
Influence des faciès hydro-morphologiques sur la répartition des polluants dans les sédiments d'une rivière périurbaine

La Chaudanne (France)

Philippe Namour^{1,2}, David Eschbach³, Laurent Schmitt³,
Benoît Cournoyer⁴, Bertrand Moulin⁵, Pascal Breil⁶

1. Université de Lyon, Institut des Sciences Analytiques, UMR 5280, CNRS,
Université Lyon 1, ENS Lyon, 5 rue de la Doua, 69100 Villeurbanne, France
philippe.namour@univ-lyon1.fr

2. Irstea, UR MALY, 5 rue de la Doua, 69100 Villeurbanne, France

3. Université de Strasbourg, Laboratoire Image Ville Environnement UMR 7362
CNRS/Unistra/ENGEES, 3 rue de l'Argonne, 67083 Strasbourg, France

4. Université de Lyon, Laboratoire d'Ecologie Microbienne, UMR 5557,
43 bld du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne, France

5. AEMGEO, 6 rue Claudius Pionchon, 69003 Lyon, France

6. Irstea, UR HHLy, 5 rue de la Doua, 69100 Villeurbanne, France

RÉSUMÉ. Dans les zones urbanisées, les petits ruisseaux peuvent être considérablement altérés par des rejets urbains et des débordements d'égouts unitaires. Le débit de ces rejets pollués peut être nettement fois plus élevé que le débit naturel du cours d'eau sur de courtes périodes. Une bonne connaissance de la distribution spatiale des polluants rejetés dans les sédiments est donc cruciale pour la conception de stratégies de surveillance et d'opérations d'assainissement appropriés. Cette étude de terrain combine caractérisation géomorphologique, mesure de conductivité hydraulique et analyses de polluants sédimentaires d'une petite rivière périurbaine. Le site d'étude, se compose de deux secteurs (amont et aval d'un déversoir), chacun divisé en trois types géomorphologiques : radiers, mouille et plat. Les deux derniers ont été regroupés en une seule classe nommée « mouille-plat » en raison de leur similarité hydraulique. Les sédiments benthiques et hyporhéiques ont été échantillonnés systématiquement tous les 2 m le long du cours. Les polluants particuliers classiques (Cr, Pb, P_{tot} & C_{org}) ont été dosés. Le principal résultat montre que les différences de concentrations en polluants sont statistiquement liées aux unités géomorphologiques, avec une accumulation préférentielle dans les zones hyporhéiques des radiers et une moindre accumulation dans celles des mouilles-plats. La diminution de la conductivité hydraulique est significativement corrélée avec l'augmentation de la concentration en polluants. Cela a lieu principalement à la transition entre radiers et mouilles. Nos résultats mettent en évidence la nécessité de prendre en compte le fonctionnement géomorphologique et hydrologique d'un

cours d'eau pour localiser avec précision les points chauds biogéochimiques à traiter et ainsi développer des méthodes de surveillance et d'assainissement plus performantes.

ABSTRACT. Influence of instream geomorphic units on the spatial distribution of pollutants in suburban river sediments: the example of the Chaudanne (France): In urbanized areas, small streams can be greatly damaged by urban inflows and combined sewer overflows (CSO). These polluted inputs can be several times higher than the natural stream flow over short time periods. Sound knowledge of the spatial distribution of the discharged pollutants in sediments is therefore crucial for designing monitoring strategies and suitable remediation operations. This field study combines geomorphic characterization, hydraulic conductivity measurement and pollutant assays in sediments of a small suburban river. The study site consists of two sectors (upstream and downstream a CSO outlet), each divided up into three geomorphic types: riffles, pools and runs. The last two were grouped into one class named "pool-runs" owing to their similar open channel flow hydraulics. Benthic and hyporheic sediments were systematically sampled every 2 m along the reaches. Conventional particulate pollutants (Cr, Pb, P_{tot} & C_{org}) were assayed in samples. The main result is that the pollutants were not arbitrarily distributed in the stream sediments, but their location showed statistically significant differences in concentration related to geomorphic units, with a preferential accumulation in the hyporheic zones of riffle units and a lesser one in those of pools. The decrease in hydraulic conductivity was significantly correlated with the increase in pollutant concentration. This occurred mainly at the transition between riffles and pool-run units. Our findings highlight the need to take into account the geomorphological and hydrological functioning of a stream to accurately locate the biogeochemical hotspots to be treated and thereby develop more relevant monitoring and remediation methodologies.

MOTS-CLÉS: pollution, point chaud, unité géomorphologique, radier, zone hyporhéique, rivière urbaine.

KEYWORDS: pollution, hotspot, geomorphic unit, riffle, hyporheic zone, urban stream.

DOI:10.3166/I2M.15.3-4.57-72 © 2016 Lavoisier

1. Introduction

La population mondiale se concentre dans les zones urbaines (United Nations, 2010). Ce mouvement démographique majeur conduit à des modifications du paysage ayant de nombreux effets sur les masses d'eau. Les plus régulières sont une augmentation des surfaces imperméables des bassins versants et des eaux usées rejetées. En milieux urbains, l'hydrologie et la géomorphologie des rivières urbaines peuvent être fortement affectés par le ruissellement urbain et les rejets de Déversoirs d'Orages (DO) (Paul et Meyer, 2001). Ces rejets pollués peuvent représenter plusieurs fois le débit naturel du cours d'eau sur de brèves périodes. Selon les conditions hydrologiques, les pollutions rejetées peuvent pénétrer dans les sédiments poreux (zone hyporhéique) et fortement affecter la biocénose. Une bonne connaissance de la distribution spatiale des polluants dans les sédiments est donc cruciale dans l'élaboration de stratégies de surveillance pertinentes et d'opérations de remédiation appropriées (Paul et Meyer, 2001 ; Lafont *et al.*, 2006 ; Namour *et*

al., 2015). Cet article présente la méthodologie utilisée pour localiser les zones de concentration de deux métaux lourds (Cr et Pb) et de deux nutriments (P_{tot} et C_{org}).

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

Le site étudié (la Chaudanne) se situe sur le bassin de l'Yzeron, un affluent de rive droite du Rhône (France), dont une grande partie du bassin est en zone périurbaine, à l'ouest de Lyon (figure 1).

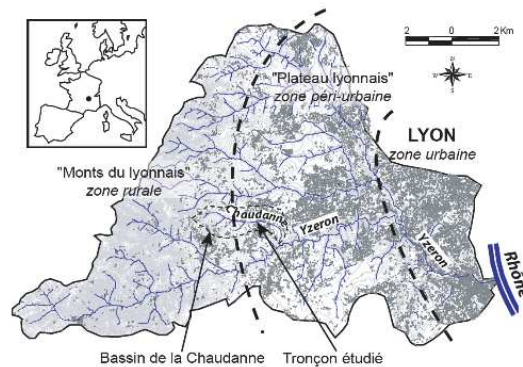


Figure 1. Carte de localisation du site d'étude délimité en 3 zones (rural, péri-urbain et urbain). Le ruisseau Chaudanne se situe principalement dans la zone périurbaine intermédiaire (Namour et al., 2015)

Le bassin de l'Yzeron est constitué d'un amont (Mons du Lyonnais) surtout rural (taux d'urbanisation < 10 % ; données. CORINE Land Cover 2006) de nature granitique et gneissique. Plus en aval, succède le plateau lyonnais, zone périurbaine (urbanisée à ~23 %) et de même nature géologique. Le climat du bassin est de type continental tempéré, soumis à des influences océaniques et méditerranéennes. La moyenne annuelle des précipitations est de 700 mm. L'étude porte sur la Chaudanne, un petit affluent en rive gauche de l'Yzeron parcourant le plateau lyonnais (figure 1).

La surface du bassin versant de la Chaudanne est de 2,6 km² pour un linéaire de 2,2 km. Le ruisseau coule vers le sud-est, de 443 m d'altitude jusqu'à sa confluence avec l'Yzeron à 306 m (pente moyenne de 3,6 %). Le bassin est constitué d'arènes gneissiques dépourvues de carbonates (colluvions et alluvions ; Delile *et al.*, 2016). Les données hydrologiques sont suivies dans le cadre de l'Observatoire de terrain en hydrologie urbaine (OTHU) depuis 1997. Elles donnent un bon aperçu du caractère pluvial et réactif du bassin de l'Yzeron et de l'effet de l'urbanisation sur le régime hydrologique (Breil *et al.*, 2010). La faible évapotranspiration hivernale, explique le

débit continu de la Chaudanne de novembre à mai. En revanche, la Chaudanne connaît des étiages estivaux sévères, voire des assecs. Deux secteurs de la Chaudanne, situés en amont et en aval d'un DO, ont été étudiés. Le débit moyen des secteurs est de 14,5 L/s (période 2002-2011), mais le débit instantané extrême peut dépasser 1 800 L/s lors de fortes crues supra-décennales. L'effet des débits rejetés par le DO, sur le débit moyen annuel de la Chaudanne, est faible. En année moyenne, des débits maximaux et intermittents sont constatés en été lors des surverses d'orages. Le débit est alors composé en moyenne de 85 % d'eau usée du réseau unitaire. Les débits de pointes des surverses peuvent atteindre 270 L/s. La perturbation du régime hydrologique se manifeste aussi par une incision et un élargissement sensibles du cours d'eau en aval du DO (Preusser *et al.*, 2011 ; Delile *et al.*, 2016). La température moyenne de l'eau de surface est comprise entre 6,5°C en hiver à 18°C en été.

2.2. Description géomorphologique

Le levé topographique a été réalisé par AEMGEO (Lyon) au théodolite automatique (station totale Leica TS30). Toutes les données géomorphologiques ont été spatialisées dans un système d'information géographique (ArcGIS, ESRI France). La granulométrie de surface a été déterminée par la méthode de Wolman (1954). Les deux secteurs sont situés respectivement 85 m en amont et 115 m en aval du DO et leurs pentes moyennes respectives sont de 0,94 % et 1,72 %. La longueur et la largeur moyenne à pleins bords des secteurs amont et aval sont respectivement de 25 et 2,3 m, et de 34 m et 2,8 m. Le chenal a été subdivisé en trois types d'unités géomorphologiques (ou faciès d'écoulement) selon la caractérisation préalablement définie (Schmitt *et al.*, 2011 ; Malavoi et Souchon, 2002) : radier ; mouille et plat courant. Les variables considérées, évaluées à faible débit, étaient 1) la lame d'eau moyenne (plus faible sur les rades), 2) la turbulence (plus élevée sur les rades) et 3) la granulométrie de surface (plus élevée sur les rades). Le peu de différence d'épaisseur de la lame d'eau entre mouilles et plat courant justifie l'agrégation des unités mouille et plat courant en un seul faciès mouille-plat (Malavoi et Souchon, 2002 ; Bravard et Petit, 2000). L'activité morphodynamique des deux secteurs est relativement faible avec des taux d'érosion et de dépôt peu élevés.

2.3. Prélèvements des sédiments

Les deux secteurs étudiés, amont et aval DO, ont été subdivisés par des transects espacés de 2 m. Les échantillons ont été prélevés d'aval en amont au centre de chaque transect (figure 2). Un total de 18 échantillons de sédiments (benthiques et hyporhéiques) ont été recueillis en aval du DO, le 09/03/2009 et en amont du DO, le 16/11/2009. Les sédiments benthiques ont été prélevés dans les 5 premiers cm avec une drague à fond plat en plastique, après avoir enlevé les galets de l'armure superficielle (Rofes, 1980). Les sédiments hyporhéiques ont été prélevés avec une

pompe Bou-Rouch à une profondeur de 30 cm sous la surface du lit (Bou, 1974). Les prélèvements ont été placés dans des bouteilles en polyéthylène, puis stockés dans une glacière avec poches de glace et transportés au laboratoire où les échantillons benthiques ont été tamisés à 2 mm, séchés à 60 °C et les échantillons hyporhéiques ont été centrifugés à 3000 g pendant 20 min à 5 °C, et séchés à 60 °C. Les sédiments séchés ont été stockés en sacs de polyéthylène avant minéralisation et analyses chimiques.

Analyses chimiques

Le chrome et le plomb ont été retenus comme métaux lourds modèles pour explorer la dynamique des polluants dans le lit de la rivière. Pour chaque échantillon de sédiment, les formes particulières du carbone organique (C_{org}) et du phosphore (P_{part}), ainsi que les métaux lourds (Cr et Pb), ont été analysées suivant les normes internationales: ISO 14235 (C_{org} : oxydation sulfochromique), ISO 11885 (P_{tot} , Cr et Pb : ICP-AES après minéralisation aux micro-ondes). Pour plus de commodité visuelle les teneurs hyporhéiques sont exprimées en valeurs centrées réduite pour chaque composé chimique.

2.4. Mesures complémentaires de terrain

Le pH, la température, la conductivité électrique, l'oxygène dissous et le potentiel redox (Eh) ont été mesurés sur le terrain avant échantillonnage, au moyen d'une sonde multi-paramètres Horiba W-20XD. Les flux hyporhéiques dans les différentes unités géomorphologiques ont été calculés en utilisant la loi de Darcy exprimant les vitesses moyennes dans un milieu poreux, et le gradient hydraulique donné par la ligne d'eau superficielle :

$$q = -K * (dh / dx) \quad (1)$$

Où q est la vitesse moyenne (m/s) et K la conductivité hydraulique pour l'eau. Le gradient hydraulique dh/dx est donné par la différence entre deux hauteurs de l'eau h_1 et h_2 (prises aux distances x_1 et x_2) divisée par la longueur de milieux poreux entre x_1 et x_2 .

Nous avons utilisé la hauteur d'eau mesurée autour des conditions moyennes d'écoulement en tant que substitut de la mesure de la hauteur de l'eau directement dans les substrats (Tonina et Buffington, 2007). Les vitesses sont exprimées en mètres par jour (m/j). Les conductivités hydrauliques K ont été mesurées par la méthode injection/relaxation (Hvorslev, 1951). Elle consiste à injecter de l'eau dans un piézomètre et à enregistrer l'abaissement du niveau d'eau en fonction du temps. Pour cela un tube acéré en fer a été forcé dans les sédiments jusqu'à ce que le milieu de sa section perforée soit situé 30 cm au-dessous du lit de la rivière. Cette section perforée était constituée de six rangées de cinq trous (diamètre 5 mm) uniformément répartis sur une longueur de 15 cm. Les mesures ont été réalisées au centre du chenal

et au point de prélèvement des sédiments (figures 2 et 3). Un micro-capteur de pression (mini-Diver®, SDEC) a été introduit dans le tube au-dessous de la section perforée afin de ne pas perturber la libre circulation de l'eau dans le tube. Le tube est ensuite rempli d'eau à ras bord, et la baisse du niveau d'eau a été enregistrée par le micro-capteur à 0,5 s d'intervalle. Les mesures ont été répétées trois fois à chaque emplacement. La valeur médiane de K a été retenue. La conductivité hydraulique a été calculée selon l'équation de Hvorslev (equation (2)) développée pour la méthode injection/relaxation.

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{L}{R}\right)}{2 L T_i} \quad (2)$$

K est la conductivité hydraulique estimée (m/s), r est le rayon interne du tube (0,03 m), L est la longueur perforée (0,15 m), R est le rayon externe du tube (0,05 m), T_i correspond à la durée de vidange lorsque $h_t/h_0 = 0,37$ avec h_0 (m) le niveau d'eau initial à ras-bord dans le tube au temps $T=0$ et le niveau h_t (m) à l'instant t (s). Selon Hvorslev (1951), l'équation (2) est applicable quand rapport de L/R est supérieur à 8. Il est ici de 8,33.

Les écoulements hyporhéiques ont été calculés en utilisant l'équation (1) de Darcy avec laquelle la conductivité hydraulique K est multipliée par le gradient hydraulique dh/dx

2.5. Analyse statistique

La significativité des écarts mesurés entre les différents points de mesure a été évaluée au moyen du test non paramétrique de Mann-Whitney (au niveau de probabilité $p = 0,05$). Ce test est utilisé en raison du nombre limité de données et de la non-normalité de la distribution des variables mesurées. Les calculs statistiques ont été réalisés par le logiciel XLSTAT 04/04/2011 pour Windows sur les variables benthiques et hyporhéiques. Les résultats analytiques ont été centrés réduits, afin de pouvoir visualiser les variations des différentes espèces chimiques sur une même figure (amont : figure 2 et aval : figure 3).

3. Résultats

3.1. Des teneurs en nutriments et métaux plus élevées dans l'hyporhéon des rivières

Les teneurs hyporhéiques étant invariablement plus élevées que les teneurs benthiques, et compte tenu de l'importance cruciale de la zone hyporhéique dans la biogéochimie de la rivière (Bencala, 2000 ; Williams *et al.*, 2010 ; Bencala *et al.*, 2011 ; Kasahara *et al.*, 2006), notre analyse portera uniquement sur les teneurs hyporhéiques. Les figures 2 et 3 montrent les variations longitudinales de teneurs

hyporhéiques le long des deux secteurs amont et aval DO, en relation avec les unités géomorphologiques, le profil longitudinal et le tracé du chenal. Les figures 2a et 3a montrent que les substances chimiques se concentrent préférentiellement dans la zone hyporhéique des radiers (transects n°3-5 et n°9-11 en amont et transects n°4-6 et n°10-15 en aval).

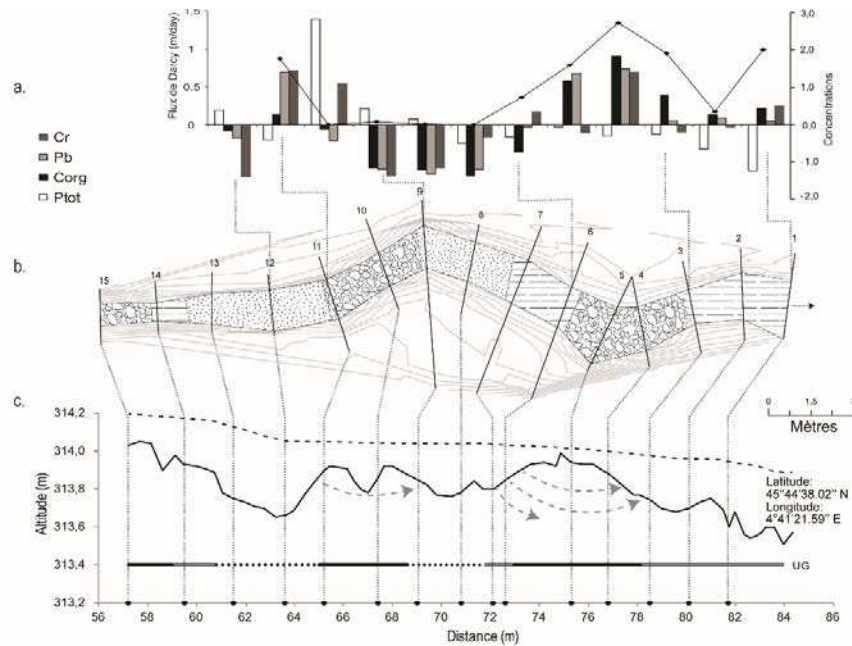


Figure 2. Secteurs amont, a) axe de gauche : flux de Darcy (m/j) ; axe de droite : teneurs hyporhéiques centrées réduites ; b) faciès d'écoulement et transects d'étude ; c) profils longitudinaux de la ligne d'eau moyenne et du talweg de fond de la rivière. La ligne horizontale (bas du graphe) délimite les unités géomorphologiques, en lien avec le profil en long (données géomorphologiques et limnimétriques : B. Moulin & G. Fantino, AEMGEO)

Le P_{tot} hyporhéique est diversement réparti entre les transects (figures 2 et 3) avec des teneurs maximales aux transects n°10 du secteur amont et n°12 du secteur aval. La répartition spatiale des teneurs hyporhéiques en Pb et Cr suivent celles de P_{tot} et C_{org} . Les zones hyporhéiques des radiers ont des teneurs élevées en Pb, correspondant aux valeurs au-dessus des teneurs moyennes en P_{tot} et C_{org} (figures 2 et 3).

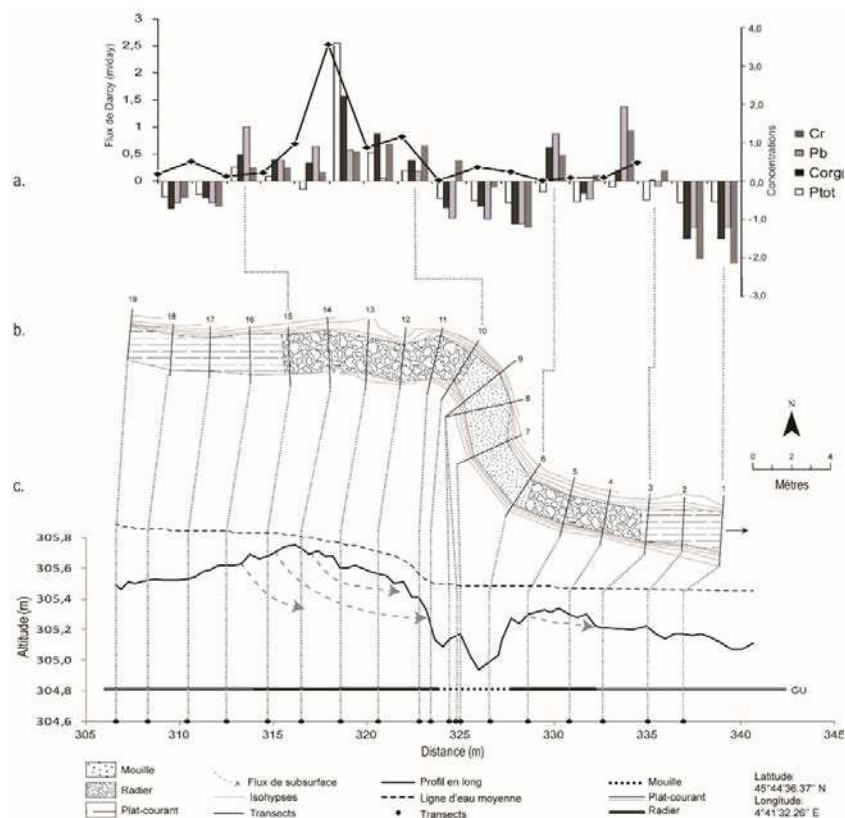


Figure 3. Secteurs aval, a) axe de gauche : flux de Darcy (m³/j) ; axe de droite : teneurs hyporhéiques centrées réduites ; b) faciès d'écoulement et transects d'étude ; c) profils longitudinaux de la ligne d'eau moyenne et du talweg de fond de la rivière. La ligne horizontale (bas du graphe) délimite les unités géomorphologiques, en lien avec le profil en long (données géomorphologiques et limnimétriques : B. Moulin & G. Fantino, AEMGEO)

Le test de Mann-Whitney a été utilisé pour vérifier la significativité des écarts de teneurs entre unités géomorphologiques (figure 4.). Pour le secteur amont, seul Cr affiche une plus forte teneur dans les radiers que dans les mouilles, avec un seuil de signification relativement bas ($p = 5,1\%$). L'analyse montre des écarts moins significatifs entre radiers et mouilles pour les teneurs en C_{org} et Pb. Cette différence était encore plus faible pour P_{tot} . Au niveau du secteur aval toutes les teneurs en nutriments et métaux sont plus élevées ($p < 1\%$) à beaucoup plus élevées ($p < 0,1\%$) dans le radier que dans la mouille. Ces résultats indiquent que la zone hyporhéique des radiers piège davantage d'éléments nutritifs et de métaux que celle des mouilles, celle-ci affichant des teneurs hyporhéiques en C_{org} nettement inférieures à la moyenne.

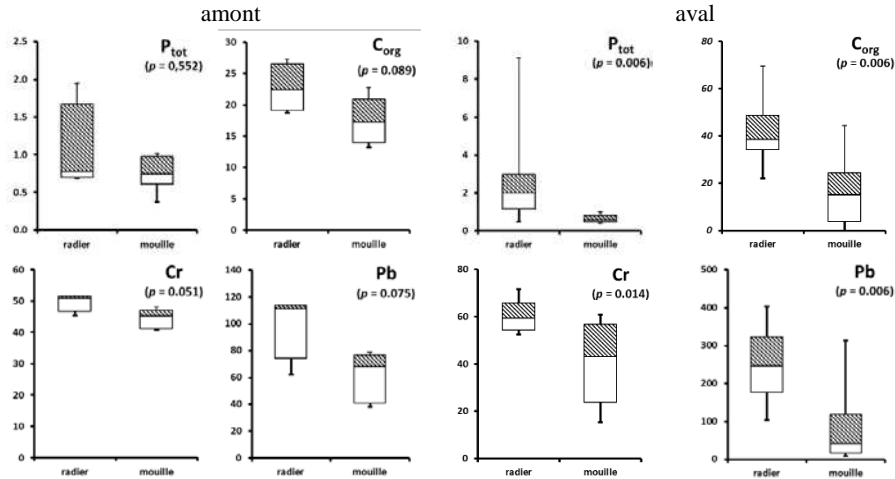


Figure 4. Box-plots et tests statistiques précisant les distributions statistiques de teneurs hyporhéiques en C_{org} , P_{tot} , Cr et Pb entre radiers et mouilles. Les boîtes montrent les médianes et les quartiles inférieurs et supérieurs. Les segments indiquent l'amplitude des données pour chaque paramètre. La valeur p du test de Mann-Whitney est donnée entre parenthèses. Les échelles verticales correspondent aux unités suivantes : C_{org} (g/kg), N_{kj} (g/kg), P_{tot} (g/kg), Cr (mg/kg), Pb (mg/kg)

Tableau 1. Teneurs moyennes et les erreurs standards ($m \pm se$) dans les sédiments benthiques et hyporhéiques par unité géomorphologique

	Zone de prélèvement	Unité	C_{org} (mg/g)	N_{kj} (mg/g)	P_{tot} (mg/g)	Cr (μ g/g)	Pb (μ g/g)
Amont 16/11/09	Benthique	Mouille	$5,9 \pm 0,1$	nd	$0,6 \pm 0,1$	$60,7 \pm 86$	25 ± 5
		Radier	$5,5 \pm 0,1$	nd	$0,7 \pm 0,1$	$2,6 \pm 2$	40 ± 57
	Hyporhéique	Mouille	17 ± 4	nd	$0,7 \pm 0,3$	44 ± 3	60 ± 19
		Radier	21 ± 3	nd	$1,0 \pm 0,5$	48 ± 4	84 ± 29
Aval 06/03/09	Benthique	Mouille	<5	$0,20 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,2$	17 ± 6	75 ± 116
		Radier	<5	$0,3 \pm 0,1$	$0,48 \pm 0,05$	21 ± 2	68 ± 88
	Hyporhéique	Mouille	18 ± 14	$0,8 \pm 0,3$	$0,93 \pm 0,7$	43 ± 17	98 ± 104
		Radier	42 ± 15	nd	$2,6 \pm 3,0$	60 ± 7	250 ± 97

Les concentrations en métaux particuliers mesurées en amont et aval du DO diffèrent selon la zone d'échantillonnage : benthique ou hyporhéique (tableau 1). Les sédiments en amont affichent différentes teneurs en métaux en fonction de leur point de prélèvement, avec respectivement pour les sédiments benthiques et hyporhéiques: [Pb]: $33 \text{ mg/kg} \pm 104 \%$ et $74 \text{ mg/kg} \pm 37 \%$; et [Cr]: $31 \text{ mg/kg} \pm 193 \%$ et $46 \text{ mg/kg} \pm 8\%$ (moyennes \pm CV %). La même disparité se constate en

aval, où les sédiments benthiques et hyporhéiques présentent une différence plus élevée (moyenne \pm CV %) : [Pb] : 73 mg/kg \pm 135 % et 160 mg/kg \pm 78%; et [Cr] : 18 mg/kg \pm 25 % et 50 mg/kg \pm 33%. Les teneurs en Cr sont inférieures à celles en Pb, et nous notons une plus grande variabilité des concentrations benthiques en Pb par rapport au Cr, avec [Pb] CV % = 135 % contre [Cr] CV% = 25 %, et une très faible corrélation entre les teneurs de ces deux métaux ($r^2 = 0,4862$). Cela suggère deux modes distincts de contamination : un mode probablement d'origine anthropique du Pb (ruissellement d'eau pluviale, déversoir d'orages) et un second mode d'origine, plus diffuse et probablement d'origine naturelle, pour Cr (contexte géologique).

3.2. L'écoulement hyporhéique : un facteur contrôlant la teneur en polluants des radiers

Les conductivités hydrauliques K montrent de plus grandes plages de variation sur le secteur aval qu'en amont, à la fois pour les mouilles et les radiers (figure 5).

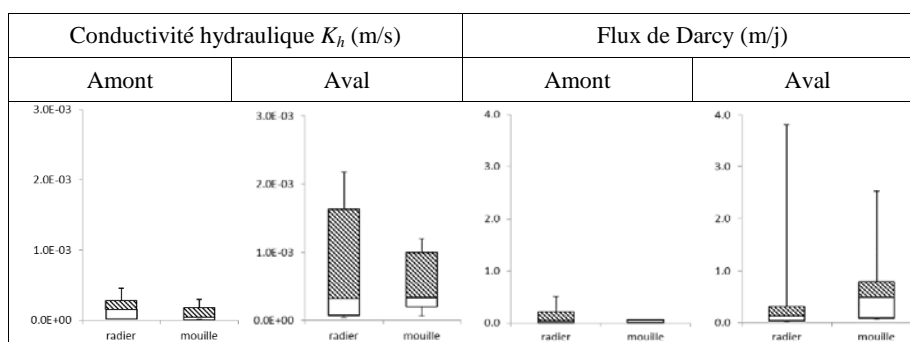


Figure 5. Distributions de la conductivité hydraulique K et des flux de Darcy dans les radiers et les mouilles des deux secteurs

Pour chaque secteur, les différences de K et des flux de Darcy entre les unités géomorphologiques ne sont pas significatives, sachant que les flux ne sont calculés que pour une seule ligne d'eau mesurée à un débit proche du débit moyen. Il apparaît néanmoins une plus grande amplitude de K dans le secteur aval. Dans une moindre mesure, il en va de même pour le flux de Darcy. Seules des relations entre les teneurs en certains polluants et K semblent émerger de l'ensemble des données (figure 6), et indiquent une augmentation des teneurs en Pb et C_{org} lorsque K diminue.

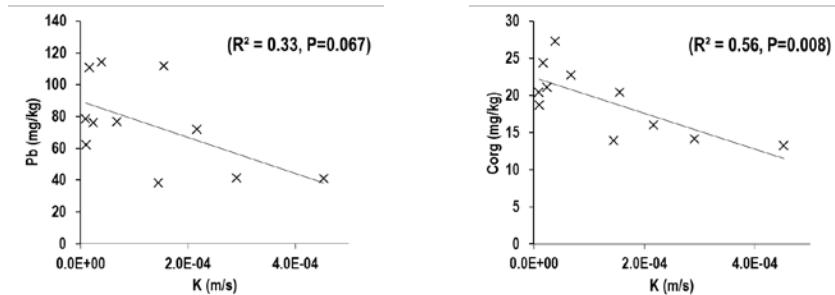


Figure 6. Relations entre les teneurs et K pour Pb (gauche) et C_{org} (droite) pour les secteurs amont et aval

4. Discussion

4.1. La zone hyporhéique des radiers : une unité géomorphologique de piégeage de pollution

Globalement, la teneur en polluant est statistiquement plus élevée dans la zone hyporhéique, qui est donc une zone de stockage de la pollution, comme cela a également été observé lors d'autres études (Lafont *et al.*, 2006 ; Lafont *et al.*, 2008). Le principal résultat de notre travail est que la teneur en polluants est significativement plus élevée dans la zone hyporhéique des radiers, en comparaison avec les autres types d'unité géomorphologiques comme les mouilles. Les alternances radiers-mouilles structurent donc fortement le stockage de polluants dans la zone hyporhéique. Les teneurs en polluants sont beaucoup plus élevés dans le secteur aval qu'en amont. Cela est attribuable à la pollution rejetée par le DO (Lafont *et al.*, 2006 ; Schmitt *et al.*, 2011 ; Lafont et Vivier, 2006), mais peut aussi résulter d'une circulation des flux hyporhéiques qui seraient accentuées lors des petites crues imputables au DO (Namour *et al.*, 2015). Le secteur aval montre également une plus grande variabilité des teneurs en polluants attribuable à la conductivité hydraulique K (figure 5) ainsi qu'à des différences morphologiques plus marquées entre les radiers et les mouilles.

À l'échelle du secteur, la conductivité et le gradient hydrauliques sont les variables qui déterminent le flux hyporhéique (Tonina et Buffington, 2011). La diminution de la conductivité hydraulique est corrélée à une augmentation des teneurs en Pb et C_{org} dans le secteur amont. Il n'y a cependant pas de corrélation significative pour le secteur aval où la variabilité des débits est plus prononcée. Dans ce cas la notion de ligne d'eau à débit moyen qui sert de référence ici au calcul du gradient hydraulique, n'est pas adaptée.

Nous avons pu observer une diminution rapide du flux hyporhéique au niveau de la transition entre radier et mouille (figures 2c et 3c). Les plus fortes teneurs en polluants analysés sont mesurées à cette transition. Une partie de l'eau superficielle

s'infiltrer vers la zone hyporhéique en amont des radiers et transporte des particules fines (Käser *et al.*, 2009). Ce flux contient des substances dissoutes et des particules fines qui circulent dans la zone hyporhéique du radier suivant des trajectoires variables selon le débit, et peuvent se déposer lorsque les forces hydrauliques diminuent. Cette baisse du flux est liée à la chute du gradient hydraulique dans la partie aval des radiers, immédiatement à l'amont des mouilles, et qui se manifeste en surface par une ligne d'eau à pente faible. Ce mécanisme d'accumulation tend à diminuer la conductivité hydraulique K . La zone de ralentissement du flux hyporhéique est mobile : elle remonte vers l'amont du radier lorsque le débit augmente puis migre vers l'aval en décrue. Les facteurs hydrauliques et géomorphologiques contrôlent donc la répartition spatiale du stockage des polluants dans la zone hyporhéique.

D'un point de vue morphodynamique, les mouilles sont des zones d'érosion lors des crues, à la différence des radiers qui sont des zones de dépôt de sédiments en crue (Bravard et Petit, 2000). Après le débit de pointe, lors de la décrue, les processus de sédimentation/érosion sont inversés, mais ils sont moins efficaces, car les débits sont plus faibles (décrue ; Petit, 1987). Par conséquent, les sédiments fins superficiels des radiers sont exportés, tandis que les particules grossières restent en place, induisant la formation d'une couche d'armure superficielle protectrice des sédiments hyporhéiques. Cette armure protège de l'érosion les sédiments plus hétérométriques (et globalement plus fins) qui peuvent être érodés que lors de fortes crues (Houbrechts *et al.*, 2012). D'autre part, lors de la diminution de l'écoulement, les mouilles sont le siège de dépôts de sédiments fins, qui sont facilement remobilisés lors des crues suivantes (Bravard et Petit, 2000 ; Houbrechts *et al.*, 2012).

Le terme de « *hotspot* biogéochimique » définit ces zones du cours d'eau présentant des accumulations/réactivités biogéochimiques anormalement élevées par rapport à son entourage (McClain *et al.*, 2003). Ces points actifs se forment là où des écoulements convergent, apportant des substrats ou autres réactifs complémentaires. L'étude de ces processus hétérogènes est largement axée sur l'azote (N), en dépit de preuves probantes montrant que de nombreux éléments, composés chimiques et contaminants particuliers, sont également soumis à des processus de concentration dans les points actifs, tels que les phosphates, le C_{org} , le mercure et les pesticides (Vidon *et al.*, 2010). L'existence présumée de zones de piégeage, alimentées par les flux hyporhéiques dans certains types d'unités géomorphologiques, est compatible avec l'effet de filtre mécanique proposé par Vervier *et al.* (1992) dans le concept de « perméabilité à l'écotone ».

Les points de rupture de la conductivité hydraulique situés en pente aval des radiers favorisent des zones de piégeage conduisant à une accumulation de matière dissoute ou particulaire fine, avec les éventuels polluants associés. Les forces hydrauliques contrôlant le processus sont fixées par le profil longitudinal de la ligne d'eau, qui est elle-même fortement contrôlée par la topographie des séquences radier-mouille à débits faible et moyen (Breil *et al.*, 2007). L'efficacité du filtre

mécanique semble donc être modulée par le gradient hydraulique en fonction des conditions hydrologiques. Les points de concentration de pollution hyporhéique des radiers peuvent agir comme des puits potentiels de polluants, qui seront lessivés lors de crues extrêmes, susceptibles d'induire des ajustements morphologiques majeurs avec une érosion des radiers.

4.2. Implications dans les stratégies de surveillance et remédiation des rivières

Nos résultats, moyennant confirmation sur d'autres rivières, nous conduisent à formuler plusieurs recommandations pour la surveillance et la gestion de la qualité de l'eau, ainsi que pour la restauration/réhabilitation des rivières. Comme le sédiment hyporhéique concentre plus de polluants que le sédiment benthique, en particulier dans les radiers, ce compartiment doit être considéré comme la zone d'investigation prioritaire lors des évaluations de la qualité chimique d'une rivière. En segmentant la rivière étudiée en unités géomorphologiques distinctes et homogènes, et en échantillonnant chaque unité séparément, il est possible de mieux appréhender la structure complexe de contamination ainsi que leur répartition spatiale. Une nouvelle stratégie d'échantillonnage tenant compte d'une structure 2-D de la pollution doit permettre d'améliorer la surveillance de l'état chimique réel des rivières. Cette nouvelle stratégie focalisée sur les zones hyporhéiques des radiers va à l'encontre des approches couramment utilisées pour évaluer l'état chimique de cours d'eau, qui préconisent le prélèvement de sédiments fins benthiques (i.e. de surface) accumulés dans les mouilles (Shelton et Capel, 1994). En outre, la compréhension des mécanismes impliqués dans le développement de points d'accumulation de polluants dans les rivières permettrait d'améliorer notre compréhension des processus qui contrôlent la qualité de l'eau. Si elle était confirmée, cette conception du fonctionnement des rivières pourrait aider à l'élaboration de stratégies de gestion innovante visant à améliorer la capacité d'assimilation des nutriments et/ou l'élimination des polluants. Les *hotspots* de pollution assurent un rôle important d'un point de vue biogéochimique et écotoxicologique, car ils créent les conditions d'intensification des activités biogéochimiques et (micro)biologiques (Namour, 1999). De cette manière, les efforts de remédiation peuvent être modulés en fonction de l'intensité de la contamination, notamment dans le cas de réhabilitation d'un cours d'eau péri-urbain soumis à des rejets de DO. Des zones artificielles de piégeage pourraient être conçues pour concentrer les polluants lors des épisodes pluvieux intenses en des endroits spécifiquement aménagés. Les rejets urbains de temps de pluie pourraient alors être traités par des processus naturels lors de périodes d'étiage (Wagner et Breil, 2013).

5. Conclusion

Notre méthode systématique d'échantillonnage nous a permis de montrer un stockage préférentiel des pollutions de cours d'eau alluviaux poreux dans la zone hyporhéique des unités géomorphologiques (ou faciès d'écoulement) de radiers (*hotspot* biogéochimique). Au sein du cours d'eau, d'importants processus d'échanges entre l'eau de surface/subsurface (infiltration/exfiltration) et de piégeage des polluants sont contrôlés par la morphodynamique du cours d'eau conduisant à la formation d'alternances radier-mouille.

Afin de compléter et vérifier ces résultats des études similaires devraient être menées pour différents types de flux et dans différents contextes géomorphologiques, notamment des cours d'eau de tailles plus importantes. Cette approche est essentielle pour améliorer la pertinence des méthodes de surveillance et de remédiation des cours d'eau impactés par des pollutions.

Remerciements

Nous remercions l'Agence Nationale de la Recherche française (INVASION ANR-08-CESA-022 coordonnée par Benoit COUNOYER, et EPEC ANR-10-Ecot-007 coordonnée par Jolanda Boisson), l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaines (OTHU - www.othu.org/- FED de 4161), le Grand Lyon, l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, la ZAEU (Zone atelier environnementale urbaine) - LTER et la région Rhône-Alpes pour leurs soutiens scientifique, administratif et financier. Nous remercions également Guillaume Fantino de AEMGEO pour sa participation à la réalisation des levés géomorphologiques et Stéphanie Petit et Bruno Tilly pour leur aide dans l'organisation et la réalisation des campagnes de prélèvements.

Bibliographie

- Bencala K.E., Gooseff M.N., Kimball B.A. (2011). Rethinking hyporheic flow and transient storage to advance understanding of stream-catchment connections. *Water Resour Res*, vol. 47, doi:10.1029/2010WR010066, 2011.
- Bencala KE. (2000). Hyporheic zone hydrological processes. *Hydrological Processes*, vol. 14, n° 15, p. 2797-2798.
- Bou C. (1974). Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. *Annales de Spéologie*, vol. 29, n° 4, p. 611-619.
- Bravard J.P., Petit F. (2000). *Les cours d'eau: dynamique du système fluvial*. Paris (France), Armand Colin.
- Breil P., Lafont M., Vivier A., Namour P., Schmitt L. (2007). Effects of combined sewer overflows on periurban stream ecosystem: Methodological approach. *Proceedings of the International Symposium on New Directions in Urban Water Management*, 12-14 september. Unesco Headquarters, Paris (France), (UNESCO ed). 8.

- Breil P., Radojevic B., Chocat B. (2010). Urban development and extreme flow regime changes. In *Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources In: 6th World FRIEND Conference*. Fez (Morocco) : IAHS Publ, p. 340.
- Delile H, Schmitt L., Jacob-Rousseau N., Grosprêtre L., Privolt G., Preusser F. (2016). Headwater valley response to climate and land use changes during the Little Ice Age in the Massif Central (Yzeron basin, France). *Geomorphology*, vol. 257, p. 179-197.
- Houbrechts G., Van Campenhout J., Levecq Y., Hallot E., Peeters A, Petit F. (2012). Comparison of methods for quantifying active layer dynamics and bedload discharge in armoured gravel-bed rivers. *Earth Surface Processes & Landforms*, vol. 37, n° 14, p. 1501-1517.
- Hvorslev M. (1951). *Time Lag and Soil Permeability in Ground-Water Observations. (Waterways experiment station)*. Vicksburg, Mississippi:Corps of engineers, U.S. Army.
- Kasahara T., Hill A.R. (2006). Effects of riffle-step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, vol. 63, n° 1, p. 120-133.
- Käser D.H., Binley A., Heathwaite A.L., Krause S. (2009). Spatio-temporal variations of hyporheic flow in a riffle-step-pool sequence. *Hydrological Processes*, vol. 23, n° 15, p. 2138-2149.
- Lafont M., Marsalek J., Breil P. (2008). Urban aquatic habitat characteristics and functioning. In: *Aquatic habitats in integrated urban water management, Urban water Series*, (Wagner I, Marsalek J, Breil P, eds). The Netherlands:NESCO-IHP, Taylor and Francis Group, 9-24.
- Lafont M., Vivier A., Nogueira S., Namour P., Breil P. (2006). Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream. *Hydrobiologia*, vol. 564, n° 1, p. 183-193.
- Lafont M., Vivier A. (2006). Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: Their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. *Hydrobiologia*, vol. 564, n° 1, p. 171-181.
- Malavoi J.R., Souchon Y. (2002). Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. *Bulletin Français de la Peche et de la Pisciculture*, n° 365-66, p. 357-372.
- McClain M.E., Boyer E.W., Dent C.L., Gergel S.E., Grimm N.B., Groffman P.M., Hart S.C., Harvey JW, Johnston CA, Mayorga E, McDowell WH, Pinay G (2003). Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, vol. 6, n° 4, p. 301-312.
- Namour P., Breil P., Schmitt L., Lafont M., Grosprêtre L. (2015). Dynamique des hydrosystèmes périurbains en réponse aux changements paysagers : l'exemple de l'Ouest lyonnais. In: *Aux marges de la ville : Paysages, Sociétés, Représentations*, (Collin Bouffier S, Brelot C-I, Menjot D, eds). Lyon (France), La Martinière, p. 123-139.
- Namour P., Schmitt L. Eschbach D., Moulin B., Fantino G., Bordes C., Breil P. (2015). Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France). *Sciences of the Total Environnement*, n° 532, p. 80-90.

- Namour P. (1999). Auto-épuration des rejets organiques domestiques, nature de la matière organique résiduaire et son effet en rivière [PhD Dissertation]. Lyon (France), [<http://bit.ly/PhNamourPhthesis>]: Université de Lyon.
- Paul M.J., Meyer J.L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology & Systematics*, vol. 32, p. 333-365.
- Rofes G. (1980). Etude des sédiments, méthodes de prélèvement et d'analyses pratiquées au laboratoire de sédimentologie. (Etude n°47). Antony (France):CTGREF, ministère de l'Agriculture.
- Schmitt L., Lafont M., Trémolières M., Jezequel C., Vivier A., Breil P., Namour Ph., Valin K., Valette L. (2011). Using hydro-geomorphological typologies in functional ecology: Preliminary results in contrasted hydrosystems. *Physics & Chemistry of the Earth*, vol. 36, n° 12, p. 539-548.
- Shelton L.R., Capel P.D. (1994). Guidelines for collecting and processing samples of stream bed sediment for analysis of trace elements and organic contaminants for the National Water-Quality Assessment Program. (Open-File Report). Sacramento (California): USGS Earth Science Information Center.
- Tonina D., Buffington J.M. (2007). Hyporheic exchange in gravel bed rivers with pool-riffle morphology: Laboratory experiments and three-dimensional modeling. *Water Resour Research*, vol. 43, doi:10.1029/2005WR004328.
- Tonina D., Buffington J.M. (2011). Effects of stream discharge, alluvial depth and bar amplitude on hyporheic flow in pool-riffle channels. *Water Resour Research*, vol. 47, DOI: 10.1029/2010WR009140.
- United Nations. (2010). World Urbanization Prospects, the 2009 Revision: Highlights. (Department of Economic and Social Affairs, Population Division). New York, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, US.
- Vervier P., Gibert J., Marmonier P., Doleolivier M.J. (1992). A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 11, n° 1, p. 93-102.
- Vidon P., Allan C., Burns D., Duval T.P., Gurwick N., Inamdar S., Lowrance R., Okay J., Scott D., Sebestyen S. (2010). Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 46, n° 2, p. 278-298.
- Wagner I., Breil P. (2013). The role of ecohydrology in creating more resilient cities. *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 13, p. 113-134.
- Williams D.D., Febria C.M., Wong J.C.Y. (2010). Ecotonal and other properties of the Hyporheic Zone. *Fundamental & Applied Limnology*, vol. 176, n° 4, p. 349-364.
- Wolman M.G. (1954). A Method of Sampling Coarse River-Bed Material. *Transactions American Geophysical Union*, vol. 35, n° 6, p. 951-956.