,12	41,51	17,17	0,15	0,01	15,43	51,50
542G	0,000	47,83	9,68	43,09	41,30	17,78	0,15	0,01	16,58	54,00
576G	0,000	60,10	9,11	38,02	41,40	18,50	0,15	0,01	18,99	19,97
598G	0,000	49,55	9,14	42,56	37,47	17,41	0,19	0,01	16,39	53,27
633G	0,000	48,14	8,77	35,71	40,32	19,53	0,17	0,01	15,96	49,03
662G	0,000	42,58	6,81	27,70	40,12	21,00	0,11	0,01	14,38	74,50
695G	0,000	45,11	10,25	16,19	43,84	18,47	1,00	0,01	14,90	51,13
64M	0,000	18,20	15,98	31,23	27,49	7,49	1,00	0,01	6,31	25,4
152M	0,000	16,06	11,24	32,53	24,58	5,50	0,23	0,01	5,23	1,39
184M	0,004	16,42	9,75	39,68	27,47	6,25	0,51	0,05	5,90	3,19
214M	0,000	12,84	9,09	30,70	20,55	4,79	0,32	0,01	4,41	16,90
247M	0,004	12,19	9,30	32,23	21,38	5,83	0,49	0,01	4,33	2,29
278M	0,000	8,72	3,76	34,01	28,83	7,89	0,92	0,01	6,71	57,32
309M	0,000	7,91	3,52	25,83	29,71	7,92	1,08	0,01	6,21	52,42
325M	0,000	8,07	3,52	32,92	30,11	7,93	0,89	0,01	5,80	74,79
355M	0,000	2,52	3,47	41,39	28,56	7,97	0,75	0,01	5,58	55,19
380M	0,000	9,02	3,93	42,15	28,91	8,09	0,81	0,01	5,68	60,52
415M	0,000	9,97	3,60	35,50	28,40	8,00	0,91	0,01	5,59	53,49
445M	0,000	10,98	3,21	40,60	28,07	7,29	0,81	0,01	5,61	48,12
478M	0,000	22,58	6,49	35,80	27,48	6,905	0,09	0,01	6,97	44,10
501M	0,000	36,37	3,92	30,05	27,21	6,333	0,08	0,01	7,51	32,97
542M	0,000	22,32	6,91	45,81	29,21	7,24	0,07	0,05	7,95	47,27
598M	0,000	24,74	5,89	42,86	26,43	7,311	0,13	0,01	8,50	33,30
633M	0,000	27,63	1,87	33,96	30,48	9,371	0,18	0,01	9,28	43,90
662M	0,000	20,64	3,28	25,66	26,13	9,264	0,31	0,01	7,65	43,50
695M	0,000	19,93	21,94	26,61	30,87	10,38	1,00	0,01	7,74	56,87

cont. ANNEX 3

Mostra	Alcalin meq·L ⁻¹	Cabal L·s ⁻¹	Oxigen mg·L ⁻¹	Oxigen% % sat.	pH	Temp °C	Cond µS·cm ⁻¹	a300 1·m ⁻¹	f450	f500	f450/500
12G	14,20	0,00	0,08	1,10	7,78	21,4	1536	1578,94	3853,5	1848,0	2,09
45G	9,84	0,70	7,22	76,10	8,03	16,1	617	201,93	1318,2	596,7	2,21
64G	8,28	3,74	11,95	129,40		16,5	784	110,66	444,4	213,4	2,08
78G	5,30	6,78	8,97	86,40	8,38	10,9	698	42,24	179,0	86,5	2,07
95G	5,20	3,08	10,53	101,10		11,2	762	26,76	127,0	60,5	2,10
107G	5,50	12,31	12,11	116,50	8,34	10,5	765	26,07	106,7	51,7	2,06
122G	5,64	18,84	11,21	99,90	8,17	7,6	814	21,14	80,2	39,9	2,01
152G	5,56	3,43	11,79	100,20	8,60	5,8	777	14,79	61,6	30,4	2,03
166G	4,90	2,20	12,00	101,20		5,5		12,27	51,6	26,0	1,98
184G	4,64	0,96	12,20	102,20	8,31	5,6	732	12,94	56,1	27,8	2,02
214G	5,20	12,00	10,25	90,00	8,47	7,0	744	14,51	52,3	26,2	2,00
227G	4,52	33,50	10,44	94,90		8,9		10,99	44,2	21,2	2,08
247G	4,80	55,00	10,62	99,80	8,40	10,8	770	14,97	48,3	24,8	1,95
260G	5,76	36,80	10,60	104,00		12,0		14,60	45,6	24,6	1,85
278G	5,20	18,59	10,58	108,20	8,39	15,7	737	13,68	39,7	19,9	1,99
309G	4,80	7,42	10,66	118,80		25,0		49,74	160,1	79,1	2,02
325G	4,96	4,39	10,73	129,40	8,56	22,0	685	16,79	51,4	25,8	1,99
355G	4,64	0,89	10,00	114,40	8,34	19,1	648	17,32	63,9	31,7	2,02
380G	5,12	0,94	9,73	119,40	8,44	22,3	643	25,06	86,1	42,1	2,05
415G	5,44	0,45	10,24	101,60	8,28	15,2	643	20,80	78,7	38,6	2,04
445G	5,36	0,53	11,26	104,60	7,91	12,3	616	17,66	65,4	32,5	2,01
478G	4,88	0,19	12,35	93,50		3,8	672	9,88	44,0	21,7	1,98
501G	4,80	0,38	13,33	107,80	8,52	4,7	653	9,70	38,5	19,3	1,95
542G	5,36	0,34	12,42	92,40	8,47	0,7	630	7,14	27,7	13,8	1,94
576G	4,88	0,11	13,40	101,10	8,57	1,1	646	6,70	25,5	12,8	1,92
598G	4,88	0,072	9,80	100,20	8,37	9,0	597	10,13	31,0	15,8	1,91
633G	4,80	0,0165	8,34	82,00	8,24	15,3	556	12,37	32,1	16,7	1,87
662G	4,60	0,00	9,45	103,00	8,28	19,5	539	19,23	33,4	17,4	1,87
695G	3,28	0,00	5,31	62,10	8,43	20,3	535	21,10	49,4	26,1	1,89
64M	2,84	5,75	10,07	105,90	8,21	15,4	547	3,27	12,0	5,8	2,08
152M	3,96	22,85	9,85	94,00	8,42	10,5	582	2,40	7,3	4,0	1,83
184M	4,00	6,05	10,51	90,40	8,29	6,9	578	2,49	8,1	4,1	1,98
214M	3,72	134,08	9,04	89,00	8,21	12,3	573	2,69	8,0	4,4	1,82
247M	3,72	257,82	9,87	100,20	8,32	13,4	506	2,90	8,8	5,7	1,54
278M	3,60	150,42	11,00	112,00	8,28	13,9	594	2,97	10,8	5,4	2,00
309M	3,52	20,99	9,85	94,00	8,56	15,7	558	1,64	6,4	3,3	1,94
325M	3,88	19,55	10,67	122,30	8,99	20	556	1,45	6,3	3,4	1,85
355M	3,60	7,16	11,20	122,70	8,28	19,1	540	2,28	6,3	3,5	1,80
380M	4,40	5,16	9,05	93,70	8,17	19,1	540	2,10	7,9	4,0	1,98
415M	4,00	7,76	10,75	107,70	8,12	17,2	523	1,61	7,2	3,9	1,85
445M	4,40	7,83	10,66	102,20	8,06	13,3	527	2,56	7,9	4,1	1,93
478M	4,00	0,47	12,15	98,70	7,18	6,2	528	2,74	7,8	4,0	1,77
501M	3,48	0,82	12,09	98,40	8,37	4,6	520	2,69	8,6	4,2	1,85
542M	4,84	0,47	12,88	88,10	8,45	0,5	534	2,65	9,3	4,6	1,84
598M	4,12	0,00	10,20	120,30	8,31	12,8	473	9,42	20,1	10,3	1,87
633M	4,00	0,00	9,33	99,40	8,10	17,4	478	13,33	22,8	11,5	1,91
662M	3,20	0,00	5,55	59,70	8,52	18,9	418	36,04	46,6	24,2	1,89
695M	2,56	0,00	4,84	58,30	8,43	22,7	419	38,05	58,9	29,3	2,01

ANNEX 3.2. Coeficients de correlació de Pearson entre les variables fisicoquímiques de Gallifa.

	n=29	COD	COP	STS	S.org.	S.inorg.	NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
COT	r	1,000	0,998	0,975	0,999	0,854	0,929	-0,156	0,999	-0,448	0,979	0,970	0,734	-0,087	0,998
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,420	0,000	0,015	0,000	0,000	0,000	0,652	0,000
COD	r	1,000	0,998	0,975	0,998	0,855	0,928	-0,156	0,999	-0,449	0,980	0,970	0,738	-0,088	0,998
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,419	0,000	0,014	0,000	0,000	0,000	0,649	0,000
COP	r	1,000	0,972	0,999	0,847	0,933	-0,152	0,999	-0,440	0,973	0,968	0,706	-0,082	0,995	
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,431	0,000	0,017	0,000	0,000	0,000	0,673	0,000	
STS	r	1,000	0,974	0,948	0,882	-0,080	0,970	-0,470	0,958	0,947	0,680	0,050	0,976		
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,680	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000	0,797	0,000		
S.org.	r	1,000	0,850	0,932	-0,159	0,999	-0,441	0,971	0,966	0,708	-0,070	0,995			
	sig.	0,000	0,000	0,410	0,000	0,017	0,000	0,000	0,000	0,718	0,000				
S.inorg.	r	1,000	0,734	0,038	0,842	-0,469	0,855	0,836	0,580	0,214	0,863				
	sig.	0,000	0,843	0,000	0,010	0,000	0,000	0,001	0,265	0,000					
NH ₄ ⁺	r	1,000	0,049	0,934	-0,188	0,887	0,927	0,646	-0,174	0,924					
	sig.	0,802	0,000	0,328	0,000	0,000	0,000	0,366	0,000						
N-NO ₃ ⁻	r	1,000	-0,162	0,491	-0,156	-0,020	-0,077	-0,152	-0,132						
	sig.	0,401	0,007	0,421	0,920	0,691	0,431	0,496							
P-PO ₄ ³⁻	r	1,000	-0,439	0,976	0,969	0,726	-0,097	0,996							
	sig.	0,017	0,000	0,000	0,000	0,617	0,000								
SO ₄ ²⁻	r	1,000	-0,454	-0,406	-0,380	-0,183	-0,475								
	sig.	0,013	0,029	0,042	0,342	0,009									
Cl ⁻	r	1,000	0,958	0,785	-0,165	0,981									
	sig.	0,000	0,000	0,392	0,000										
Ca ²⁺	r	1,000	0,750	-0,130	0,976										
	sig.	0,000	0,503	0,000											
Mg ²⁺	r	1,000	-0,429	0,750											
	sig.	0,020	0,000												
Na ⁺	r	1,000	-0,092												
	sig.	0,634													
K ⁺	r	1,000													
	sig.														

cont. ANNEX 3.2.

	n=29	Fe ²⁺	S _{total}	Terbol	Alk	Cabal	O ₂	pH	Tem.	Cond.	a300	f450	f500	f450/500
COT	r	0,325	0,818	0,105	0,856	-0,117	-0,769	-0,308	0,285	0,890	0,999	0,967	0,971	0,254
	sig.	0,086	0,000	0,588	0,000	0,545	0,000	0,104	0,134	0,000	0,000	0,000	0,000	0,183
COD	r	0,326	0,817	0,104	0,858	-0,118	-0,770	-0,311	0,286	0,890	0,999	0,968	0,972	0,256
	sig.	0,084	0,000	0,590	0,000	0,543	0,000	0,100	0,133	0,000	0,000	0,000	0,000	0,180
COP	r	0,314	0,833	0,110	0,832	-0,113	-0,762	-0,283	0,275	0,891	0,994	0,954	0,959	0,237
	sig.	0,097	0,000	0,571	0,000	0,560	0,000	0,137	0,148	0,000	0,000	0,000	0,000	0,216
STS	r	0,322	0,766	0,243	0,847	-0,132	-0,748	-0,346	0,324	0,900	0,975	0,951	0,955	0,317
	sig.	0,089	0,000	0,204	0,000	0,495	0,000	0,066	0,086	0,000	0,000	0,000	0,000	0,094
S _{org.}	r	0,317	0,833	0,122	0,831	-0,121	-0,763	-0,287	0,281	0,889	0,995	0,954	0,959	0,228
	sig.	0,094	0,000	0,528	0,000	0,533	0,000	0,131	0,140	0,000	0,000	0,000	0,000	0,235
S _{inorg.}	r	0,300	0,604	0,392	0,793	-0,136	-0,661	-0,399	0,357	0,834	0,861	0,862	0,864	0,415
	sig.	0,114	0,001	0,036	0,000	0,481	0,000	0,032	0,058	0,000	0,000	0,000	0,000	0,025
NH ₄ ⁺	r	0,366	0,879	-0,084	0,730	0,128	-0,644	-0,209	0,101	0,884	0,917	0,851	0,858	0,104
	sig.	0,051	0,000	0,666	0,000	0,508	0,000	0,277	0,603	0,000	0,000	0,000	0,000	0,591
N-NO ₃ ⁻	r	-0,006	0,077	-0,201	-0,119	0,749	0,172	0,192	-0,257	0,112	-0,167	-0,178	-0,176	0,048
	sig.	0,976	0,691	0,296	0,538	0,000	0,371	0,319	0,178	0,564	0,388	0,356	0,360	0,806
P-PO ₄ ⁵⁻	r	0,323	0,827	0,097	0,845	-0,118	-0,761	-0,298	0,270	0,889	0,997	0,960	0,964	0,237
	sig.	0,088	0,000	0,618	0,000	0,541	0,000	0,116	0,156	0,000	0,000	0,000	0,000	0,217
SO ₄ ²⁻	r	-0,036	-0,014	-0,539	-0,531	0,402	0,418	0,432	-0,632	-0,352	-0,472	-0,514	-0,512	-0,583
	sig.	0,855	0,941	0,003	0,003	0,031	0,024	0,019	0,000	0,061	0,010	0,004	0,005	0,001
Cl ⁻	r	0,325	0,753	0,063	0,901	-0,163	-0,754	-0,368	0,260	0,882	0,984	0,972	0,975	0,334
	sig.	0,086	0,000	0,746	0,000	0,398	0,000	0,050	0,173	0,000	0,000	0,000	0,000	0,076
Ca ²⁺	r	0,290	0,824	0,067	0,883	-0,002	-0,680	-0,320	0,210	0,912	0,968	0,937	0,941	0,279
	sig.	0,128	0,000	0,728	0,000	0,993	0,000	0,091	0,274	0,000	0,000	0,000	0,000	0,142
Mg ²⁺	r	0,342	0,524	-0,218	0,881	-0,034	-0,617	-0,374	0,211	0,655	0,755	0,822	0,818	0,372
	sig.	0,069	0,004	0,256	0,000	0,863	0,000	0,045	0,271	0,000	0,000	0,000	0,000	0,047
Na ⁺	r	-0,150	-0,096	0,666	-0,177	-0,129	0,070	-0,075	0,386	-0,105	-0,087	-0,108	-0,106	-0,104
	sig.	0,438	0,619	0,000	0,358	0,506	0,719	0,699	0,039	0,587	0,654	0,576	0,585	0,592
K ⁺	r	0,339	0,805	0,114	0,870	-0,104	-0,764	-0,322	0,300	0,902	0,998	0,969	0,974	0,297
	sig.	0,072	0,000	0,557	0,000	0,590	0,000	0,088	0,113	0,000	0,000	0,000	0,000	0,117
Fe ²⁺	r	1,000	0,270	-0,206	0,312	-0,069	-0,196	-0,120	-0,073	0,339	0,331	0,355	0,354	0,226
	sig.	0,157	0,284	0,099	0,722	0,308	0,535	0,706	0,072	0,080	0,059	0,060	0,060	0,238
S _{total}	r	1,000	-0,078	0,534	0,155	-0,564	0,043	0,082	0,768	0,794	0,698	0,706	-0,136	
	sig.	0,689	0,003	0,423	0,001	0,825	0,674	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,482	
Terbol.	r	1,000	0,027	-0,303	-0,141	-0,182	0,576	0,065	0,108	0,089	0,091	0,091	0,138	
	sig.	0,888	0,111	0,467	0,345	0,001	0,736	0,578	0,647	0,637	0,637	0,637	0,475	
Alk	r	1,000	-0,120	-0,626	-0,503	0,243	0,776	0,879	0,939	0,936	0,509	0,005	0,005	
	sig.	0,535	0,000	0,005	0,204	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	
Cabal	r	1,000	0,102	0,123	-0,082	0,075	-0,128	-0,147	-0,145	-0,145	-0,145	-0,145	-0,101	
	sig.	0,598	0,526	0,671	0,699	0,509	0,448	0,453	0,603	0,603	0,603	0,603	0,603	
O ₂	r	1,000	0,207	-0,584	-0,553	-0,774	-0,783	-0,783	-0,165					
	sig.	0,282	0,001	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,391					
pH	r	1,000	-0,263	-0,354	-0,334	-0,376	-0,375	-0,312						
	sig.	0,168	0,060	0,077	0,044	0,045	0,100							
Temp	r	1,000	0,158	0,298	0,312	0,312	0,157							
	sig.	0,414	0,117	0,100	0,099	0,417								
Cond	r	1,000	0,885	0,841	0,846	0,415								
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,025									
a300	r	1,000	0,978	0,982	0,287									
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,131									
f450	r	1,000	1,000	0,401										
	sig.	0,000	0,000	0,031										
f500	r	1,000	0,393											
	sig.	0,000	0,035											
f450/500	r	1,000	0,035											
	sig.	0,000	1,000											

ANNEX 3.3. Coeficients de correlació de Pearson entre les variables fisicoquímiques de Mura.

	n=19	COD	COP	STS	S _{org}	S _{inorg}	NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
COT	r	0,999	0,973	-0,130	0,783	-0,266	0,023	-0,498	-0,127	0,291	0,332	-0,489	0,178	0,685	-0,003
	sig.	0,000	0,000	0,595	0,000	0,270	0,927	0,030	0,605	0,227	0,166	0,033	0,466	0,001	0,989
COD	r	1,000	0,963	-0,125	0,789	-0,261	0,025	-0,490	-0,126	0,287	0,351	-0,485	0,166	0,674	-0,004
	sig.	0,000	0,000	0,611	0,000	0,280	0,919	0,033	0,608	0,233	0,141	0,035	0,496	0,002	0,988
COP	r	1,000	-0,158	0,729	-0,286	0,009	-0,527	-0,129	0,302	0,215	-0,500	0,236	0,726	-0,001	
	sig.	0,519	0,000	0,235	0,971	0,020	0,599	0,210	0,377	0,029	0,330	0,000	0,997		
STS	r	1,000	0,325	0,987	-0,444	0,024	0,181	0,023	0,103	-0,033	0,062	0,107	0,197		
	sig.	0,175	0,000	0,057	0,923	0,457	0,924	0,674	0,894	0,800	0,663	0,418			
S _{org}	r	1,000	0,172	-0,253	-0,448	-0,131	0,190	0,529	-0,417	0,410	0,751	0,341			
	sig.	0,482	0,296	0,054	0,592	0,435	0,020	0,076	0,081	0,000	0,153				
S _{inorg}	r	1,000	-0,420	0,100	0,211	-0,007	0,019	0,035	-0,003	-0,014	0,149				
	sig.	0,073	0,685	0,386	0,976	0,937	0,886	0,989	0,955	0,544					
NH ₄ ⁺	r	1,000	0,239	0,250	0,297	0,269	-0,143	-0,636	-0,547	-0,422					
	sig.	0,325	0,302	0,218	0,266	0,559	0,003	0,015	0,072						
N-NO ₃ ⁻	r	1,000	0,316	0,088	0,187	0,119	-0,258	-0,644	-0,247						
	sig.	0,187	0,721	0,444	0,626	0,286	0,003	0,309							
P-PO ₄ ³⁻	r	1,000	-0,079	0,182	0,073	-0,387	-0,365	-0,054							
	sig.	0,749	0,455	0,765	0,102	0,124	0,825								
SO ₄ ²⁻	r	1,000	0,130	-0,109	0,004	0,013	-0,700								
	sig.	0,596	0,656	0,988	0,958	0,001									
Cl ⁻	r	1,000	-0,277	-0,131	0,006	0,169									
	sig.	0,250	0,592	0,980	0,488										
Ca ²⁺	r	1,000	0,135	-0,171	-0,221										
	sig.	0,582	0,483	0,363											
Mg ²⁺	r	1,000	0,763	0,384											
	sig.	0,000	0,105												
Na ⁺	r	1,000	0,387												
	sig.	0,101													
K ⁺	r	1,000													
	sig.														

cont. ANNEX 3.3.

	n=19	Fe ²⁺	S _{total}	Terbol	Alk	Cabal	O ₂	pH	Tem.	Cond.	a300	f450	f500	f450/500
COT	r	-0,137	0,491	0,156	-0,556	-0,176	-0,867	0,166	0,467	-0,837	0,993	0,980	0,983	0,220
	sig.	0,577	0,033	0,525	0,013	0,470	0,000	0,498	0,044	0,000	0,000	0,000	0,000	0,366
COD	r	-0,135	0,475	0,151	-0,561	-0,179	-0,870	0,165	0,464	-0,838	0,996	0,983	0,986	0,213
	sig.	0,581	0,040	0,538	0,012	0,465	0,000	0,500	0,046	0,000	0,000	0,000	0,000	0,380
COP	r	-0,139	0,564	0,178	-0,512	-0,159	-0,823	0,165	0,472	-0,803	0,946	0,932	0,935	0,249
	sig.	0,569	0,012	0,465	0,025	0,516	0,000	0,499	0,041	0,000	0,000	0,000	0,000	0,303
STS	r	-0,180	-0,080	0,119	-0,171	0,251	0,186	0,066	0,091	-0,154	-0,123	-0,093	-0,084	-0,309
	sig.	0,461	0,744	0,626	0,483	0,301	0,445	0,788	0,710	0,528	0,616	0,705	0,732	0,199
S _{org.}	r	-0,202	0,396	0,333	-0,661	-0,152	-0,665	0,161	0,510	-0,732	0,794	0,838	0,829	0,303
	sig.	0,408	0,093	0,164	0,002	0,533	0,002	0,511	0,026	0,000	0,000	0,000	0,000	0,207
S _{inorg.}	r	-0,154	-0,150	0,069	-0,068	0,287	0,305	0,042	0,010	-0,039	-0,261	-0,237	-0,226	-0,372
	sig.	0,529	0,541	0,780	0,781	0,234	0,204	0,864	0,967	0,875	0,281	0,329	0,352	0,117
NH ₄ ⁺	r	0,268	-0,146	-0,622	-0,085	0,264	-0,103	0,003	-0,325	0,096	0,014	0,018	0,023	-0,129
	sig.	0,268	0,552	0,004	0,730	0,274	0,674	0,991	0,174	0,694	0,954	0,941	0,926	0,598
N-NO ₃ ⁻	r	0,524	-0,256	-0,534	0,190	0,112	0,446	0,313	-0,616	0,586	-0,484	-0,475	-0,478	-0,134
	sig.	0,021	0,290	0,018	0,435	0,647	0,056	0,193	0,005	0,008	0,036	0,040	0,039	0,586
P-PO ₄ ³⁻	r	0,479	-0,354	-0,615	0,052	0,497	0,038	0,029	-0,213	0,112	-0,139	-0,142	-0,120	-0,369
	sig.	0,038	0,137	0,005	0,833	0,030	0,877	0,907	0,381	0,647	0,571	0,561	0,626	0,120
SO ₄ ²⁻	r	0,132	0,700	-0,254	-0,065	-0,299	0,011	-0,189	-0,474	-0,440	0,302	0,323	0,310	0,025
	sig.	0,590	0,001	0,294	0,793	0,214	0,966	0,439	0,040	0,059	0,209	0,178	0,196	0,918
Cl ⁻	r	0,178	-0,071	-0,359	-0,554	0,061	-0,426	0,023	0,063	-0,170	0,366	0,442	0,431	0,216
	sig.	0,466	0,773	0,131	0,014	0,804	0,069	0,927	0,797	0,486	0,123	0,058	0,065	0,375
Ca ²⁺	r	0,437	0,037	0,070	0,780	-0,188	0,567	-0,235	-0,353	0,245	-0,459	-0,436	-0,443	-0,064
	sig.	0,061	0,879	0,777	0,000	0,440	0,011	0,332	0,138	0,312	0,048	0,062	0,057	0,795
Mg ²⁺	r	0,058	0,547	0,752	-0,007	-0,645	0,024	0,105	0,254	-0,154	0,169	0,203	0,170	0,587
	sig.	0,813	0,015	0,000	0,978	0,003	0,922	0,668	0,294	0,528	0,489	0,404	0,487	0,008
Na ⁺	r	-0,218	0,590	0,704	-0,339	-0,432	-0,517	0,141	0,633	-0,639	0,669	0,682	0,668	0,464
	sig.	0,371	0,008	0,001	0,156	0,065	0,023	0,565	0,004	0,003	0,002	0,001	0,002	0,045
K ⁺	r	-0,244	-0,366	0,437	-0,388	0,054	-0,245	0,285	0,653	0,164	-0,008	0,026	0,016	0,455
	sig.	0,314	0,123	0,061	0,101	0,827	0,312	0,237	0,002	0,503	0,975	0,917	0,947	0,050
Fe ²⁺	r	1,000	0,077	-0,305	0,374	-0,117	0,269	0,103	-0,595	0,218	-0,130	-0,120	-0,129	0,086
	sig.	0,754	0,205	0,115	0,633	0,265	0,676	0,007	0,369	0,596	0,625	0,598	0,726	
S _{total}	r	1,000	0,305	-0,046	-0,514	-0,111	-0,051	-0,085	-0,573	0,490	0,519	0,498	0,335	
	sig.	0,203	0,852	0,024	0,650	0,837	0,729	0,010	0,033	0,023	0,030	0,030	0,161	
Terbol.	r	1,000	0,020	-0,373	-0,034	0,123	0,453	-0,187	0,157	0,161	0,143	0,324		
	sig.	0,934	0,116	0,890	0,615	0,052	0,444	0,521	0,510	0,558	0,176			
Alk	r	1,000	-0,069	0,602	-0,180	-0,479	0,343	-0,558	-0,577	-0,574	-0,282			
	sig.	0,781	0,006	0,462	0,038	0,151	0,013	0,010	0,010	0,241				
Cabal	r	1,000	0,013	0,051	-0,012	0,235	-0,202	-0,195	-0,165	-0,528				
	sig.	0,958	0,837	0,961	0,333	0,407	0,424	0,501	0,020					
O ₂	r	1,000	-0,257	-0,671	0,643	-0,861	-0,849	-0,858	-0,256					
	sig.	0,288	0,002	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,291					
pH	r	1,000	0,296	-0,015	0,161	0,155	0,160	0,118						
	sig.	0,218	0,951	0,510	0,527	0,512	0,632							
Temp	r	1,000	-0,359	0,444	0,441	0,448	0,236							
	sig.	0,131	0,057	0,059	0,054	0,331								
Cond	r	1,000	-0,851	-0,846	-0,854	0,034								
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,890									
a300	r	1,000	0,990	0,993	0,227									
	sig.	0,000	0,000	0,000	0,351									
f450	r	1,000	0,999	0,275										
	sig.	0,000	0,255											
f500	r	1,000	0,236											
	sig.	0,330												
f450/500														1,000

ANNEX 3.4 Coeficients de correlació de Pearson (*r*) i nivell de significació (Sig) entre la precipitació i les variables fisicoquímiques de Gallifa i Mura. Acum x: pluja acumulada x dies abans del mostreig; x dies: pluja acumulada en el dia x abans del mostreig.

		GALLIFA (n=29)					MURA (n=19)				
		acum1	acum2	acum3	2 dies	3 dies	acum1	acum2	acum3	2 dies	3 dies
TOC	Pears.	-0,063	-0,065	-0,085	-0,064	-0,060	-0,157	-0,112	-0,188	-0,109	-0,178
	Sig.	0,745	0,739	0,660	0,741	0,756	0,521	0,648	0,442	0,657	0,466
DOC	Pears.	-0,064	-0,066	-0,085	-0,065	-0,059	-0,163	-0,107	-0,180	-0,104	-0,171
	Sig.	0,743	0,735	0,661	0,737	0,760	0,506	0,662	0,460	0,672	0,484
TSS	Pears.	0,070	0,028	-0,019	0,027	-0,044	-0,094	0,158	-0,062	0,164	-0,096
	Sig.	0,720	0,886	0,923	0,888	0,821	0,701	0,517	0,802	0,501	0,697
S. org.	Pears.	-0,051	-0,066	-0,089	-0,065	-0,064	-0,144	-0,100	-0,091	-0,097	-0,078
	Sig.	0,793	0,734	0,647	0,736	0,743	0,556	0,685	0,710	0,694	0,750
S. inorg.	Pears.	0,233	0,158	0,081	0,155	-0,012	-0,074	0,182	-0,049	0,187	-0,087
	Sig.	0,223	0,414	0,675	0,421	0,949	0,763	0,457	0,842	0,443	0,725
Amoni	Pears.	-0,086	-0,084	-0,179	-0,083	-0,163	-0,242	0,090	-0,223	0,100	-0,254
	Sig.	0,658	0,664	0,354	0,667	0,397	0,319	0,714	0,358	0,685	0,293
Nitrits	Pears.	0,046	0,471	0,202	0,470	-0,089	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)
	Sig.	0,813	0,010	0,294	0,010	0,647					
Nitrats	Pears.	0,170	0,415	0,095	0,413	-0,182	-0,032	-0,053	-0,311	-0,053	-0,320
	Sig.	0,377	0,025	0,623	0,026	0,345	0,895	0,828	0,195	0,828	0,182
Sulfats	Pears.	-0,004	0,098	-0,161	0,098	-0,274	-0,039	0,117	-0,011	0,120	-0,034
	Sig.	0,985	0,612	0,403	0,612	0,150	0,874	0,634	0,964	0,625	0,890
Clorurs	Pears.	-0,115	-0,003	-0,069	-0,002	-0,085	-0,129	0,141	-0,143	0,148	-0,179
	Sig.	0,553	0,987	0,721	0,992	0,662	0,600	0,564	0,558	0,546	0,463
Calci	Pears.	-0,056	-0,023	-0,069	-0,023	-0,070	-0,230	-0,052	-0,158	-0,045	0,178
	Sig.	0,775	0,905	0,723	0,907	0,719	0,344	0,832	0,518	0,854	0,467
Magnesi	Pears.	-0,226	-0,228	-0,145	-0,226	-0,016	0,143	-0,419	-0,019	-0,431	0,060
	Sig.	0,238	0,234	0,453	0,239	0,933	0,559	0,074	0,938	0,065	0,809
Sodi	Pears.	0,530	-0,071	0,003	-0,077	0,055	-0,012	-0,283	-0,122	-0,287	-0,076
	Sig.	0,003	0,713	0,989	0,693	0,776	0,961	0,241	0,619	0,233	0,758
Potassi	Pears.	-0,065	-0,056	-0,079	-0,055	-0,059	0,023	-0,253	-0,067	-0,259	-0,023
	Sig.	0,739	0,774	0,682	0,776	0,760	0,925	0,295	0,786	0,285	0,927
Sofre	Pears.	-0,070	-0,121	-0,266	-0,120	-0,247	0,031	-0,041	-0,078	-0,043	-0,075
	Sig.	0,717	0,532	0,162	0,534	0,197	0,901	0,868	0,751	0,862	0,760
Terbol	Pears.	0,331	0,298	0,372	0,295	0,251	0,144	-0,284	0,061	-0,294	0,119
	Sig.	0,080	0,117	0,047	0,121	0,188	0,557	0,239	0,803	0,222	0,626
Alcalin	Pears.	-0,084	-0,070	0,003	-0,069	0,055	-0,014	-0,021	0,260	-0,021	0,280
	Sig.	0,665	0,719	0,986	0,722	0,777	0,955	0,931	0,282	0,931	0,245
Cabal	Pears.	0,029	0,082	-0,070	0,081	-0,147	-0,119	0,360	-0,054	0,370	-0,126
	Sig.	0,882	0,674	0,718	0,675	0,445	0,629	0,130	0,826	0,119	0,607
pH	Pears.	-0,297	-0,003	-0,332	0,000	-0,415	-0,424	-0,411	-0,636	-0,405	-0,598
	Sig.	0,118	0,989	0,079	0,999	0,025	0,070	0,080	0,003	0,086	0,007
Temp	Pears.	-0,007	-0,087	-0,109	-0,087	-0,074	-0,165	-0,166	-0,211	-0,163	-0,193
	Sig.	0,971	0,654	0,573	0,655	0,703	0,500	0,498	0,385	0,504	0,429
Cond	Pears.	0,057	0,013	-0,080	0,013	-0,110	0,121	-0,142	-0,001	-0,148	0,026
	Sig.	0,769	0,945	0,680	0,947	0,569	0,621	0,563	0,996	0,545	0,917
a300	Pears.	-0,065	-0,065	-0,076	-0,065	-0,048	-0,155	-0,077	-0,159	-0,073	-0,155
	Sig.	0,738	0,736	0,695	0,738	0,805	0,527	0,754	0,514	0,766	0,527
f450/500	Pears.	0,026	0,163	0,237	0,163	0,180	-0,079	-0,496	-0,152	-0,502	-0,067
	Sig.	0,893	0,399	0,216	0,399	0,351	0,747	0,031	0,536	0,028	0,786
acum1	Pears.	1,000	0,030	0,261	0,020	0,307	1,000	0,538	0,506	0,514	0,436
	Sig.		0,878	0,171	0,918	0,105		0,018	0,027	0,024	0,062
acum2	Pears.		1,000	0,607	1,000	0,035		1,000	0,408	1,000	0,243
	Sig.			0,000	0,000	0,856			0,083	0,000	0,317
acum3	Pears.			1,000	0,604	0,816			1,000	0,398	0,985
	Sig.				0,001	0,000				0,091	0,000
2 dies	Pears.				1,000	0,032				1,000	0,233
	Sig.					0,869					0,338
3 dies	Pears.					1,000					1,000
	Sig.										

ANNEX 7.1. Inventari dels macroinvertebrats recol·lectats a Gallifa (2003-2005)

Ordre/Grup	Família	Gènere/ Espècie	G12	G45	G78	G95	G107	G122	G152	G184	G214	G247	G278	G309	G355	
ACHETA	Erpobdellidae	Erpobdella													1	
	Glossiphoniidae	Glossiphoniidae							1						1	
		Helobdella stagnalis														
COLEOPTERA	Dryopidae	Dryops														
	Dytiscidae	Agabus			5	2	2	6	20				1			
		Bidessus						32	28				2			
		Coelambus										8	8	10	8	
		Deronectes													2	
		Dytiscus													1	
		Hydroporus														
		Hydrovatus														
		Ilybius														
		Laccophilus											1			
		Laccornis oblongus														
		Meladema											1	1		
		Oreodytes														
		Porthyrus														
		Stictonectes														
		Elmidae	Elimis													6
			Esolus													
			Oulimnius										1		1	
			Potamophilus acuminatus										1	2		
			Stenelmis													
Gyrinidae		Gyrinus		2											4	
Halipidae		Brychius elevatus						1						1	1	
		Halipus												1	1	
		Pelodytes														
Helocidae		Elodes						2								
Hydraenidae		Hydraena		1	1	1									13	
		Limnebius							1							
Hydrophilidae		Coelostoma													2	
		Hydrophilus				1								1	3	
		Laccobius														
CRUSTACEA	Cladocera	Cladocera														
	Copepoda	Copepoda				1			1						1	
		Gammaridae													1	

Ordre	Família	Gènere/ Espècie	G380	G415	G445	G478	G501	G542	G576	G598	G633	G662	G695
ACHETA	Erpobdellidae	Erpobdella sp.	1			1			2		2	2	
	Glossiphoniidae	Glossiphoniidae											
		Helobdella stagnalis											
COLEOPTERA	Dryopidae	Dryops sp.	1	1	16	10	3	1	1	1			
	Dytiscidae	Agabus sp.											
		Bidessus sp.											
		Coelambus sp.	2				1						
		Deronectes sp.											
		Dytiscus sp.		1	2								
		Hydroporus sp.				3							
		Hydrovatus sp.										2	2
		Ilybius sp.										1	1
		Laccophilus sp.					1						5
		Laccornis oblongus											
		Meladema sp.				2							
		Oreodytes sp.				1	1						
		Porhydrus sp.											
		Stictonectes sp.										12	20
Elmidae		Elmispis sp.	4										
		Esolus sp.		1	33	2							
		Oulimnius sp.	2	9	7	12	13	5	3	11	11	6	23
		Potamophilus acuminatus											
		Stenelmis sp.											
		Gyrinus sp.											
Gyrinidae													
Halipidae		Brychius elevatus											
		Halipius sp.		6	2	2	4	1	1	5	13	8	3
		Peltodytes sp.										1	
Helodidae													
Hydraenidae		Hydraena sp.	1	4	5	3	1	4		16	18		1
		Limnebius sp.		2	3	1	3	2	3	7	13		5
		Coelostoma sp.	1										
Hydrophilidae		Hydrophilus sp.											
		Laccobius sp.	3	2				2		7	61	9	2
		Cladocera											
CRUSTACEA	Cladocera												
	Copepoda		48	3	11	15	71	10	7		10		1
	Gammaridae										138	25	48

Ordre	Familia	Génera/ Espécie	G12	G45	G78	G95	G107	G122	G152	G184	G214	G247	G278	G309	G355	
DIPTERA	Anthomyiidae					1								1		
	Ceratopogonidae											1	1	1	6	
	Forcipomyiinae												1	1	5	
	Chironomidae			3	132	394	58	422	1005	733	919	202	1244	1572	869	
	Culicidae													28		
	Dixa sp.												1	292	69	
	Dixidae															
	Dolichopodidae															
	Empididae										2				1	
	Clinocerinae								1						3	
	Hemerodromiinae															
	Ephydriidae															
	Limoniidae						1		1	3	7	9	25	19		
	Psychodidae						2			2	1	1		3	9	
	Rhagionidae														1	
	Simuliidae					141	213	32	406	896	21	321	178	308	1346	1170
	Stratiomyidae				1		1			1					1	12
	Tabanidae						1			1		1	1	1	2	2
	Tipulidae						1									
	Baetidae					19	74	40	93	138	19	137	151	1026	4747	2035
															2	2
			Pseudocentropilum pennulatum													
	Caenidae		Caenis sp.				1								24	717
Ephemerellidae		Ephemerella sp.										1	2			
Heptageniidae		Ecdyonurus sp.													8	
		Electrogena sp.													3	
		Heptagenia sp.														
Leptophlebiidae		Habrophlebia sp.							1	1	6	10	15	3	2	
		Paraleptophlebia sp.														
Gordiacidae		Gordius sp.										1				
Atherixidae		Atherix sp.				1										
Corixidae		Arctocoris sp.														
		Micronecta sp.														
Gerridae		Gerris sp.													60	
Hydrometridae		Hydrometra sp.	2											2		
Mesoveliidae		Mesovelia sp.						1								
Nepidae		Nepa cinerea														
Notonectidae		Notonecta sp.			1	1	1	1	1	2	2	1	5	11	60	
Velidae		Microvelia sp.											10			

Ordre	Familia	Gènere/ Espècie	G380	G415	G445	G478	G501	G542	G576	G598	G633	G662	G695	
DIPTERA	Anthomyidae	Anthomyidae		1										
	Ceratopogonidae	Ceratopogoninae Forcipomyiinae	1 8	4 2 1	2 6 1	1 1	7 25	4	3	11	5	2		
	Chironomidae	Chironomidae	263	273	780	862	301	948	672	386	1024	448	174	
	Culicidae	Culex sp.	3										2	
	Dixidae	Dixa sp.	17	2	5	3	4				75			
	Dolichopodidae	Dolichopodidae												
	Empididae	Clinoocerinae Empididae	3 1	2 1	2 9	4	4	2	4		5	1		
	Hemerodromiinae	Hemerodromiinae												
	Ephydriidae	Ephydriidae				3								
	Limonitidae	Limonitidae			14	11	13	16	11	17	5			
	Psychodidae	Psychodidae	12	5	32	7	35	17	12	29	3			
	Rhagionidae	Rhagionidae												
	Simuliidae	Simuliidae	554	304	821	941	161	7	8	2	6			
	Stratiomyidae	Stratiomyidae	35	13	9	1	2	1	5	33	37	2		
	Tabanidae	Tabanidae	4	3	1	1	1	2	2	2	6	2	2	
	Tipulidae	Tipulidae			1	2	1				1	2		
	EPHEMEROPTERA	Baetidae	Baetis sp. Cloeon sp. Pseudocentropitulum pennulatum	504 914 2	475 840 576	1592 816	808 816	715 593	139 23	245 14	85 492	27 130	37	198
		Caenidae	Caenis sp.	854	2558	3048	3664	677	334	97	294	246	144	264
		Ephemerellidae	Ephemerella sp.											
		Heptageniidae	Ecdyonurus sp. Electrogena sp. Heptagenia sp.	1						2				
GORDIACEA	Leptophlebiidae	Habrophlebia sp. Paraleptophlebia sp.			1	3	2	1	1	8	46	28		
	Gordiidae	Gordius sp.												
HETEROPTERA	Althericidae	Atherix sp.												
	Cortixidae	Arctocoris sp. Micronecta sp. Gerris sp.	2 11	1 11	3 17	2 17	2	2		2	4	12	7	
	Gerridae	Gerris sp.									1	1	7	
	Hydrometridae	Hydrometra sp.	7	3							7	12		
	Mesovelliidae	Mesovella sp.								2	7	7		
	Nepidae	Nepa cinerea	2											
	Notonectidae	Notonecta sp.	2	60	2	2	8	6		60	24	47		
	Veliidae	Microvelia sp.												

Ordre	Familia	Gènere/ Espècie	G12	G45	G78	G95	G107	G122	G152	G184	G214	G247	G278	G309	G355
HYDRACARINA	Hydracarina	Hydracarina												2	6
	Hydridae	Hydra sp.			1								3	2	4
LEPIDOPTERA	Pyrilidae	Ancylus fluviatilis													
		Hydrobiidae			3										
	Lymnaeidae							1	1					1	1
		Sphaerium sp.						3							
	Valvatidae														
		Valvata sp.												1	
	NEMATODA	Nematoda		1	1										1
ODONATA	Aeshmidae	Aeshna sp.													
		Boyeria irene													
	Brachytron pratense												2		2
	Calopterygidae	Calopteryx sp.													
	Coenagrionidae	Coenagrion pro parte											2	1	
CORDULIDA	Corduliidae	Erythromma sp.													
		Cordulia aenea							1						4
		Cordulia													
		Oxygastra curtisii													6
		Somatochlora pro parte													2
		Gomphus sp.													2
OLEOCHAETA	Gomphidae	Onychogomphus sp.													
		Ophigomphus sp.													
	Lestidae	Chalcolestes viridis													1
OSTRACODA	Oligochaeta				1	5	6	11	69	29	95	105	333	27	89
	Ostracoda						1						6	1	28
PLECOPTERA	Nemouridae	Nemoura sp.					2	19	38	27	54	6	6		
		Protonemura sp.													
	Perlodidae	Isoperla sp.							5		1	2	7	4	

Ordre	Família	Gènere/ Espècie	G380	G415	G445	G478	G501	G542	G576	G588	G633	G662	G695	
HYDRACARINA	Hydracarina	Hydracarina	2	2	9	5	16	7	9	9	17	2		
	Hydridae	Hydra sp.	2			1								
	LEPIDOPTERA	Pyralidae	Elophila sp.		1									
		Ancylidae	Ancylus fluviatilis		1		4	1	2					
	MOLLUSCA	Hydrobiidae	Hydrobiidae	1			25	1		1			11	
		Lymnaeidae	Lymnaeidae											
		Sphaeriidae	Sphaerium sp.								1	2		
		Valvatidae	Valvata sp.											
	NEMATODA	Nematoda	2			1	1		3		4			
	ODONATA	Aeshmidae	Aeshna sp.		9			1				7		
		Boyeria irene	1		1				1			7	2	
Brachytron		Brachytron pratense			1	1								
Calopterygidae		Calopteryx sp.	1	4	2	2	5	2	1	1				
Coenagrionidae		Coenagrion pro parte	1											
		Coenagrionidae		1							251			
		Erythromma sp.								2				
Corduliidae		Cordulia aenea	Cordulia aenea		1	39		0	1	1		14	13	
			Corduliidae	2										
			Oxygastra curtisii											
		Somatochlora pro parte				30	12							
Gomphidae	Gomphus sp.	Gomphus sp.	1			1								
		Onychogomphus sp.			2	1	1		1					
		Ophiogomphus sp.												
Lestidae	Chalcolestes viridis	Chalcolestes viridis										95	1	
	Oligochaeta	Oligochaeta	32	38	70	29	7	20	13	15	176	566	12	
OSTRACODA	Ostracoda	Ostracoda	38	17	76	67	132	79	7	3	118	5	30	
	Nemouridae	Nemoura sp.			3	9	28	42	40	48	18			
PLECOPTERA	Protonemura	Protonemura sp.				1								
	Isoperla	Isoperla sp.			3	1	15		2	6	1			

Ordre	Família	Gènere/ Espècie	G12	G45	G78	G95	G107	G122	G152	G184	G214	G247	G278	G309	G355	
TRICHOPTERA	Beraeidae	Beraea maurus						1							30	
	Hydropsychidae	Hydropsyche bulbifera														1
		Hydropsyche incognita												1	4	68
		Hydropsyche siltalai												1		15
		Hydropsyche													14	104
	Hydroptilidae	Hydroptila													1	
		Oxyethira														
	Limnephilidae	Limnephilidae		2			27	8		19			2	2		
		Limnephilus guadarramicus				3				1						
		Mesophylax aspersus				6		1	21	4	5	7				
		Stenophylax cf permistus						1								
		Stenophylax cf sequax						1								
	Philopotamidae	Wormaldia			1			2	1		3					
	Polycentropodidae	Cymus cf montserratii														
		Plectrocnemia														
		Polycentropodidae														1
		Polycentropus comiger														
		Polycentropus flavomaculatus														
		Polycentropus kingi														
	Psychomyiidae	Metatype fragilis														
Tinodes assimilis																
Tinodes cf maclachlani																
Tinodes dives																
Tinodes waeneri																

Ordre	Família	Gènere/ Espècie	G380	G415	G445	G478	G501	G542	G576	G598	G633	G662	G695	
TRICHOPTERA	Beraeidae	Beraea maurus												
	Hydropsychidae	Hydropsyche bulbifera	2	4	7	13	3	1				1		
		Hydropsyche incognita												
		Hydropsyche sillalal	2			82	27	1		2	4	30		
		Hydropsyche	10	5	511			55		2				
		Hydropsyche sp1	22	216	14	7	1	8		2	66	44		
	Hydroptilidae	Hydroptila	52	17	27	8	7	4		2		2		
		Oxyethira												
	Limnephilidae	Limnephilidae												
		Limnephilus guadaranicus		3	84	33	114	56			19			
		Mesophylax aspersus				1	1							
		Stenophylax cf permistus			1	27	4	41		35	17			
		Stenophylax cf sequax								1				
	Philopotamidae	Wormalida												
	Polycentropodidae	Cymus cf montserratii											1	1
		Plectrocnemia				9				3	1			
		Polycentropodidae		4	1	1								15
Polycentropus omiger														
Polycentropus flavomaculatus				3										
Polycentropus kingi											1			
Psychomyiidae	Metatype fragilis													
	Tinodes assimilis									1				
	Tinodes cf maclachlani						18							
	Tinodes dives				5	4			4					
	Tinodes waeneri		1				1						1	

ANNEX 7.2. Inventari dels macroinvertebrats recollits a Mura (2003-2005)

Ordre	Família	Gènere/ Espècie	M152	M184	M214	M247	M309	M355	M415	M478	M598	M633	M695	
ACHETA COLEOPTERA	Erobyllidae	Erobyllia sp.				5								
	Dryopidae	Dryops sp.	2	3	1	1		1						
	Dytiscidae	Agabus sp.	1		1						3			1
		Ilybius sp.		2		3								
		Oreodytes sp.												2
		Ponhydrus sp.					1							
	Stictonecles sp.		3	2		2	4						7	
	Elmidae	Esolus sp.							2					
		Oulimnius sp.	3	10	1	1	3	1				7		
		Riolus sp.	26	1	2	3	2		7	23	1	3		7
Gyrinidae	Aulonogyrus sp.									1				
	Gyrinus sp.												1	
Halplidae	Halplius sp.							1					1	
	Hydraena sp.									1			1	
CRUSTACEA	Limnebiidae	Limnebius sp.								1			1	
	Laccobius sp.		1	4	4	10	16	2	2	1			7	
	Asellidae	Asellus sp.				4			2					
	Cladocera	Cladocera	2	2	1	3	8	12	285	421		2216	284	
	Copepoda	Copepoda	2	2	1	4	3	10	55	228	20	256	56	
DIPTERA	Gammaridae	Gammaridae							2	1				
	Anthomyiidae	Anthomyiidae					1	2						
	Ceratopogonidae	Ceratopogoninae	22	59	31	15	5	37	17	25	104	56	31	
	Forcipomyiidae	Forcipomyiinae	1			1	1	4						
	Chaoboridae	Chaoborus sp.											1	
	Chironomidae	Chironomidae	1758	2152	2296	605	1660	2943	931	1909	518	92	196	
	Culicidae	Culex sp.											2	
	Dixidae	Dixa sp.	1				1	13	6	2			1	
	Empididae	Empididae	2	1	3	1	9	1	4	1				
	Hemerodromiidae	Hemerodromiinae						5						
Limoniidae	Limoniidae	Limoniidae						4		4				
	Psychodidae	Psychodidae	6	3		1	1	6	7	5	2	1		
	Simuliidae	Simuliidae	29	14	4	1	10	906	38	108				
	Stratiomyidae	Stratiomyidae	17	17	29	15	2	34	30	10	3	14		
	Tabanidae	Tabanidae											7	
Tipulidae	Tipulidae	3	1			2		1						

Ordre	Família	Gènere/ Espècie	M152	M184	M214	M247	M309	M355	M415	M478	M598	M633	M695	
EPHEMEROPTERA	Baetidae	Baetis sp.	1208	1864	144	60	960	1948	1038	1427	260	31	84	
		Cloeon sp.							7				36	
	Caenidae	Caenis sp.	87	55	161	51	35	39	79	17	73	78	208	
		Ephemerella sp.	34	32	12	92	56	3	1	2				
		Heptageniidae	7	3										
	HETEROPTERA	Leptophlebiidae	Habrophlebia sp.	11	66	49	25	257				2		
			Corixidae		6	1		1		1	1	1	1	2
Gerridae		Gerris sp.	2	2		60	2	9	1	2	60	2	5	
		Hydrometridae	2	2		2	2	2	2	2	2	2	1	
		Mesovellidae				2	5		1					
Notonectidae		Notonecta sp.	1	2		2	2	2	2	2	2	2	60	
		Velidae											1	
HYDRACARINA	Hydracarina	19	8	19	11	14	10	9	52	35	8	5		
	Hydridae			1			1		2	1		50		
MOLLUSCA	Ancyliidae	Ancylus fluviatilis				2	1							
		Hydrobiidae				1			1					
	Lymnaeidae	Radix sp.	28	22	30	9	14	5	4	15	7	10	28	
		Physidae					2							
	Planorbidae	Planorbis sp.	3	1	3	3								
		Sphaeriidae	1		1								1	
	NEMATODA ODONATA	Nematoda	Nematoda	2	4	2	3	4	6	2	1	7	4	1
Aeshnidae													1	
Brachytron pratense		Brachytron pratense								1				
		Calopterygidae												
Coenagrionidae		Coenagrion pro parte				2				4		15	2	
		Coenagrionidae	5										56	
		Enallagma cyathigerum											4	
	Erythronna pro parte Ischnura sp.								13			2		
Cordulegasteridae	Pyrrhosoma nymphula			8										
	Cordulegaster sp.										1			
Corduliidae	Cordulia aenea													
	Corduliidae	8	15	1						3	16	5		
	Oxygastra pro parte Somatochlora pro parte			3								15		

Ordre	Família	Gènere/ Espècie	M152	M184	M214	M247	M309	M355	M415	M478	M598	M633	M695	
OLIOCHAETA	Gomphidae	Gomphus sp.		1					1	1				
		Onychogomphus sp.			1							1	3	
	Lestidae	Ophiogomphus sp.	2				1		2			1	1	47
		Chatolestes viridis							1					
	Oligochaeta	Lestidae							1					
		Oligochaeta	132	79	210	66	270	89	89	66	500	416	272	
	OSTRACODA	Ostracoda	800	280	752	441	300	4	153	670	200	20	24	
		Nemouridae	43	21	12		1							
	PLECOPTERA	Perloidae	Isoperla sp.	15	28	15	24	8			2			
		Hydropsychidae	Hydropsyche bulbifera	1		5	1				32		1	
TRICHOPTERA		Hydropsyche sp.				6	3	32	4	1				
		Hydropsyche sp1												
	Hydroptilidae	Hydroptilia sp.	41	42	49	16	2	716	30	39	2			
	Leptoceridae	Mystacides azurea	44	32	22	19	1	30	6	6	33	6	35	
		Limnephilidae		8										
		Mesophylax aspersus	8	11	5						25	6		
		Mesophylax sp.									12			
		Stenophylax cf sequax		1										
	Philoptamidae	Wormaldia sp.	1											
		Polycentropodidae												
Psychomyiidae	Polycentropus flavomaculatus	2		2			1	1	1	1	11	3		
	Tinodes sp.					5	1	53	12	26	18	3		
Rhyacophiliidae	Hyporhyacophila sp.								3					
	Rhyacophila dorsalis					1			4					
TRICLADIDA	Dugesidae	Dugesia sp.	2	5	11	2	5	20	7	5	32	9	3	

ANNEX 7.3. Estratègies tròfiques principals i secundàries dels macroinvertebrats recol·lectats a Gallifa i Mura.

Taxa	Estrat. principal	Estrat. secundària
Aeshna	Depredador	
Agabus	Depredador	
Ancylus fluviatilis	Brostejador	
Anthomyidae	Depredador	
Asellus	Recol·lector	Triturador
Atherix	Depredador	
Baetis	Recol·lector	Brostejador
Baetis	Recol·lector	Brostejador
Beraea maurus	Recol·lector	
Bidessus	Depredador	
Boyeria irene	Depredador	
Brachytron pratense	Depredador	
Caenis	Recol·lector	
Calopteryx	Depredador	
Ceratopogoninae	Depredador	Recol·lector
Chironomidae	Recol·lector	
Cladocera	Recol·lector	
Cloeon	Recol·lector	Brostejador
Coelambus	Depredador	
Cordulegaster	Depredador	
Cordulia aenea	Depredador	
Culex	Recol·lector	Filtrador
Cyrnus cf montserratii	Depredador	
Deronectes	Brostejador	
Dixa	Filtrador	
Dolichopodidae	Depredador	
Dryops	Triturador	
Dugesia	Depredador	
Dytiscus	Depredador	
Ecdyonurus	Brostejador	Recol·lector
Electrogena	Brostejador	Recol·lector
Elmis	Recol·lector	Brostejador
Empididae	Depredador	
Ephemerella	Recol·lector	
Ephydriidae	Recol·lector	Brostejador
Erpobdella	Depredador	
Esolus	Recol·lector	Brostejador
Forcipomyiinae	Depredador	Recol·lector
Gammaridae	Recol·lector	Triturador
Gerris	Depredador	
Gomphus	Depredador	
Gordius	Paràsit	
Gyrinus	Depredador	
Habrophlebia	Recol·lector	
Haliphus	Recol·lector	Triturador
Helobdella stagnalis	Depredador	Brostejador
Hemerodromiinae	Depredador	
Hemerodromiinae	Depredador	
Heptagenia	Brostejador	Recol·lector
Hydra	Depredador	
Hydracarina	Depredador	
Hydraena	Recol·lector	Depredador
Hydrobiidae	Recol·lector	Brostejador
Hydrometra	Depredador	
Hydrophilus	Depredador	Recol·lector
Hydroporus	Depredador	
Hydropsyche bulbifera	Filtrador	
Hydropsyche incognita	Filtrador	
Hydropsyche siltalai	Filtrador	
Hydroptila	Triturador	

Taxa	Estrat. principal	Estrat. secundària
Ischnura	Depredador	
Isoperla	Depredador	
Laccobius	Depredador	Recol·lector
Laccophilus	Depredador	
Limnobia	Recol·lector	Depredador
Limnephilus guadarramicus	Triturador	
Limoniidae	Depredador	Triturador
Lymnaea	Recol·lector	Brostejador
Meladema	Depredador	
Mesophylax aspersus	Triturador	
Mesovelia	Depredador	
Metalyse fragilis	Filtrador	
Micronecta	Recol·lector	Depredador
Mystacides azurea	Triturador	
Nemoura	Triturador	
Nepa cinerea	Depredador	
Notonecta	Depredador	
Oligochaeta	Recol·lector	
Onychogomphus	Depredador	
Ostracoda	Recol·lector	
Oulimnius	Recol·lector	Brostejador
Oxyethira	Triturador	
Paraleptophlebia	Recol·lector	
Peltodytes	Recol·lector	Triturador
Physa	Recol·lector	Brostejador
Planorbis	Recol·lector	Brostejador
Plectrocnemia	Depredador	
Polycentropus corniger	Depredador	
Polycentropus flavomaculatus	Depredador	
Polycentropus kingi	Depredador	
Potamopyrgus	Recol·lector	Brostejador
Protonemura	Triturador	
Pseudocentropilum pennulatum	Brostejador	
Psychodidae	Brostejador	Recol·lector
Pyrrhosoma nymphula	Depredador	
Rhyacophila dorsalis	Depredador	
Riolus	Recol·lector	Brostejador
Simuliidae	Filtrador	
Sphaerium	Filtrador	
Sphaerium	Filtrador	
Stenelmis	Recol·lector	Brostejador
Stictionectes	Depredador	
Stratiomyidae	Recol·lector	Brostejador
Tabanidae	Depredador	Recol·lector
Tinodes assimilis	Filtrador	
Tinodes dives	Filtrador	
Tinodes	Filtrador	
Tinodes waeneri	Filtrador	
Tinodes waeneri	Filtrador	
Tinodes waeneri	Filtrador	
Tipulidae	Triturador	Recol·lector
Valvata	Brostejador	
Wormaldia	Filtrador	