

# LA QUALITAT SANITÀRIA DE L'AIGUA ALS INCENDIS. EL CAS DELS RIUS A LA CATALUNYA CENTRAL

Xavier de las Heras i Cisa<sup>1</sup>

1. Escola Politècnica Superior d'Enginyeria de Manresa Universitat Politècnica de Catalunya·BarcelonaTech (UPC). Manresa (Bages). Fxavier.de.las.heras@upc.edu

## RESUM

Els incendis forestals són consubstancials al clima i la vegetació mediterrània. L'existència d'una massa forestal de l'ordre del 60% a Catalunya i l'increment d'aquesta conjuntament amb la seva escassa gestió forestal han propiciat el creixement d'episodis d'incendis forestals. A més s'hi s'afegeix el creixement d'episodis climàtics extrems deguts al canvi climàtic induït per l'increment del CO<sub>2</sub> base de l'era industrial. El clima mediterrani està associat a un règim hidrogràfic en el qual sequeres i aiguats han incrementat la seva freqüència.

La present comunicació pretén exemplificar aquest tret característic de la Catalunya central a las darreres dècades, a partir del mostreig de les aigües de la conca hidrogràfica del Llobregat en episodis d'incendis forestals. Tot i la possible incidència d'aquests episodis en la salut humana a través de l'aparició de concentracions elevades d'hidrocarburs aromàtics policíclics (HAPs) que són components carcinògens coneguts d'aigües contaminades. Aquestes no han representat un problema sanitari en la captació d'aigües per al consum humà ja que en els estudis descrits aquestes no sobrepassaren llindars perillosos per a la salut humana en base als paràmetres establerts per la legislació europea.

En aquesta comunicació es mesuren les concentracions d'hidrocarburs aromàtics policíclics trobades en el sistema fluvial del Llobregat a les comarques del Bages nord. Aquests compostos foren extrets de les aigües mostrejades mitjançant extracció amb dissolvents orgànics i fraccionament per cromatografia. Posteriorment foren analitzats mitjançant la tècnica de cromatografia de gasos acoblada a l'espectrometria de masses així com quantificades emprant el mètode del patró intern.

**PARAULES CLAU:** Aigua, incendis forestals, Catalunya central, rius, hidrocarburs aromàtics policíclics

## INTRODUCCIÓ

Els hidrocarburs aromàtics policíclics (PAHs) són un grup de compostos de gran preocupació mediambiental, ja que estan catalogats a la llista de contaminants prioritaris de la Unió Europea (Directiva Marc de l'Aigua, 2000) per ser mutagènics, cancerígens i teratogènics (IARC, 1991). Els PAH s'introdueixen en el medi ambient principalment a través de processos de combustió antropogènics o naturals. Les fonts antropogèniques inclouen la combustió de combustibles fòssils, incloent centrals elèctriques, calderes industrials, incineradores, mitjans de transport, sistemes de calefacció comercials i

industrials (Baek et al., 1991). Els processos de combustió natural com els incendis forestals produeixen grans quantitats de PAHs (Simoneit, 1999). A causa de les diferents propietats fisicoquímiques dels PAH, tendeixen a interactuar de manera diferent amb la matèria suspesa, els sediments i la biota (Broman et al., 1996; Zhou i Rowland, 1997) i estan subjectes a diverses transformacions, com la volatilització, la biodegradació i la degradació fotoquímica en el sòl (Kamens et al., 1988; Schwarzenbach et al., 1993), així com sediments i aigües.

La regió mediterrània està fortament afectada pels incendis forestals, cada any més de 50.000 incendis cremen una mitjana estimada de 600.000 a 800.000 ha, una àrea comparable a l'illa de Còrsega, i representa un 1,3-1,7% del total dels boscos mediterranis . Mentre que els incendis a petita escala poden formar part de la dinàmica natural i la gestió de les fonts naturals, els incendis forestals extensos a la regió mediterrània han augmentat significativament durant les últimes dècades. Els països mediterranis de la UE -Espanya, Portugal, Itàlia i Grècia- han estat particularment afectats: la mitjana de la superfície total cremada d'aquests països s'ha quadruplicat des dels anys 60. Com a conseqüència de la intensificació dels incendis forestals, s'ha reduït la capacitat dels ecosistemes mediterranis per regenerar-se naturalment en molts àmbits, mentre que les àrees extensives es veuen afectades per la pèrdua de biodiversitat, l'erosió del sòl i l'escassetat d'aigua. De fet, els incendis forestals agreugen l'erosió del sòl, que en última instància condueix a la desertificació (EEE, 2003). Això també comporta enormes despeses econòmiques. Entre 1973 i 1998 a Catalunya, els incendis forestals van afectar el 14% de la superfície. Un dels 1217 incendis de Catalunya ocorreguts durant l'any 1994 va ser a la conca hidrogràfica del Llobregat, que va afectar a 30.000 ha del total de les terres de 76.625 ha cremades a Catalunya aquell estiu.

Per avaluar l'impacte dels incendis forestals a la zona afectada, es van mesurar 12 PAH primaris en aigües riberes, així com en mostres de cendres i sediments a la conca hidrogràfica del Llobregat (que proporciona aigua potable a Barcelona i la seva àrea metropolitana). Es comparen els resultats obtinguts després d'un ampli incendi forestal i les primeres pluges de tardor i s'interpreta la seva evolució.

S'han dedicat força treballs a la influència dels incendis forestals en mostres d'aerosols (Ramdahl, 1983; Okuda et al., 2002) i en sediments i sòls (Kim et al., 2003). Però Olivella et al., (2006) estudien les concentracions de PAH a les aigües fluvials després d'haver estat afectades per un impacte directe de la deposició de cendres i l'erosió deguda a incendis forestals.

## **MATERIAL I MÈTODES**

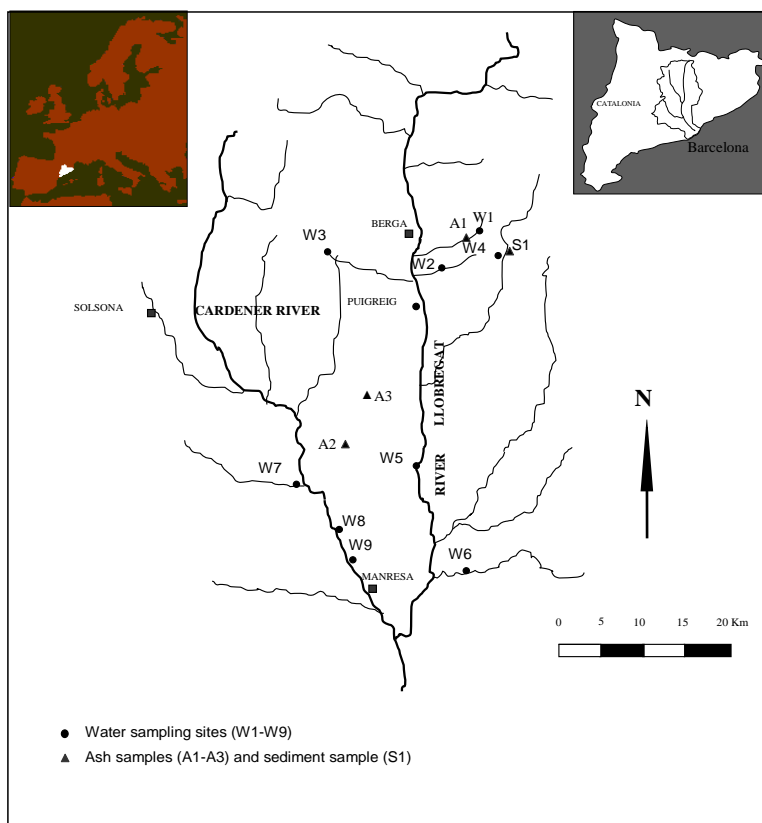
### **2.1. Àrea d'investigació i mostreig**

La conca hidrogràfica del Llobregat es troba a Catalunya (Figura 1). El riu Llobregat és alimentat per diversos afluents en diferents vessants, els principals són els rius Cardener i Anoia. El Llobregat és un riu curt (157 Km) procedent de Castellar de N'Hug (1295 m d'altitud) i circula per poblacions predominantment industrials (Berga i Manresa), després de les quals les aigües mixtes flueixen cap al mar Mediterrani. El riu Llobregat drena una superfície de 4948 km<sup>2</sup> amb fluxos mitjans que oscil·len entre 2,3 m<sup>3</sup>/s i 6 m<sup>3</sup>/s. El clima mediterrani sobre la conca del Llobregat es caracteritza per estius secs i hiverns i tardors i

fonts de pluges. Durant els incendis forestals que es van produir la primera setmana de juliol de 1994, les zones de Llobregat i Cardener van ser les més afectades i van ser cremades unes 30 000 ha de boscos dominats per coníferes. Per tant, les seves aigües reben l'impacte directe de la deposició d'aerosols i l'erosió de cendres.

Es van recollir un total de nou punts de mostreig (W1-W9 a la Figura 1) en aigües situades a la conca hidrogràfica del Llobregat: es van recollir W1, W2, W4-W6 al riu Llobregat i W3, W7-W9 al riu Cardener. Una temperatura aproximada d'aquestes aigües riberes varia entre 20-24°C a l'estiu. Per avaluar la contribució de PAH a les aigües per les cendres dipositades als sòls forestals i durant la descàrrega de precipitacions a la part inferior del cos d'aigua, es van analitzar PAH després de les primeres precipitacions que es van produir a finals de setembre. Es van seleccionar tres dates de mostreig: del 4 al 6 d'agost de 1994, aproximadament un mes després dels incendis forestals sense precipitacions durant el mes. El 26 de setembre de 1994, després de les primeres pluges fortes de tardor (31 L/m<sup>2</sup>, precipitació anual mitjana de 605 L/m<sup>2</sup>). I el 17 de gener de 1995, uns 6 mesos després dels incendis forestals es va tornar a mostrejar els mateixos punts de les aigües fluvials.

FIGURA 1. Mapa de la conca hidrogràfica del riu Llobregat amb els punts de mostreig.



## 2.2.Extracció i anàlisi

El procediment d'extracció realitzat sobre mostres d'aigua es descriu a Olivella et al., (2006). El procediment analític per a l'extracció de mostres de cendres i sediments és similar al que s'aplica per a l'extracció de carboni de fracció soluble descrita detalladament

en altres llocs (Gorchs et al., 2003). Es va realitzar una extracció discontinua líquida-líquida amb 100 mL de diclorometà a 0,5-1 L de mostres d'aigua. Els extractes eren rotoevaporats i netejats en una pipeta Pasteur amb 0,5 g d'alumina activada (200 °C, 12 h) i 0,5 g de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (120 °C, 12 h) per tal d'eliminar les petites quantitats d'aigua. La pipeta Pasteur va ser primer condicionada amb 1 mL de diclorometà. Els extractes es van passar a través de la columna i els PAH es van eluir amb 5 ml de diclorometà. L'eluit es va evaporar a sequedat en flux de N<sub>2</sub> i després es va transferir a un ampolla d'ampolla d'1 mL. Es va elaborar un blanc a partir d'1 litre d'aigua de MilliQ per comprovar si hi havia interferències i contaminacions creuades. El límit de detecció calculat en el mode de monitorització de ions seleccionat (SIM) va ser de 0,02 ng/L per mostres d'aigua. A les mostres s'hi afegia antracè d'10 per quantificar els PAH. Es va utilitzar un patró Chromlab com estàndard durant la quantificació. L'eficiència de recuperació dels 12 PAHs en aigua estava en el rang de 61-95%. El límit de detecció va ser en el mode de monitorització de ions seleccionat (SIM) de 0,01 ng/L per mostres d'aigua. El volum de mostra injectat va ser de 1 µL.

Els PAH es van determinar mitjançant cromatografia de gas (CG) acoblada a espectrometria de masses (EM) mitjançant un instrument Fisons MD-800. La separació GC es va realitzar en una columna DB-5ms (30 m x 0.25 mm d.i., gruix de la pel·lícula 0,25 µm).

Les condicions cromatogràfiques eren: programa de temperatura de 60 °C a 150 °C a 15°C/min a partir de 150°C a 300°C a 5°C/min i a 300 °C durant 15 min; Temperatura d'injector de 275°C i heli com a gas portador. Les temperatures de EM van ser: font d'ions 200°C i analitzador 230°C. L'espectròmetre de masses va ser operat en un mode de monitorització de ions seleccionats, m/z 128, 178, 202, 228, 252, 276 i 278 per a aigües fluvials i escombrat complet per a les mostres de cendres i sediments.

## RESULTATS I DISCUSSIÓ

Aquesta comunicació presenta resultats d'anàlisi de 12 PAH identificats i quantificats en aigües fluvials. Tal com es mostra a la Taula 1, els PAH totals determinades a les aigües mostrades a l'agost (1 mes després dels incendis forestals) van des de 2 ng/L a W2 a 336 ng/L a la W6 del riu Llobregat i pel riu Cardener (Taula 2) des de 11 ng/L a W8 a 155 ng/L a la W7. Mentre que després de fortes pluges ocorregudes al setembre, aquests valors van disminuir significativament a causa de l'efecte de dilució a 0,2 ng/L en W1 a 7,2 ng/L en W5 en el riu Llobregat (Taula 1) i de 0,3 ng/L en W8 a 31 ng/L a W9, al riu Cardener (taula 2). Al gener, les concentracions totals de PAH van des de 9 ng/L a W2 a 73 ng/L a W6 del riu Llobregat i des de 29 ng/L a W8 a 68 ng/L a la W9 del riu Cardener. Aquests resultats indiquen que, tot i que l'elevada quantitat de cendres generades pels incendis forestals, dipositades sobre boscos terrestres i posteriorment descarregades a les aigües a causa de l'erosió, la concentració de PAH totals disminuir probablement a causa de l'efecte de dilució per les fortes precipitacions ocorregudes al setembre i la degradació natural per fotooxidació, principalment les altes temperatures assolides en aquest estiu (temperatura mitjana durant els incendis forestals 29,8°C).

El procés de descomposició s'accelera amb esdeveniments atmosfèrics com ara temperatures d'alta intensitat solar i humitat (Kamens et al., 1988), però també a causa de la ràpida biodegradació a les aigües (Hutchins et al., 1991; Lovley et al., 1994). En canvi, es

va observar una tendència creixent en els PAH totals després de les precipitacions a W9, al riu Cardener, que va de 14 ng/L a l'agost i 31 ng/L de setembre a 68 ng/L de gener (taula 2).

TAULA 1. Concentracions de PAHs en ng/L a sis punts de mostreig (W1-W6) del riu Llobregat i tributaris a l'agost, 1994; setembre, 1994 i gener, 1995. Abreujaments de compostos: fenantrè (PHE), antracè (ANT), fluorantè (FLT), pirè (PYR), benzo(a)antracè (BaA), crisè+trifenilè (CHR), benzo(b)fluorantè (BbF), benzo(k)fluorantè (BkF), benzo(a)pirè (BAP), dibenzo(a,h)antracè (DBA), benzo(g,h,i)perilè (BGP), indeno(1,2,3-cd)pirè (IND).

| Mostreig | W1  |      |      | W2   |      |     | W3  |      |     | W4  |      |     | W5  |     |     | W6  |      |     |
|----------|-----|------|------|------|------|-----|-----|------|-----|-----|------|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|
|          | Ag  | Set  | Gen  | Ag   | Set  | Gen | Ag  | Set  | Gen | Ag  | Set  | Gen | Ag  | Set | Gen | Ag  | Set  | Gen |
| PHE      | 88  | 0.1  | 2    | 1.4  | 1    | 2.3 | 5   | 0.5  | 1.1 | 1.3 | 0.3  | 4.2 | 3   | 1.6 | 2.8 | 29  | 0.5  | 7.9 |
| ANT      | 56  | 0.01 | 0.6  | 0.04 | 0.04 | 0.3 | 0.4 | 0.1  | 0.9 | 1   | 0.03 | 0.8 | 2   | 0.3 | 0.8 | 26  | 0.05 | 1.9 |
| FLT      | 5   | 0.02 | 1.2  | 0.09 | 0.02 | 1   | 3   | 0.05 | 1   | 0.2 | 0.02 | 2.8 | 0.8 | 0.3 | 1.4 | 34  | 0.04 | 5.4 |
| PYR      | 8   | 0.02 | 1.3  | 0.05 | 0.02 | 0.8 | 25  | 0.03 | 2.6 | 0.3 | 0.02 | 3.1 | 0.9 | 0.6 | 2.3 | 235 | 0.03 | 5   |
| BaA      | 0.4 | nd   | 1    | nd   | nd   | 0.7 | nd  | nd   | 1.1 | nd  | nd   | 21  | 13  | 0.5 | 1.2 | nd  | nd   | 11  |
| CHR      | 1.4 | 0.06 | 4.1  | 0.3  | 0.03 | 2.2 | 12  | 0.05 | 5.4 | 2   | 0.01 | 7.5 | 21  | 1   | 5.0 | 12  | 0.1  | 21  |
| BbF      | 0.2 | nd   | 0.6  | 0.03 | nd   | 0.7 | nd  | nd   | 1.3 | nd  | nd   | 2.6 | 23  | 0.8 | 1.8 | nd  | 0.03 | 8.5 |
| BkF      | 0.3 | nd   | 0.09 | nd   | nd   | 0.2 | nd  | nd   | 0.3 | 0.6 | nd   | 0.6 | 9   | 0.2 | 0.3 | nd  | nd   | 1.5 |
| BAP      | 0.2 | nd   | 0.4  | nd   | nd   | 0.4 | nd  | nd   | 0.7 | 0.3 | nd   | 1.3 | 3   | 0.2 | 1.1 | nd  | nd   | 4.7 |
| DBA      | nd  | nd   | 0.09 | nd   | nd   | 0.2 | nd  | nd   | 0.1 | nd  | nd   | 0.2 | 1.5 | 0.3 | 0.2 | nd  | nd   | 1.5 |
| IND      | nd  | nd   | 0.2  | 0.02 | nd   | 0.2 | nd  | 0.03 | 0.5 | nd  | nd   | 0.5 | 8   | 0.8 | 0.5 | nd  | 0.02 | 1.9 |
| BGP      | nd  | nd   | 0.24 | 0.03 | nd   | 0.4 | nd  | nd   | 0.7 | nd  | nd   | 0.6 | 11  | 0.6 | 0.8 | nd  | 0.03 | 3.1 |
| Total    | 160 | 0.2  | 12   | 2    | 1.1  | 9   | 45  | 0.8  | 16  | 6   | 0.4  | 46  | 95  | 7.2 | 18  | 336 | 0.8  | 73  |

n.d. no detectat, per sota del límit de detecció.

TAULA 2. Concentracions de PAHs en ng/L a tres punts de mostreig (W7-W9) del riu Cardener i tributaris a l'agost, 1994; setembre, 1994 i gener, 1995. Compostos i abreujaments a la Taula 1.

| Mostreig | W7  |      |     | W8   |      |     | W9  |     |      |
|----------|-----|------|-----|------|------|-----|-----|-----|------|
|          | Ag  | Set  | Gen | Ag   | Set  | Gen | Ag  | Set | Gen  |
| PHE      | 60  | 0.5  | 8.7 | 1.1  | 0.1  | 7.1 | 4   | 6   | 4.3  |
| ANT      | 28  | 0.08 | 0.9 | 0.08 | nd   | 0.3 | 1.1 | 1   | 2.9  |
| FLT      | 10  | 0.08 | 3   | 0.2  | 0.03 | 9.1 | 0.5 | 2   | 4.6  |
| PYR      | 44  | 0.2  | 2.4 | 0.1  | 0.02 | 4.5 | 0.2 | 8   | 10.3 |
| BaA      | 0.2 | 0.08 | 2.8 | 0.2  | nd   | 1.4 | 6   | 4   | 2.6  |
| CHR      | 9   | 0.2  | 8.5 | 8    | 0.02 | 3.7 | nd  | 3   | 25   |
| BbF      | 1.5 | 0.1  | 2.4 | 0.3  | 0.02 | 1.3 | nd  | 2   | 6.4  |
| BkF      | 0.2 | 0.02 | 0.5 | nd   | nd   | 0.3 | 0.6 | 0.4 | 2.1  |
| BAP      | 0.7 | 0.2  | 1.3 | 0.1  | nd   | 0.6 | 0.4 | 2   | 3.6  |
| DBA      | nd  | 0.06 | 0.2 | nd   | nd   | 0.1 | nd  | 0.6 | 0.2  |
| IND      | 1.1 | 0.1  | 0.3 | 0.3  | 0.03 | 0.4 | 0.3 | 1.1 | 2.1  |
| BGP      | nd  | 0.09 | 0.3 | 0.3  | 0.03 | 0.6 | 0.4 | 0.8 | 3.8  |
| Total    | 155 | 1.7  | 31  | 11   | 0.3  | 29  | 14  | 31  | 68   |

n.d. no detectat, per sota del límit de detecció.

Aquest fet inusual podria atribuir-se probablement a la fuga accidental o a l'abocament d'aigües residuals industrials durant els esdeveniments de pluges com a forma de netejar els dipòsits industrials que contenen petroli, aprofitant l'efecte de dilució per la pluja. En termes de composició PAH individual, en la majoria dels llocs de mostreig a l'agost (1 mes després dels incendis forestals) es van caracteritzar per un predomini dels PAH de baix pes com el fenantrè a W1 (88 ng/L), W2 (1,4 ng/L), W7 (60 ng/L) i piren en W3 (25 ng/L) i W6 (235 ng/L). En canvi, a W4 i W9, el perfil de PAH estava dominat pels PAH mitjans com el crisè + trifenilè (2 ng/L) i el benzo (a) antracè (6 ng/L), respectivament; Un PAH d'alta molecular (benzo (b) fluorantè) dominat en W5 (23 ng/L). S'observa l'alta concentració de pirè (235 ng/L) que es troba a W6, probablement perquè aquest lloc és un abocador caracteritzat per l'absència de circulació d'aigua durant aquest estiu. La concentració de pirè es va reduir a 0,03 ng/L al setembre en aquest lloc a causa dels efectes de dilució. Al setembre, després de la primera tardor, fortes precipitacions, el perfil de PAH estava clarament dominat pels PAH baixos moleculars com el fenantrè en gairebé tots els llocs de mostreig, excepte el W9. El pirè era el compost dominant en aquest lloc. Al gener, la distribució de PAH es va mostrar predominant pels PAHs de pes mitjà, com ara crisè + trifenilè a W1 (4,1 ng/L), W3 (5,4 ng/L), W5 (5 ng/L), W6 (21 ng/L) i W9 (25 ng/L); Benzo(a)antracè a W4 (21 ng/L) i els PAH de baix pes, com el fenantrè a W2 (2,3 ng/L) i W7 (8,7 ng/L) i fluorantè a W8 (9,1 ng/L).

En general, a l'agost, la distribució de PAH va mostrar una distribució de PAH dominada per 4 anells (en W3-W6, W8, W9) seguit de 3 anells (en W1, W2, W7), mentre que en PAHs de 3 anells estaven dominant en tots els punts de mostreig, excepte W5, W9 i al gener es va mostrar un clar predomini dels PAH de 4 anells en tots els llocs de mostreig. En tots els llocs de mostreig i les dates de mostreig mesurades, la suma dels cinc PAHs (fluorantè, benzo(b)fluorantè, benzo(k)fluorantè, benzo(a)pirè, benzo(ghi)perilè i indeno(1,2,3-cd)pirè) esmentats a la Comunitat Europea La Directiva 80/778/CEE va ser inferior a 200 ng/L, límit per a aigua potable. Els nivells màxims de la suma d'aquests PAH en aigües superficials poden arribar a 1 µg/L, depenent dels processos de tractament d'aigües superficials. La suma d'aquests PAH va assolir els valors més alts a l'agost a W5 (55 ng/L) i W6 (34 ng/L) i al gener a W6 (25 ng/L) i W9 (22 ng/L) probablement a causa que aquests llocs (W5-W9) reben efluent produïts per diverses indústries locals, principalment (tèxtils, tractament de fusta, prefabricats d'asfalt, escorxador).

Tot i que la comparació directa de dades bibliogràfiques és difícil a causa de les diferències en el mostreig i els mètodes analítics utilitzats, és evident que les concentracions de PAH trobades en aquest treball són diverses magnituds superiors a les detectades en aigües costaneres del mar Egeu (Maldonado et al., 1999), el mar Bàltic (Broman et al., 1991) i el Llac Redó (Vilanova et al., 2001) (Taula 3). Per contra, hi ha diverses magnituds inferiors a les detectades a Daya Bay, Xina (Zhou et al., 2003) i Estuari de Rio de la Plata (Colombo et al., 1989). En comparació amb altres sistemes d'aigua dolça, les concentracions de PAH trobades en aquest estudi sota la influència dels incendis forestals (a l'agost, 1 mes després

dels incendis forestals) són de la mateixa magnitud que les que es troben als rius d'Imathia, una província grega del centre de Macedònia (Manoli et al., 2000) i al riu Sena (Fernandes et al., 1997). Al gener (6 mesos després dels incendis forestals) són semblants als que es troben al port de Hamilton (Michor et al., 1996) i al riu St. Lawrence (Pham et al., 1993), més alts que es troben al riu Niagara (Michor et al., 1996), i més baixos en comparació amb els nivells de PAH del riu Sena (Fernandes et al., 1997). La suma dels PAH totals trobats en aigües sota la influència dels incendis forestals augmenta en un factor de 3 en comparació amb els nivells de PAH mesurats al gener (taula 3).

TAULA 3.- Sumari de concentracions (ng/L) de 12 PAH d'aigües superficials de diferents sistemes aquàtics mundials.

| <i>Localització</i>                   | <i>Data de mostreig</i> | <i>Rang<br/>(ng/L)</i> | <i>Mitjana±SD<br/>(ng/L)</i> | <i>Referència</i>           |
|---------------------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| Mar Egeu (Mediterrània)               |                         | 0.113-0.489            | 0.216                        | Maldonado et al., 1999      |
| Baltic Sea                            | Juny, 1988              | 0.33-1.04              | 0.68±0.16                    | Broman et al., 1991         |
| Rius de la Macedònia Central (Grècia) | Juliol, 1996            | 58-139                 | 87±21                        | Manoli et al., 2000         |
| <i>Chesapeake Bay</i>                 |                         |                        |                              |                             |
| Riu York                              | Gen, 1994-Maig, 1995    |                        | 64                           | Gustafson and Dickhut, 1997 |
| Riu Elisabeth                         | Gen, 1994-Maig, 1995    |                        | 10                           | Gustafson and Dickhut, 1997 |
| Daya Bay, China                       | Agost, 1999             | 4123-9044              | 7305                         | Zhou et al., 2003           |
| Fort Eire (Riu Niagara)               |                         |                        | 16±2                         | Michor et al., 1996         |
| Grinstone Creek (EUA)                 |                         |                        | 52±2                         | Michor et al., 1996         |
| Hamilton Harbour (Llac Ontario, EUA)  |                         |                        | 31±1.5                       | Michor et al., 1996         |
| Harbor Estuary, USA                   | Juliol, 1998            | 14-72                  | 39±46                        | Gigliotti et al., 2002      |
| Llac Redó (Pirineus)                  | Juliol 1996-Feb, 1998   |                        | 0.69                         | Vilanova et al., 2001       |
| Llobregat conca hidrogràfica          | Agost, 1994             | 3.8-838                | 92±111                       | Olivella et al., 2006       |
|                                       | Setembre, 1994          | 0.2-31                 | 4.8±10                       | Olivella et al., 2006       |
|                                       | Gener, 1995             | 8-100                  | 34±24                        | Olivella et al., 2006       |
| Riu i estuari del Sena, França        | Octubre, 1993           | 5-317                  | 138±109                      | Fernandes et al., 1997      |
| Riu St. Lawrence (Canadà)             | Maig, 1991              | 3.5-45                 | 18±13                        | Pham et al., 1993           |
|                                       | Abril, 1991             | 6-46                   | 28±15                        | Pham et al., 1993           |
|                                       | Octubre, 1990           | 7-87                   | 21±20                        | Pham et al., 1993           |

## CONCLUSIONS

La lixiviació excepcional de les cendres a causa de l'augment de l'erosió durant les precipitacions de tardor a les zones forestals cremades va proporcionar baixos nivells d'hidrocarburs aromàtics policíclics (PAH) en aigües fluvials recollides a la conca hidrogràfica del Llobregat. En tots els llocs de mostreig i en totes les dates de mostreig recollides, els nivells de PAH es trobaven per sota del límit establert per la Comunitat Europea per a l'aigua de beguda.

La suma dels 12 PAH primaris que es van determinar a les aigües fluvials mostrejades a l'agost (1 mes després dels incendis forestals) era de 92±111 ng/L, mentre que després de les fortes pluges ocorregudes al setembre, aquest valor es va reduir a 4,8±10 ng/L i al gener (6 mesos després dels incendis forestals) va ser de 34±24 ng/L. D'aquesta manera, el sumatori dels PAH en aigües sota la influència dels incendis forestals augmenta un factor de 3. La disminució dels nivells de PAH al setembre probablement es pot atribuir a la forta degradació dels PAH per agents atmosfèrics com la temperatura i la humitat i també la

dilució efectiva per les pluges. A l'agost, els compostos dominants eren PAHs de 4 anells i 3 anells, mentre que al setembre eren PAH de 3 anells i PAHs de 4 pel gener. Els compostos dominants foren fenantrè, crisè+trifenilè i pirè.

## REFERÈNCIES

BAEK SO; FIELD RA; GOLDSTONE ME; KIRK PW; LESTER JN; PERRY R. "A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behaviour". *Water, Air and Soil Pollution*, núm. 60 (1991), p. 279-300.

BROMAN D; NÄF C; ROLFF C; ZEBÜHR Y. "Occurrence and dynamics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and polycyclic hydrocarbons in the mixed surface layer of remote coastal and offshore waters of the Baltic". *Environmental Science & Technology*, núm. 25 (1991), p. 1850-1864.

BROMAN D; NAF C; AXELMAN J; BANDH C; PETTERSEN H; JOHNSTONE R; WALLBERG P. "Significance of bacteria in marine waters for the distribution of hydrophobic organic contaminants". *Environmental Science & Technology*, núm.30 (1996), p. 1238-1241.

COLOMBO JC; PELLETIER E; BROCHU C; KHALIL M. "Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic distribution indexes. Case study, p.Rio de La Plata Estuary, Argentina". *Environmental Science & Technology*, núm. 23 (1989), p. 888-894.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). "Europe's environment- The Third Assessment. Assessment and reporting on soil erosion". Technical report no 94, 2003.

FERNANDES MB; SICRE MA; BOIREAU A; TRONSYNSKI J. "Polyaromatic hydrocarbon (PAH) distributions in the Seine River and its estuary". *Marine Pollution Bulletin* núm. 34 (1997), p. 857-867.

GIGLIOTTI CL; BRUNCIK PA; DACHS J; GLENN IV TR; NELSON ED; TOTTEN LA; EISENREICH SJ. "Air-water exchange of polycyclic aromatic hydrocarbons in the New York-New Jersey Harbor estuary, USA". *Environment Toxicology and Chemistry*, núm. 21 (2002), p. 235-244.

GORCHS R; OLIVELLA MA; DE LAS HERAS FXC. "New aromatic biomarkers in sulfur-rich coals". *Organic Geochemistry*, núm. 34 (2003), p. 1627-1633.

GUSTAFSON KE; DICKHUT RM. "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in southern Chesapeake Bay surface water: evaluation of three methods for determining freely dissolved water concentrations". *Environment Toxicology and Chemistry*, núm. 16 (1997), p. 452-461.



HUTCHINS SR; SEWELL GW; KOVACS DA; SMITH GA. "Biodegradation of aromatic hydrocarbons by aquifer microorganisms under denitrifying conditions". *Environmental Science & Technology*, núm. 25 (1991), p. 68-76.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). "Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans". Vol. 43-53, Lyon, 1991.

KAMENS RM; GUO Z; FULCHER JN; BELL DA. "Influence of humidity, sunlight and temperature on the daytime decay of polycyclic hydrocarbons on atmospheric soot particles". *Environmental Science & Technology*, núm. 22 (1988), p.103-108.

LOVLEY DR; WOODWARD JC; CHAPELLE FH. "Stimulated anoxic degradation of aromatic hydrocarbons using Fe(III) ligands". *Nature*, núm. 370 (1994), p. 128-131.

MALDONADO C; BAYONA JM; BODINEAU L. "Sources, distribution and water column processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the Northwestern Black Sea water". *Environmental Science & Technology*, núm. 33 (1999), p. 2693-2702.

MANOLI E; SAMARA C; KONSTANTINOI I; ALBANIS T. "Polycyclic aromatic hydrocarbons in the bulk precipitation and surface waters of Northern Greece". *Chemosphere*, núm. 41 (2000), p. 1845-1855.

MICHOR G; CARRON J; BRUCE S; CANCELLA DA. "Analysis of 23 polynuclear aromatic hydrocarbons from natural water at the sub-ng/l level using solid-phase disk extraction and mass selective detection". *Journal of Chromatography*, núm. 732 (1996), p. 85-99.

OKUDA T; KUMATA H; ZAKARIA MP; NARAOKA H; ISHIWATARI R; TAKADA H. "Source identification of Malaysian atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons nearby forest fires using molecular isotopic compositions". *Atmospheric Environment*, núm. 36 (2002), p. 611-618.

OLIVELLA M; RIBALTA T; FEBRER AR; MOLLET J; DE LAS HERAS F.X.C. "Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine waters after mediterranean forest fires". *Science of the total environment*, núm. 355, 1-3 (2006), p. 156-166.

PHAM T; LUM K; LEMIEUX C. "Sources of PAHs in the St. Lawrence river (Canada) and their relative importance". *Chemosphere*, núm. 27 (1993), p. 1137-1149.

RAMDAHL T. "Retene a molecular marker of wood combustion in ambient air". *Nature*, núm. 306 (1983), p. 580-583.

SCHWARZENBACH RP; GSCHWEND PM; IMBODEN DM. Environmental organic chemistry. John Wiley & sons, New York, 1993.

SIMONEIT BRT. "A review of biomarker compounds as source indicators and tracers for air pollution". *Environmental Science and Pollution Research*, núm. 6 (1999), p. 159-169.

VILANOVA RM; FERNÁNDEZ P; MARTÍNEZ C; GRIMALT J. “Polycyclic aromatic hydrocarbons in remote mountain lake waters”. *Water Research*, núm. 35 (2001), p. 3916-3926.

WATER FRAMEWORK DIRECTIVE, Off. *Journal of the European Community*, 2000, Directive 2000/60/EC.

ZHOU JL; ROWLAND SJ. “Evaluation of the interactions between hydrophobic organic pollutants and suspended particles in estuarine waters”. *Water Research*, núm. 31 (1997), p. 1708-1718.

ZHOU JL; MASKAOUI K. “Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China”. *Environmental Pollution*, núm. 121 (2003), p. 269-281.