

## **Les polluants organiques persistants dans la Seine : dynamique spatio- temporelle & transfert vers le compartiment biologique**

Pierre Labadie<sup>1\*</sup>, Gabriel Munoz<sup>1</sup>, Laurent Peluhet<sup>1</sup>, Lise Fechner<sup>2</sup>, Olivier Geffard<sup>3</sup>,  
Hélène Budzinski<sup>1</sup>

<sup>1</sup> UMR EPOC 5805, CNRS/ Université de Bordeaux, Talence

<sup>2</sup> Irstea Antony, UR HBAN, Antony

<sup>3</sup> Irstea Lyon, MALY, Lyon

\* <mailto:p.labadie@epoc.u-bordeaux1.fr>

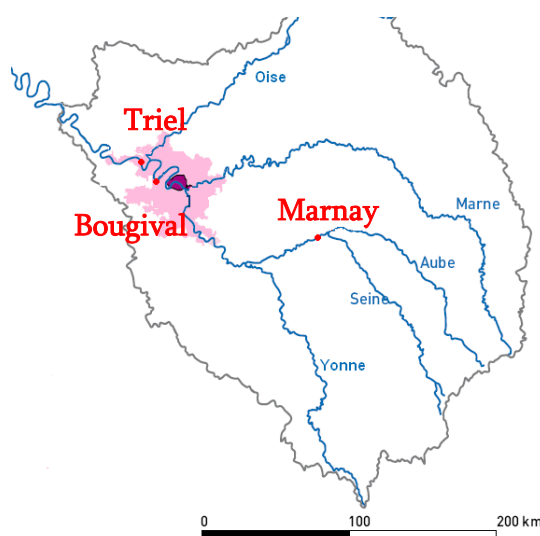
Ces travaux s'inscrivent dans l'axe 4 : "les déterminants de la qualité écologique du milieu aquatique" de la phase 6 du PIREN-Seine, plus précisément dans l'action « 2.3 : les modes de contamination des organismes ». Les actions de recherche entreprises depuis 2011 visaient à :

- contribuer à la caractérisation de la pression chimique associée à la présence des micropolluants organiques persistants dans différents compartiments abiotiques (colonne d'eau et sédiment)
- déterminer les variations spatio-temporelles de cette contamination sur un transect longitudinal de l'amont à l'aval de l'agglomération parisienne
- étudier le processus de bioaccumulation chez deux modèles biologiques situés à la base du réseau trophique fluvial, le biofilm périphytique et le gammare (*G. fossarum*).

Dans cette optique, trois sites ayant déjà fait l'objet de nombreuses campagnes de suivi dans le cadre du PIREN-Seine ont été choisis sur l'axe fluvial de la Seine, à l'amont et à l'aval de Paris pour étudier la dynamique spatio-temporelle des micropolluants organiques et leur bioaccumulation.

### **1 Sites d'étude et stratégie d'échantillonnage**

Les trois sites choisis pour cette campagne sont situés à l'amont (Marnay, à environ 200 km de Paris) et à l'aval (Bougival et Triel) de Paris, sur l'axe fluvial de la Seine ; le site de Triel est situé à l'aval de l'ensemble des principaux rejets d'assainissement de l'agglomération parisienne et de la confluence entre la Seine et l'Oise (figure 1). Des niveaux de contamination contrastés ont déjà été observés sur ces stations, tant pour les éléments traces métalliques (Priadi et al., 2011) que pour différentes familles de micropolluants organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les éthers de biphényles polybromés (PBDE) ou les phtalates (Teil et al., 2013 ; Teil et al., 2014).



**Figure 1 : Localisation des trois sites d'étude**

Quatre campagnes d'une durée d'un mois ont été réalisées en août-septembre 2011, mars-avril 2012, juin-juillet 2012 et novembre-décembre 2012. Lors de chaque campagne, un échantillon composite de sédiment de surface a été prélevé, ainsi que deux à quatre échantillons d'eau de surface. En parallèle, pour chacune des trois premières campagnes, des gammare (*G. fossarum*) provenant d'une population préalablement caractérisée par le laboratoire d'écotoxicologie d'Irstea Lyon (Besse et al., 2013) ont été transplantés pendant une semaine sur chaque site d'étude. Enfin, des échantillons de biofilm périphytique ont été prélevés à l'occasion de chaque campagne, après colonisation de supports artificiels (membranes en polyéthylène basse densité, LDPE) immergés dans la Seine durant quatre semaines.

Les familles de contaminants ciblées dans le cadre de ce travail étaient les suivantes : HAP, PCB, pesticides organochlorés (OCP) et composés perfluoroalkylés (PFAS).

Les niveaux de PFAS ont été déterminés dans la phase dissoute de la colonne d'eau, le sédiment et le périphyton. Les dosages dans les gammare n'ont pas été réalisés pour cette famille en raison de niveaux de contamination trop élevés dans la population de *G. fossarum* utilisée pour la transplantation. Les contaminants hydrophobes ont été dosés dans le sédiment, les gammare et le périphyton.

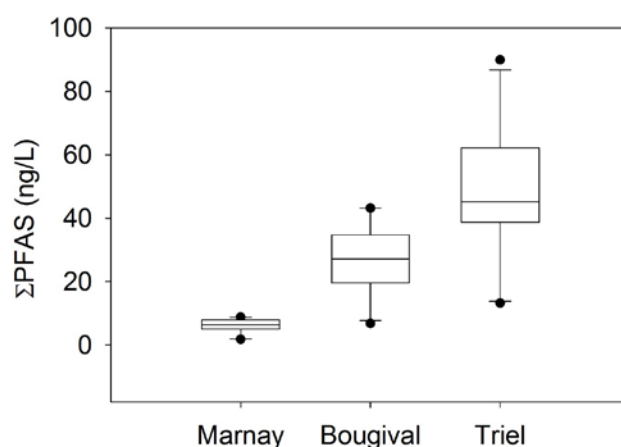
Concernant les PFAS, les échantillons de phase dissoute ont été extraits par extraction solide/liquide (SPE) sur cartouche polymérique greffée avec des groupements échangeurs d'anions faibles (Phenomenex Strata X-AW). Les extraits obtenus sont reconcentrés puis analysés par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS) (adapté de Labadie et Chevreuil, 2011). En parallèle, les échantillons solides sont extraits par micro-ondes et les extraits obtenus sont purifiés sur graphite puis analysés par LC-MS/MS. Vingt composés ont été dosés : PFBA, PFPA, PFHxA, PFBS, PFHpA, PFOA, PFHxS, PFNA, PFHpS, PFDA, R-PFOS, L-PFOS, PFUnA, PFDaA, PFDS, PFTTrDA, PFTeDA, FOSA, MeFOSA et EtFOSA.

HAP, PCB et OCP ont été extraits des matrices solides par micro-ondes dans le dichlorométhane. Les extraits obtenus ont été purifiés par chromatographie d'adsorption et la quantification a été réalisée par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (HAP) ou à la détection par capture d'électron (PCB et OCP). Dix-sept HAP ont été dosés (naphtalène, acénaphthylène, acénaphène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène +Triphène, Benzo(b,k)Fluoranthène, Benzo(e)pyrène, Benzo(a)pyrène, Perylène, Indeno(1,2,3)pyrène, Benzo(g,h,i)perylène et DahA), ainsi que les sept PCB indicateurs (CB 50+28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 153, CB 138, CB 180) et treize pesticides organochlorés (HCB,  $\gamma$ -HCH, Heptachlor, Heptachlore epoxide, 2,4' DDE, cis-chlordane, trans-nonachlor, 4,4' DDE, 2,4' DDD, 4,4' DDD, 2,4' DDT, 4,4' DDT et Mirex).

## 2 Dynamique spatio-temporelle des PFAS dans la Seine

### 2.1 Variations spatiales des niveaux de contamination dans la phase dissoute de la colonne d'eau

Les résultats obtenus mettent en évidence l'ubiquité des PFAS sur le tronçon fluvial étudié ; dans la colonne d'eau, les niveaux totaux de PFAS varient de 2 à 90 ng/L. On observe ainsi un gradient positif de l'amont à l'aval, associé à l'augmentation de la pression anthropique sur l'écosystème fluvial et déjà documenté pour d'autres familles de contaminants organiques (Teil et al., 2014). Les niveaux observés à Triel sont en moyenne dix fois plus élevés que ceux observés à Marnay, des niveaux intermédiaires étant observés à Bougival. Ces résultats indiquent que les niveaux de contamination sont globalement proches des valeurs moyennes et médianes déterminées pour ces mêmes composés au niveau européen (122 sites d'étude, cf. Loos et al., 2009) (Tableau 1).



*Figure 2 : Variations spatio-temporelles des niveaux de PFAS dans la Seine (eau de surface, phase dissoute)*

*Tableau 1. Comparaison des niveaux observés dans la Seine avec la moyenne et la médiane européennes*

	Moyenne européenne (ng/L) (Loos et al., 2009)	Médiane européenne (ng/L) (Loos et al., 2009)	Marnay (n=11)	Bougival (n=11)	Triel (n=11)
PFHxA	4	0	0.5 ± 0.2	2.5 ± 1.2	4.0 ± 2.1
PFHpA	1	1	0.2 ± 0.1	1.0 ± 0.5	1.8 ± 0.9
PFOA	12	3	0.5 ± 0.2	2.3 ± 1.1	3.5 ± 1.9
PFNA	2	1	0.2 ± 0.3	0.5 ± 0.5	0.6 ± 0.5
PFOS	39	6	2.4 ± 1.1	10.0 ± 5.0	15.7 ± 7.6
PFDA	1	0	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.4	0.7 ± 0.4

Le profil moléculaire observé dans la phase dissoute de la colonne d'eau est représenté pour chacune des stations sur la figure 3. Conformément aux observations réalisées en 2010 sur la Seine à Paris à l'occasion d'un suivi de crue au niveau du Quai d'Austerlitz, le PFOS (isomères linéaire + ramifiés), le PFHxS et le PFOA sont les composés majoritaires à Marnay et Bougival. On observe également une contribution non négligeable des acides carboxyliques à plus courte chaîne (C5-C7).

Un point notable est la forte augmentation de l’abondance relative du 6:2 FTS à Triel (significativement plus élevée qu’à Bougival et à Marnay,  $p < 0.05$ ). Ce fluorotélomère est employé depuis quelques années comme alternative aux composés à chaîne perfluoroalkyle plus longue, en raison de son caractère a priori moins persistant et moins bioaccumulable (Dupont, 2012). Les niveaux élevés de 6:2 FTS observés à Triel, en moyenne 9 fois supérieurs à ceux observés à Bougival, pourraient résulter de l’influence d’une source industrielle située dans le bassin de l’Oise. Cette hypothèse devra être confirmée en réalisant des campagnes et analyses complémentaires. Une ou plusieurs sources urbaines ou industrielles contribuent également à l’augmentation significative de l’abondance relative du 6 :2 FTS entre Marnay et Bougival.

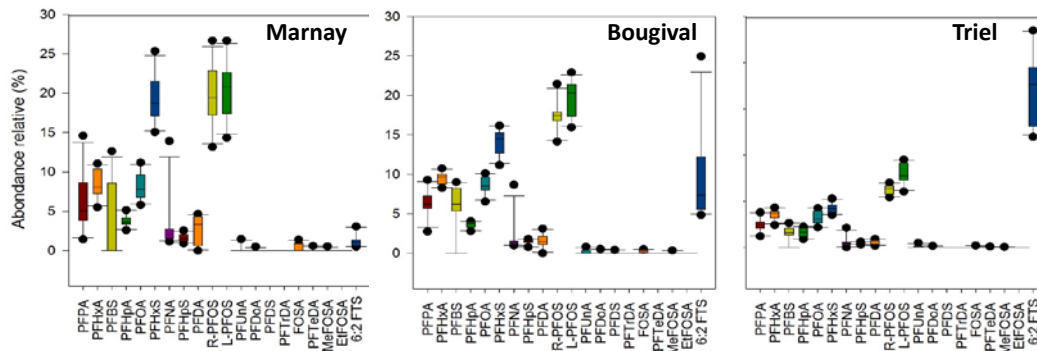


Figure 3. Profil moléculaire des PFAS observé dans la phase dissoute de l’eau de Seine

## 2.2 Variation temporelle des niveaux de PFAS dissous et relations concentration-débit

Aucune tendance significative n’a pu être mise en évidence lors de l’étude de la variation temporelle des niveaux de PFAS dans la Seine (phase dissoute). En conséquence, nous nous sommes intéressés aux relations existant entre débit fluvial et concentrations des PFAS. Des travaux antérieurs avaient, en effet, mis en évidence une corrélation négative entre les niveaux de PFAS et le débit de la Seine à Paris centre (Quai d’Austerlitz), suggérant ainsi la prédominance des sources ponctuelles de PFAS dans le système Seine, du moins dans la zone densément urbanisée (Labadie et Chevreuil, 2011).

Des situations hydrologiques contrastées ont été observées lors des quatre campagnes (figure 4) : le débit a ainsi varié entre 28 et 101  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  à Marnay, entre 102 et 419  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  à Bougival et entre 131 et 528  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  à Triel. Les échantillons ont ainsi été prélevés en conditions de basses eaux lors des campagnes n° 1 et 3 et en conditions de hautes eaux pour les campagnes n° 2 et 4.

Pour la station de Marnay, aucune corrélation significative n’est observée entre la concentration totale en PFAS et le débit fluvial (test de Spearman,  $\rho = 0,13$ ) ; ceci qui suggère que cette station soit à la fois sous l’influence de sources ponctuelles de PFAS mais également sous l’influence de sources diffuses (apports atmosphériques, ruissellement...). Inversement, une forte corrélation négative est observée entre la concentration totale en PFAS et le débit fluvial (test de Spearman,  $p < 0.001$ ) pour les deux sites urbains, Bougival et Triel ; la même observation peut être faite entre les niveaux des principaux PFAS et le débit (figure 5). Ces résultats sont concordants avec ceux acquis en 2011 à Paris centre et suggèrent que les sources ponctuelles de PFAS sont prédominantes dans la zone densément urbanisée. Sur les deux stations aval, la relation entre concentration et débit peut-être modélisée par une exponentielle décroissante (Fig. 5) ; la variation du débit explique ainsi plus de 85 % de la variabilité de la concentration des PFAS.

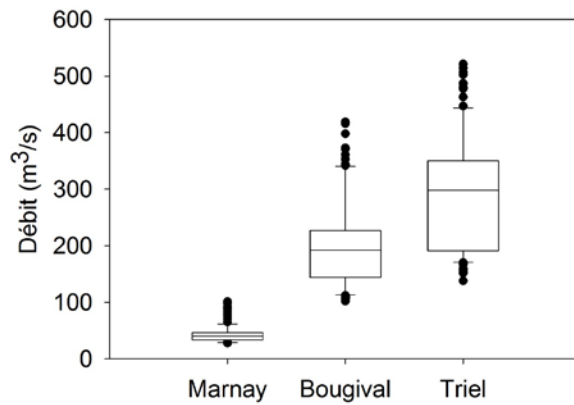


Figure 4. Débits journaliers relevés sur chacune des sites d'étude durant les périodes correspondant aux quatre campagnes d'échantillonnage)

Source : Banque Hydro, [www.hydro.eaufrance.fr](http://www.hydro.eaufrance.fr)

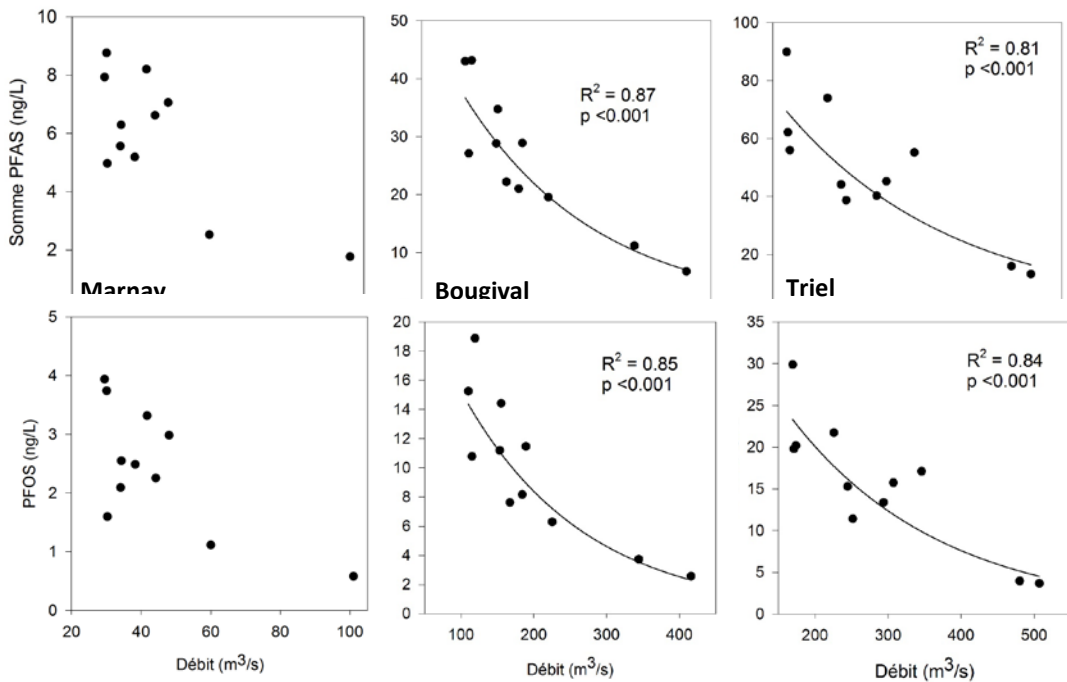
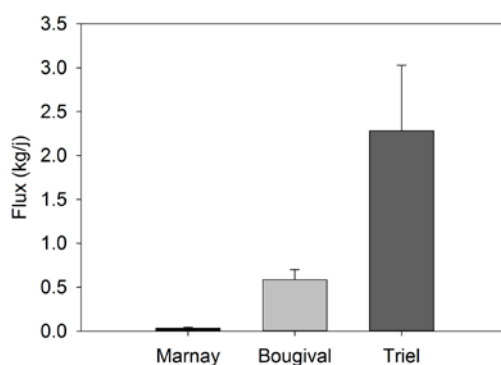


Figure 5. Relations entre la concentration totale en PFAS dissous (haut) et le débit fluvial et entre la concentration en PFOS dissous et le débit fluvial (bas)

Le flux journalier moyen de PFAS dans la Seine a été estimé pour chaque campagne  $i$ , à l'aide de l'équation suivante :

$$F_i = PFAS_i \cdot Q_i$$

où  $F_i$  est le flux journalier moyen en  $kg\ j^{-1}$ ,  $PFAS_i$  est la concentration moyenne en PFAS ( $kg\ m^{-3}$ ) pour la campagne  $i$  (1 – 4) et  $Q_i$  ( $m^3\ j^{-1}$ ) est le débit moyen observé pour la campagne  $i$ .



*Figure 6. Estimation du flux journalier moyen des PFAS dans la Seine*

Il apparaît que la contribution de l’agglomération au flux de PFAS est considérable, puisque celui-ci augmente d’un facteur 80 environ entre Marnay et Triel. Sur la base du flux moyen journalier, l’ordre de grandeur du flux annuel de PFAS est respectivement de 11, 215 et 830 kg/an à Marnay, Bougival et Triel ; ces résultats sont en assez bon accord avec ceux obtenus en 2011 (environ 500 kg/an au niveau du quai d’Austerlitz à Paris) étant donnée les différences méthodologiques entre les deux études (la principale étant la fréquence d’échantillonnage).

### 2.3 Variations spatio-temporelles des niveaux de contamination dans les sédiments

Dans les échantillons de sédiment prélevés lors des campagnes 1, 3 et 4, les niveaux totaux de PFAS varient entre 0,2 et 5,1 ng/g de poids sec (ps) (figure 7). Ces niveaux sont très variables pour chaque site (écart-type relatif : 30-83%) et aucune tendance spatiale significative n’est observée dans les sédiments, contrairement à ce qui est observé dans la colonne d’eau.

Le profil moléculaire est largement dominé par l’isomère linéaire du PFOS (36-70% de  $\sum$ PFAS) tandis que l’abondance relative des carboxylates à courte chaîne est négligeable et que certains carboxylates à longue chaîne, rarement ou jamais détectés dans la phase dissoute de la colonne d’eau, sont systématiquement quantifiés. Le 6:2 FTS représente 10-35 % de  $\sum$ PFAS dans les sédiments prélevés à Triel. Ces profils moléculaires s’expliquent à la fois par les différences de coefficients de partage sédiment/eau ( $K_d$ ) des différents PFAS analysés (Labadie et Chevreuril, 2011) et par les niveaux observés dans la colonne d’eau.

Le taux de carbone organique et la granulométrie (notamment la teneur en particules fines, < 63  $\mu$ m) sont souvent considérés comme des facteurs de contrôle de l’adsorption des micropolluants organiques, notamment des PFAS (Higgin et Luthy, 2006 ; Johnson et al., 2007). Les teneurs sédimentaires en PFAS ont donc été normalisées par rapport à ces deux paramètres (figure 7), ce qui n’a pas permis de mettre en évidence de gradient amont/aval. Il est probable qu’il soit nécessaire d’étudier conjointement l’influence de ces deux facteurs sur l’adsorption des PFAS sur un jeu de données plus important.

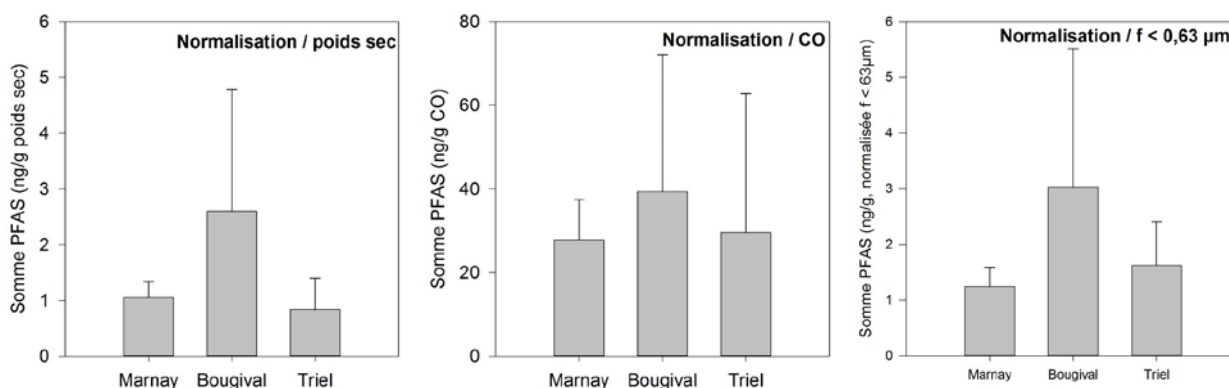


Figure 7. Niveaux de PFAS dans les sédiments

### 3 Bioaccumulation des PFAS

Les niveaux de contamination du biofilm périphytique par les PFAS sont compris entre 8 et 65 ng/g ps et augmentent de l’amont à l’aval. L’amplitude du gradient est cependant moindre que pour la colonne d’eau ; aucune différence significative n’est ainsi observée entre les trois sites, ce qui est probablement dû en partie à la faiblesse des effectifs (n=3–4 par site d’étude). Les niveaux totaux déterminés dans le périphyton sont de 5 à 60 fois supérieures à ceux observés dans le sédiment, lorsque les valeurs sont exprimées en ng/g ps (rapport de 5 à 9 sur la base de concentrations normalisées par rapport au taux de carbone organique). Ceci reflète probablement l’adsorption des PFAS sur les microorganismes et la matrice d’exopolymère constitutifs du périphyton, riche en carbone organique, mais aussi leur accumulation intracellulaire (Fechner, 2012). Les niveaux observés dans ce modèle biologique situé à la base du réseau trophique fluvial sont donc relativement élevés par rapport au milieu environnant, ce qui est susceptible d’avoir des implications en termes de voies d’exposition de la biocénose et de transfert vers le réseau trophique (ex : consommation par des gammares de litière colonisée par du biofilm).

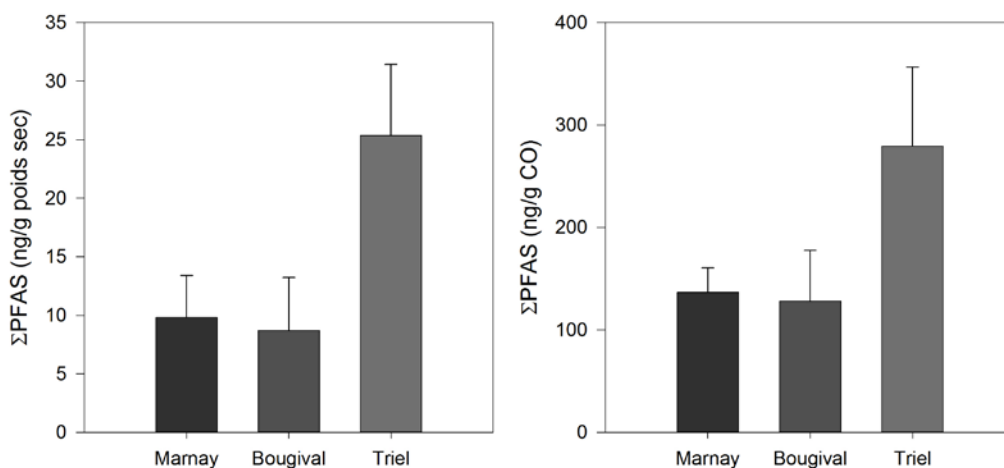


Figure 8. Niveaux totaux de PFAS dans le périphyton collecté sur les sites de Marnay, Bougival et Triel, exprimés en ng/g poids sec (droite) et ng/g carbone organique (gauche)

La relation entre les niveaux de contamination de la colonne d'eau et celle du périphyton a été appréhendée quantitativement grâce au calcul du facteur de bioconcentration (BCF), défini par l'équation suivante :

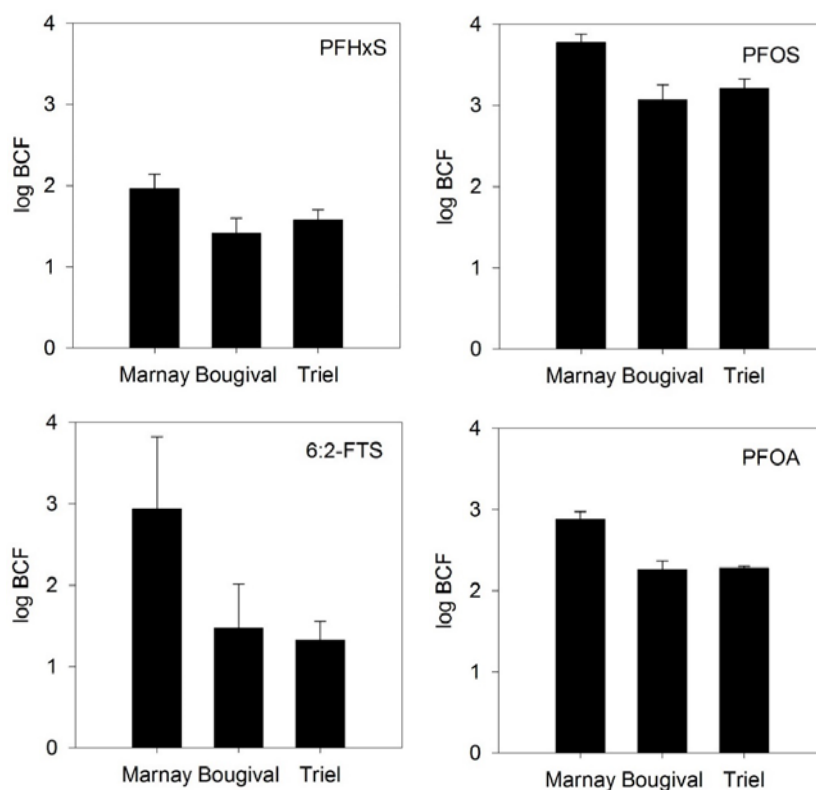
$$BCF \text{ (L/kg)} = \frac{C_{\text{biofilm}} \text{ (ng/kg)}}{C_{\text{eau}} \text{ (ng/L)}}$$

où  $C_{\text{biofilm}}$  est la teneur déterminée dans le biofilm et exprimée en ng/kg ps et où  $C_{\text{eau}}$  est la concentration déterminée dans la phase dissoute exprimée en ng/L (moyenne pour chaque campagne, n=2-4). Les résultats obtenus pour les quatre composés systématiquement détectés à la fois dans la colonne d'eau et dans le biofilm périphytique sont présentés sur la figure 9.

Pour tous les composés, les valeurs de BCF déterminées sur le site de Marnay sont significativement supérieures à celles observées sur les sites de Bougival et de Triel ( $p < 0,05$ ), tandis qu'aucune différence n'est observée entre Bougival et Triel.

Pour le PFHxS, le PFOS et le PFOA, une corrélation négative est observée entre le BCF et la concentration en phase dissoute (test de Spearman, rho : 0,65 – 0,80 ;  $p < 0,05$ ). Inversement, aucune corrélation significative n'est observée pour le 6:2 FTS. Ceci est potentiellement lié au fait que ce composé est fréquemment présent en phase dissoute à des niveaux compris entre la limite de détection et la limite de quantification, ce qui est induit une plus grande incertitude sur les valeurs de BCF calculées pour ce composé.

Enfin, dans le cas du PFOS, la relation entre BCF et  $C_{\text{dissous}}$  peut être modélisée par une fonction inverse ( $y = a/(b+x)$ ) ; figure 10). Ce résultat est en bon accord avec de récents travaux qui ont démontré que la bioaccumulation des PFAS chez le mollusque bivalve *Perna viridis* pouvait être décrite comme un processus d'adsorption non linéaire (Liu et al., 2011).



**Figure 9. Facteurs de bioconcentration déterminés pour le périphyton collecté sur les sites de Marnay, Bougival et Triel**



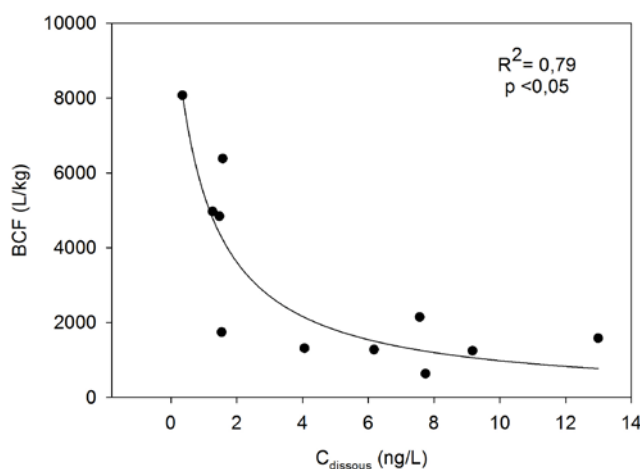


Figure 10. Relation entre le BCF<sub>biofilm</sub> et la concentration dissoute pour le PFOS (isomère linéaire)

## 4 Contamination de l'axe fluvial par les POPs hydrophobes : étude comparative du sédiment et de deux modèles biologiques

### 4.1 PCB et OCP

Les niveaux de ces deux familles de micropolluants organochlorés ont été déterminés dans les sédiments superficiels des différentes stations (n=3), dans le biofilm périphytique (n=3-4) ainsi que dans les gammars transplantés (n=3).

Pour ces deux familles, un gradient de contamination est observé de l'amont aval, les niveaux les plus faibles étant observés pour tous les contaminants pour le site référence de Marnay (figures 11 et 12).

Les niveaux totaux d'OCP sont 2 à 15 fois plus faibles que ceux des PCB. Le profil moléculaire est très largement dominé, sur toutes les stations et pour tous les compartiments environnementaux étudiés, par les produits de dégradation du DDT, ce qui reflète l'utilisation passée de ce composé.

PCB et OCP ont été quantifiés dans les gammars et le biofilm, ce qui traduit la présence d'une fraction biodisponible dans la colonne d'eau, puisque seule l'exposition via la voie directe (dissoute) est possible dans les conditions d'exposition retenues.

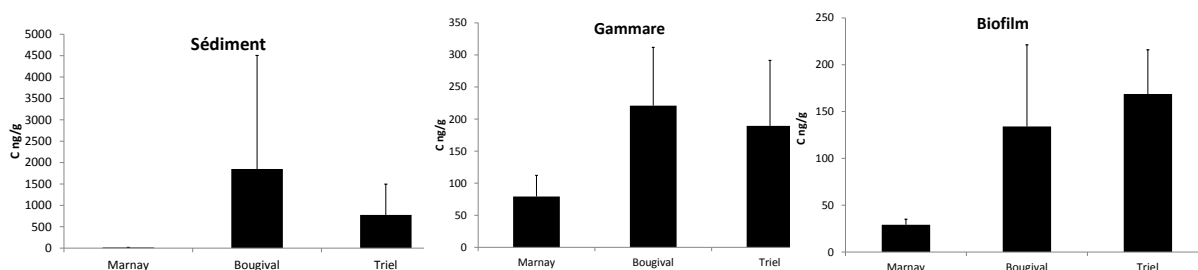


Figure 11. Niveaux de contamination en PCB ( $\Sigma 7PCBi$ )

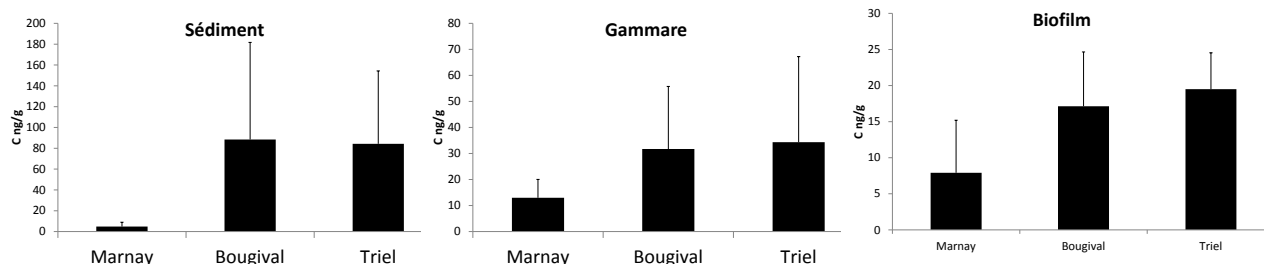


Figure 12. Niveaux de contamination en pesticides organochlorés ( $\Sigma 13$  OCP)

## 4.2 HAP

Comme pour les PCB et les OCP, un très fort gradient de contamination est également observé pour les HAP dans la Seine. Les niveaux observés dans les sédiments de Triel sont ainsi 5 à 100 supérieurs à ceux observés à Marnay, tandis que ce rapport varie entre 4 et 10 fois pour le biofilm et les gammares (figure 13). On notera que, contrairement à ce qui est observé pour les composés organochlorés, les niveaux de HAP dans le biofilm sont supérieurs à ceux observés dans les gammares, probablement en raison d'une métabolisation accrue chez ces derniers (Richter et Nagel, 2007).

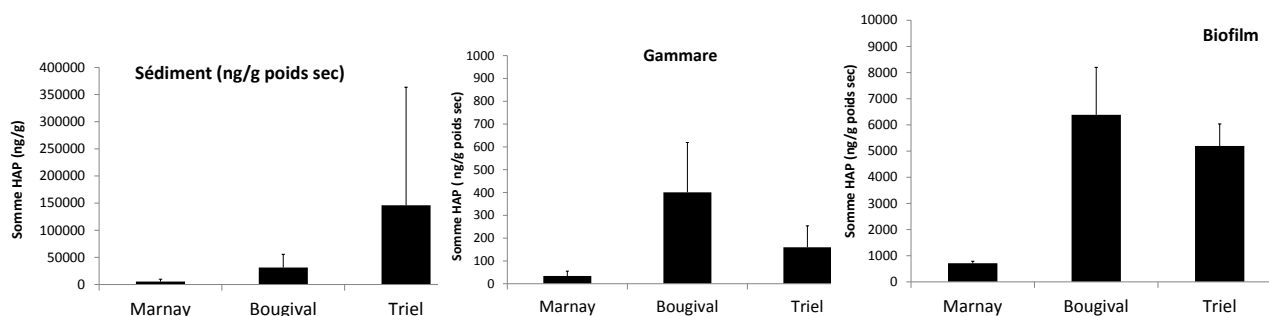


Figure 13. Niveaux de contamination en pesticides organochlorés ( $\Sigma 13$  OCP)

## 4.3 Bioaccumulation chez *G. fossarum* et comparaison avec les valeurs seuils

Des travaux antérieurs ont permis de définir des valeurs seuils de contamination, au-dessus desquelles une teneur mesurée dans les organismes exposés peut être interprétée comme une contamination significative, c'est-à-dire supérieure au niveau de fond mesuré sur des sites de « référence » dans la région de prélèvement des gammares utilisés pour l'encagement (Rhône-Alpes) (Besse et al., 2013). Un dépassement de la valeur seuil pour un composé indique ainsi un apport de contamination bio-disponible pour les gammares au niveau du site étudié.

**Tableau 2. Comparaison entre niveaux de PCB chez *G. fossarum* et valeurs seuils ; le fond orangé indique un dépassement de la valeur seuil.**

PCB (ng/g poids sec)										
	Valeur seuil	Marnay			Bougival			Triel		
	ng/g poids sec	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
CB 50+28	3.5	5	3	3	22	17	16	17	9	8
CB 52	4.9	12	8	10	41	20	23	30	13	15
CB 101	5.8	11	8	20	47	24	42	36	17	30
CB 118	5.5	9	11	24	39	22	37	27	18	30
CB 153	8.3	14	11	28	54	22	47	53	20	38
CB 138	11.5	11	9	26	50	19	45	50	18	36
CB 180	3.3	2	2	4	12	5	11	13	5	9

**Tableau 3. Comparaison entre niveaux de pesticides organochlorés chez *G. fossarum* et valeurs seuils ; le fond orangé indique un dépassement de la valeur seuil.**

Pesticides organochlorés (ng/g poids sec)										
	Valeur seuil	Marnay			Bougival			Triel		
	ng/g poids sec	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
HCB	0.6	0.9	0.4	0.3	3.3	0.8	0.5	6.0	0.6	0.5
$\gamma$ -HCH	0.4	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
2,4'-DDE	1.9	3.2	0.6	1.5	18.8	3.4	5.0	20.4	2.1	3.0
4,4'-DDE	4.8	8.4	2.9	5.3	18.4	4.0	7.0	20.4	3.7	6.3
4,4'-DDD	3.9	1.5	<0.85	1.4	6.0	1.6	3.0	9.2	1.5	2.6
2,4'-DDT	1.6	1.6	<LQ	<LQ	5.6	<LQ	<LQ	11.8	<LQ	<LQ
4,4'-DDT	2.8	<LQ	1.0	2.1	<LQ	1.1	2.1	<LQ	1.2	2.3

Pour les deux stations aval, on observe un dépassement quasi-systématique des valeurs seuils, pour l'ensemble des familles étudiées. Dans le cas des PCB et de certains HAP, les niveaux observés dépassent très largement les valeurs seuils. Sur le site de Marnay, la fréquence de dépassement apparaît plus faible qu'à Bougival ou Triel. Néanmoins, les valeurs seuils sont régulièrement fréquemment dépassées sur ce site,

principalement pour les PCB et les OCP, ce qui confirme que ce site, pertinent comme référence amont, est néanmoins un site relativement contaminé.

**Tableau 4. Comparaison entre niveaux de HAP chez *G. fossarum* et valeurs seuils ; le fond orangé indique un dépassement de la valeur seuil.**

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (ng/g poids sec)										
	Valeur seuil	Marnay			Bougival			Triel		
		C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
Acénaphthylène	1.3	n/a	1	1	n/a	4	6	n/a	2	1
Acénaphène	2.6	n/a	7	4	n/a	26	26	n/a	11	7
Fluorène	2.9	n/a	3	2	n/a	17	19	n/a	7	4
Phenanthrène	6.8	n/a	13	10	n/a	80	61	n/a	32	28
Anthracène	1.5	n/a	1	1	n/a	15	13	n/a	5	4
Fluoranthène	3.5	n/a	5	4	n/a	100	107	n/a	40	36
Pyrène	3.3	n/a	3	3	n/a	120	123	n/a	51	47
Benzo(a)anthracène	2.2	n/a	1	1	n/a	27	51	n/a	12	15
Chrysène +Triphène	2.6	n/a	3	3	n/a	41	66	n/a	22	29
Benzo(b,k)Fluoranthène	3.8	n/a	4	2	n/a	24	38	n/a	12	13
Benzo(e)pyrène	1.3	n/a	1	1	n/a	11	13	n/a	7	7
Benzo(a)pyrène	1.3	n/a	1	0	n/a	8	11	n/a	4	4
Pérylène	0.3	n/a	0.4	1	n/a	2	2	n/a	1	1
Indeno(1,2,3)pyrène	1.7	n/a	2	1	n/a	4	5	n/a	3	3
Benzo(g,h,i)Pérylène	1.3	n/a	2	1	n/a	4	5	n/a	4	3

## 5 CONCLUSION

Les travaux réalisés en 2013 ont permis de poursuivre le projet initié en 2011 visant à étudier la pression chimique associée à la présence des micropolluants organiques dans les compartiments abiotiques et biotiques de l'écosystème fluvial de la Seine.

Concernant les polluants organiques persistants (PFAS, PCB, OCP) et les HAP, les données acquises permettent de distinguer le site de référence amont (Marnay) des deux sites situés en aval de Paris. La distinction entre les sites de Bougival et Triel est moins nette, tant pour l'eau et le sédiment que pour les modèles biologiques sélectionnés. Les résultats obtenus ont par ailleurs apporté de nouvelles données sur la dynamique spatio-temporelle des PFAS en Seine et ont permis de mettre en évidence l'existence d'une fraction dissoute biodisponible pour l'ensemble des micropolluants étudiés.

Les perspectives de travail pour 2014 incluent la participation à l'intégration des données avec les autres équipes de l'axe « écotoxicologie », notamment pour mieux caractériser le lien entre pression chimique et

effets toxiques. Il s'agira également d'exploiter les résultats acquis entre 2011 et 2013 et relatifs aux niveaux de pesticides, médicaments et alkylphénols dans la Seine (échantillonnage ponctuel et intégratif).

## Références bibliographiques

Besse, J.P., Coquery, M., Lopes, C., Chaumot, A., Budzinski, H., Labadie, P., Geffard, O., 2013. Caged *Gammarus fossarum* (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: towards the determination of threshold values. *Water Res* 47, 650-660.

Dupont, Dupont™ Capstone™ repellents and surfactants Product stewardship detail [http://www.google.fr/url?sa=t&ret=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0CDQQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww2.dupont.com%2FCapstone%2Fen\\_US%2Fassets%2Fdownloads%2FK-20614-3\\_Capstone\\_Stewardship\\_Detail\\_Brochure.pdf&ei=cLAMU5XJNqyl0wWx9IHgDw&usg=AFQjCNG\\_s\\_MHpxY\\_chMCnFgy9TIXYE-SPg&bvm=bv.61725948,d.d2k&cad=rja](http://www.google.fr/url?sa=t&ret=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0CDQQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww2.dupont.com%2FCapstone%2Fen_US%2Fassets%2Fdownloads%2FK-20614-3_Capstone_Stewardship_Detail_Brochure.pdf&ei=cLAMU5XJNqyl0wWx9IHgDw&usg=AFQjCNG_s_MHpxY_chMCnFgy9TIXYE-SPg&bvm=bv.61725948,d.d2k&cad=rja), visité le 25/02/2014

Higgins, C.P., Luthy, R.G., 2006. Sorption of Perfluorinated Surfactants on Sediments *Environ. Sci. Technol.* 40, 7251-7256.

Johnson, R.L., Anschutz, A.J., Smolen, J.M., Simcik, M.F., Penn, R.L., 2007. The Adsorption of Perfluorooctane Sulfonate onto Sand, Clay, and Iron Oxide Surfaces. *Journal of Chemical & Engineering Data* 52, 1165-1170.

Labadie, P., Chevreuil, M., 2011. Biogeochemical dynamics of perfluorinated alkyl acids and sulfonates in the River Seine (Paris, France) under contrasting hydrological conditions. *Environ. Pollut.* 159, 3634-3639.

Liu, C., Gin, K.Y.H., Chang, V.W.C., Goh, B.P.L., Reinhard, M., 2011. Novel Perspectives on the Bioaccumulation of PFCs – the Concentration Dependency. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9758-9764.

Piérard, C., Budzinski, H., Garrigues, P., 1996. Grain-Size Distribution of Polychlorobiphenyls in Coastal Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 30, 2776-2783.

Priadi, C., Bourgeault, A., Ayrault, S., Gourlay-Francé, C., Tusseau-Vuillemin, M.H., Bonté, P., Mouchel, J.M., 2011. Spatio-temporal variability of solid, total dissolved and labile metal: Passive vs. discrete sampling evaluation in river metal monitoring. *J. Environ. Monit.* 13, 1470-1479.

Richter, S., Nagel, R., 2007. Bioconcentration, biomagnification and metabolism of 14C-terbutryn and 14C-benzo[a]pyrene in *Gammarus fossarum* and *Asellus aquaticus*. *Chemosphere* 66, 603-610.

Teil, M.-J., Blanchard, M., Moreau-Guigon, E., Dargnat, C., Alliot, F., Bourges, C., Desportes, A., Chevreuil, M., 2013. Phthalate Fate in the Hydrographic Network of the River Seine Basin (France) Under Contrasted Hydrological Conditions. *Water Air Soil Pollut.* 224, 1-14.

Teil, M.-J., Tlili, K., Blanchard, M., Labadie, P., Alliot, F., Chevreuil, M., 2014. Polychlorinated Biphenyls, Polybrominated Diphenyl Ethers, and Phthalates in Roach from the Seine River Basin (France): Impact of Densely Urbanized Areas. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 41-57.