Méthodologie d'identification des zones de concentration de pollution en cours d'eau péri-urbain

Philippe Namour, David Eschbach, Laurent Schmitt, Pascal Breil

▶ **To cite this version:**

Philippe Namour, David Eschbach, Laurent Schmitt, Pascal Breil. Méthodologie d'identification des zones de concentration de pollution en cours d'eau péri-urbain. 7ème Colloque Interdisciplinaire en Instrumentation, Jan 2016, Saint-Nazaire, France. hal-01280188

HAL Id: hal-01280188
https://hal.science/hal-01280188

Submitted on 29 Feb 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Méthodologie d'identification des zones de concentration de pollution en cours d'eau péri-urbain

Philippe NAMOUR[1,2], David ESCHBACH[3], Laurent SCHMITT[3], Pascal BREIL[2]

[1]Université de Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, Institut des Sciences Analytiques, UMR 5280, 5 rue de la Doua, F-69100 Villeurbanne, France
[2]Irstea, UR MALY, 5 rue de la Doua, F-69100, Villeurbanne, France
[3]Université de Strasbourg, Laboratoire Image Ville Environnement UMR 7362 CNRS/Unistra/ENGEES, 3 rue de l'Argonne, F-67083, Strasbourg, France

philippe.namour@univ-lyon1.fr

Abstract

Identification methodology of pollutant concentration zones in suburban rivers

In urbanized areas, small streams can be greatly damaged by urban inflows and combined sewer overflows. 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 was divided up into geomorphic units: riffles, pools and runs. The last two were grouped into one class named "pool-runs" owing to their closely similar open channel flow hydraulics. Benthic and hyporheic sediments were sampled at 2 m intervals. Conventional particulate pollutants (Cr, Pb, N_{org}, P_{tot}&C_{org}) were assayed in samples. The main result were: pollutants were not randomly distributed in the stream sediments, but their location showed clear concentration differences by geomorphic units, with preferential accumulation in the hyporheic zones of riffle units and a lesser one in the hyporheic zones of pools. A decrease in hydraulic conductivity was significantly correlated with an increase in pollutant concentration. This occurred mainly at the transition between riffles and pool 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.

1. Introduction

La population mondiale se concentre dans les zones urbaines [1]. En zones urbanisées, les petits ruisseaux peuvent être fortement affectés par les ruissellements urbains et les rejets de Déversoirs d'Orages(DO)[2]. Ces rejets pollués peuvent représenter plusieurs fois le débit naturel du cours d'eau sur de brèvespériodes. Selon les conditions hydrologiques, les pollutions rejetées peuvent pénétrer dans les sédiments poreux de la zone hyporhéique et impacter la biocénose. Une bonne connaissance de la distribution spatiale des polluants dans les sédiments est donc cruciale pour la conception de stratégies de surveillance et des opérations de remédiation appropriées [2-4]. Cet article présente la méthodologie utilisée

pour localiser les zones de concentration de deux métaux lourds, pris comme polluants modèles, du P_{tot} et du C_{org}.

Matériel & méthodes

Site d'étude

L'Yzeronest un affluent de rive droite du Rhône (France), dont une grande partie dubassin esten zone périurbaine,àl'ouest de Lyon (Fig. 1). Ilest impacté par des ruissellements pollués et des rejets de DO.

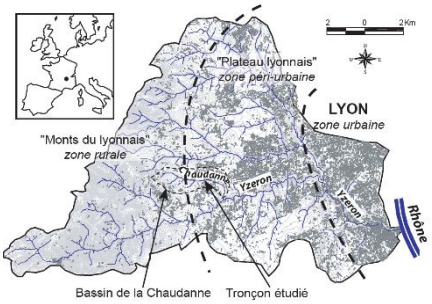

Figure 1. Carte de localisation du site d'étude délimité en 3 secteurs (rural, péri-urbain et urbain). Le ruisseau Chaudanne se situe dans le secteur péri-urbain intermédiaire[5].

Le bassin de l'Yzeronest constitué d'un amont(Monts du Lyonnais) principalement rural (taux urbanisation <10% ; données CORINE Land Cover 2006)de nature granitique etgneissique. Plus en aval y succède lePlateau Lyonnais, périurbain (urbanisée à ~23%) et de même nature géologique. Le climat est de type continental tempéré, avec 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'Yzeronparcourant le plateau (Fig.1).

Au niveau du tronçon étudié, la surface du bassin versant de la Chaudanne est de 2,6 km^2 pour un linéaire de 2,2 km. Le ruisseau coule vers le sud-est, à partir de 443 m d'altitude jusqu'à son confluent avec l'Yzeron à 306 m (pente moyenne de 3,6%). Le ruisseau coule dans une arène de gneiss dépourvue de carbonates.La faiblesse relative de l'évapotranspiration potentielle pendant l'hiver, explique le débit continu de la Chaudanne de Novembre à Mai. Cela contraste avec l'été quand la Chaudanne connait des étiages sévères voire des assecs. Deux tronçons du cours d'eau ont été étudiés en détail, en amont d'un point de rejet de DOet en aval. Le débit moyen des tronçons est de 14,5 L/s (période 2002-11), mais le débit instantané extrême peut dépasser 1,8 m^3/s lors de fortes crues. La température moyenne de l'eau de surface est comprise entre 6,5°C en hiver à 18°C en été. L'effet des débits du DO est faible sur le débit moyen annuel de la Chaudanne, mais se manifeste par des crues très rapides en période estivale.Les débits de pointes peuvent atteindre 0,1m^3/s et perturbent considérablement le régime hydrologique à l'aval du DO.

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[6]. La longueur et la largeur moyenne à pleins bords des tronçons amont et aval était respectivement de 25 et 2,3 m, et 34 m et 2,8 m. Les deux tronçons sont situés respectivement 85 m en amont et 115 m en aval du DO et leur pente moyenne estrespectivement de 0,94% et 1,72%. Le chenal a été segmenté en trois types de faciès d'écoulement : radier, mouille et platcourant, selon une caractérisation définie

par ailleurs [7, 8]. Les variables considérées, évaluées à faible débit, étaient : la lamed'eau moyenne (plus faible sur les radiers), la turbulence (plus élevé surles radiers), et la granulométrie de surface (plus élevéesur les radiers). Le peu de différence d'épaisseur de la lame d'eau entre mouilles et platcourant justifie l'agrégation des faciès mouille et platcourant en un seul faciès [8, 9]. L'activité morphodynamique des deux tronçons est relativement faible avec des taux d'érosion et de dépôt peu élevés.

Prélèvements des sédiments

Les deux tronçonsétudiés,amont et aval DO,ont été subdiviséspar des transects espacés de 2 m. Les échantillons ont été prélevés d'aval en amont au centre de chaque transect (Fig. 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 dragueà fond plat en plastique, après avoir enlevé les particules grossières superficielle [10]. Les sédiments hyporhéiques ont été prélevés avec une pompe Bou-Rouch à une profondeur de 30 cm sous la surfacedu lit [11]. Les échantillons 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 ont été stockés dans des sacs de polyéthylèneavant minéralisation et analyses chimiques.

Analyses chimiques

Deux métaux lourds (chrome et plomb) ont été choisis comme modèles pour explorer la dynamique des polluants dans le lit de la rivière. Pour chaque échantillon de sédiment, les formes particulaires du carbone organique (C_{org}), de l'azote (N_{part}) et du phosphore (P_{part}), ainsi que les métaux lourds (Cr et Pb), ont été analysés suivant les normes internationales: ISO 14235 (oxydation sulfochromique), ISO 11261 (méthode de Kjeldahl) et ISO 11885 (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.

Mesures complémentaires de terrain

Avant échantillonnage, pH, température, conductivité électrique, oxygène dissous et potentiel redox (*Eh*) ont été mesurées sur le terrain 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.

$$q = -K * (\mathrm{d}\, h / \mathrm{d}\, x) \quad (1)$$

Où q est la vitesse moyenne (m/s) et K la conductivité hydraulique pour l'eau. Le gradient hydraulique dh/dx est donnée par la différence entre deux hauteurs de l'eau $h1$ et $h2$ (pris à x_1 et x_2) divisée par la distance de milieux poreux entre x_1 et x_2.

Nous avons utilisé la hauteur d'eau mesurée autour de conditions d'écoulement moyennes en tant que substitut de la mesure de la hauteur de l'eau directement dans les substrats [12]. Le débit a été exprimé en mètres par jour (m/j).Les conductivités hydrauliques K ont été mesurées par la méthode injection/relaxation [13]. 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 de fer pointu a été forcé dans les sédiments jusqu'au milieu de sasection

perforée situéeà 0,3 m 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 0,15 m. Les mesuresfurentconduites au centre du chenal et au point de prélèvement des sédiments (Fig. 2). Un micro-capteur de pression (mini-Diver®, SDEC) est introduit dans le tube au-dessous de la section perforée afin de ne pas perturber la libre circulation de l'eau à travers la sectionperforée du tube. Le tube est ensuite rempli d'eau à ras bord, et la baisse du niveau d'eau est enregistrée par le micro-capteur à 0,5 s intervalles. Les mesures sont répétées au moins trois fois à chaque emplacement. La valeur médiane de *K* a été retenue. La conductivité hydraulique est calculéeselon l'équation de Hvorslev [Eq.2] développée pour la méthode injection/relaxation.

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

Où *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 interne du puits (ici prise égale aux rayon extérieur du tube, 0,05 m), *Ti* correspond à la durée 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 *ht* (m) à l'instant *t* (s). Ainsi le rapportde *L*/*R*> à 8 recommandé par Hvorslev[13] est-il respecté. Il estici de 8,33.

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

Analyse statistique

La significativité des écarts mesurées 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 vule nombre limité de données et la non-normalité de la distribution des variablesmesurées. Les calculs statistiques ont été réalisées par le logiciel XLSTAT 04/04/2011 pour Windows sur les variables benthiques et hyporhéiques. Les résultats analytiques ont été centrés réduits,afin de visualiser les variations dans les différentes espèces chimiques sur la même figure (Fig. 2-A & B).

Résultats

Des teneurs en nutriments et métaux plus élevées dans l'hyporhéon des radiers

Les teneurs hyporhéiquesétant invariablement plus élevéesque les teneurs benthiques, et compte tenu de l'importance cruciale de la zone hyporhéique dans la biogéochimie de la rivière [14-17], notre analyse portera uniquement sur les teneurs hyporhéiques.Les figures. 2-A et 2-B montrent les variations longitudinales de teneurs hyporhéiques le long des deux tronçons, en relation avec les unités géomorphologiques, le profil longitudinal et le tracé en place duchenal. Les figures 2-Aa et 2-Ba montre que les substances chimiques se concentrent préférentiellement dans la zone hyporhéique des radiers (transectsn°3-5 et n°9-11 en amont et transectsn°4-6 et n°10-15 en aval).

A B

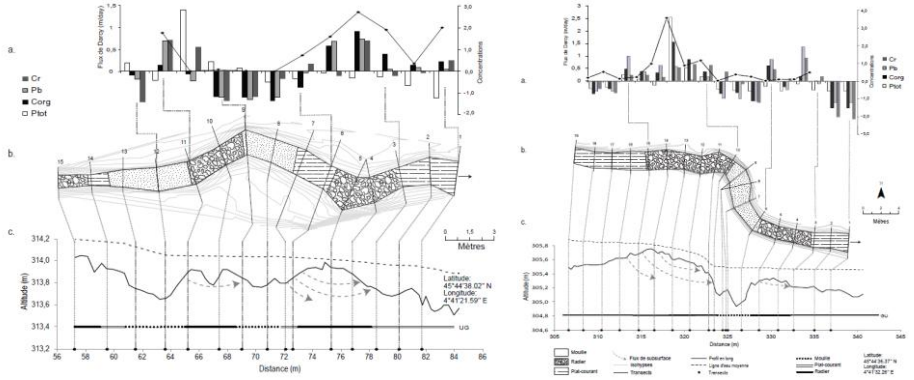

Figure 2 :Tronçons amont (A) et aval (B). (a) axe de gauche : flux de Darcy (m/j) et axe de droite : teneurs hyporhéiques centrées réduites ; (b) faciès d'écoulement et transects étudiés ; (c) profils longitudinaux de la ligne d'eau moyenne et du talweg de fond de la rivière. La ligne horizontale(bas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

Le phosphore hyporhéique est inégalement réparti entre les transects (Fig. 2-A et 2-B) avec des teneurs maximales aux transectsn°10 du tronçon amont et n°12 du tronçon aval. La distribution spatiale des teneurs hyporhéiques en Pb et Cr suivent celles duP_{tot} et C_{org}. Les zones hyporhéiques des radiers ont des teneurs élevées en Pb, correspondant à des valeurs au-dessus des teneurs moyennes en P_{tot} et C_{org} (Fig. 2).

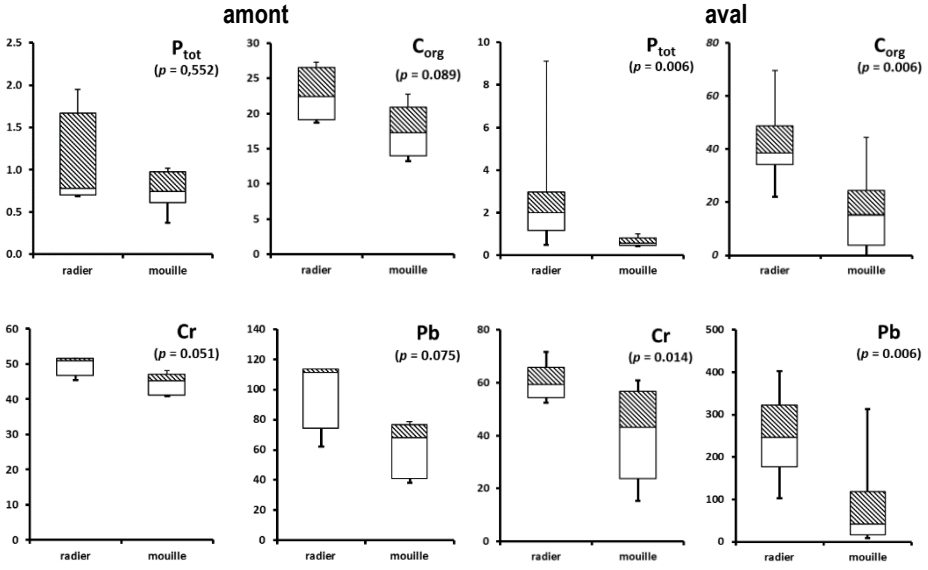

Figure 3 : Box-plots et tests statistiques montrant les différences entre les radiers et les mouilles des par rapport aux teneurshyporhéiquesenC_{org}, P_{tot}, Cr et Pb. Les boîtes représentent les médianes et les quartiles inférieurs et supérieurs. Les lignes correspondent auxvaleurs minimales et maximales 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).

Le test de Mann-Whitney a été utilisé pour vérifier la significativité des écartsdeteneurs mesurées dans les unités géomorphologiques (Fig. 3). Pour le tronçon amont, seul Cr affiche une plus forte teneur dans les radiers que dans les mouilles, avec un seuil de signification relativement bas avec p = 5,1%, mais l'analyse montre desécarts moinssignificatifs entre radiers et mouilles pour les teneursenC_{org} et Pb. Cette différence était plus faible pour P_{tot}. Au niveau du tronçon aval toutes les teneurs en nutriments et métaux sont plus élevés (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 les éléments nutritifs et les métaux que celle des mouilles, la zone hyporhéique de ces dernières affichant des teneurs de C_{org}nettement inférieures à la moyenne.

L'écoulement hyporhéique : un facteur contrôlant la teneurenpolluants des radiers

Les conductivités hydrauliques$K$ montrent de plus grandes plages de variation sur le tronçon aval qu'en amont, à la fois pour les mouilles et les radiers (Fig. 4). Mais ces différences restent peu marquées entre les unités géomorphologiques.

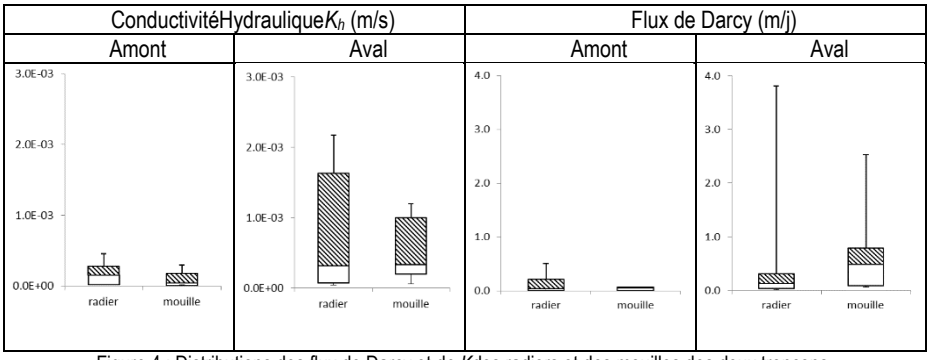

Figure 4 : Distributions des flux de Darcy et de Kdes radiers et des mouilles des deux tronçons.

(Fig.4). Pour chacun des tronçons, les différences de Ket des flux de Darcy entre les unités géomorphologiques ne sont pas significatives, sachant que les flux ne sont calculés que pour une ligne d'eau correspondant à un écoulement moyen. Il apparait néanmoins une plus grande amplitude de K dans le tronçon aval par comparaison au tronçon amont dans chaque type d'unité géomorphologique. Cette différence est moins nette pour les flux de Darcy dans les radiers. Seules des relations entre les teneursen polluants et K semblent émerger de l'ensemble des données (Fig. 5). Les deux meilleures relations apparaissent pour le tronçon amont. Elles indiquent une augmentation desteneurs en Pb et C_{org} lorsque K diminue.

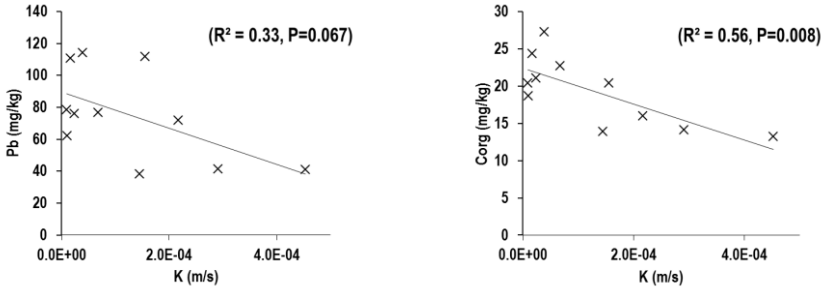

Figure 5. Relations respectives entre les teneurs en Pb et C_{org}et la conductivité hydraulique *K*.

Discussion

La zone hyporhéique des radiers: une unité de piégeage de la pollution

Globalement, la teneur en polluant est clairement plus élevé dans la zone hyporhéique, qui est donc une zone de stockage de la pollution, comme cela a également été observé dans d'autres études [3, 18]. Le principal résultat de notre travail est de démontrer clairement que la teneur hyporhéique en polluants n'est pas répartie également le long d'un cours d'eau, mais est fortement liée aux unités géomorphologiques du chenal, en particuliers les radiers. Les teneurs en polluants sont beaucoup plus élevés dans le tronçon aval qu'en amont. Cela est attribuable à la pollution rejetée par le DO[3, 7, 19], mais peut aussi résulter d'une circulation des flux hyporhéiques qui seraient accentuées lors des petites crues. Le contraste marqué des teneurs en polluants s'explique avant tout par la variabilité morphologique des tronçons, et notamment par les alternances radiers-mouilles. Le tronçon aval montre également une plus grande variabilité attribuableaux différences morphologiques plus marquéesentre les radiers et les mouilles.

À l'échelle du tronçon, la conductivité et le gradient hydrauliques sont les variables qui déterminent le flux hyporhéique[20]. La diminution de la conductivité hydraulique est corrélée à une augmentation des teneurs en Pb et C_{org} dans le tronçon amont. Il n'y a cependant pas de corrélation significative pour le tronçon 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.

Il est noté de manière qualitative à partir des,Nous avons pu observer une diminution rapide du flux hyporhéique au niveau la transition entre radier et mouille(Fig.2-A et 2-B). Les plus fortes teneursen substances suivies sont mesurées à ce point. Une partie de l'eau superficielle s'infiltre vers la zone hyporhéiqueen amont des radiers et transport des particules fines [21]. Ce flux fournit des substances qui circulent dans la zone hyporhéique du radier et peuvent alors s'accumuler lorsque les forces hydrauliques diminuent. La raison de cette baisse du flux est liée à la chute du gradient hydraulique dans la mouille qui se manifeste en surface par une ligne d'eau à pentefaible. La conductivité hydraulique *K* peut alors baisser du fait de ce mécanisme d'accumulation. La zone de ralentissement du flux hyporhéique est mobile : elle remonte vers le haut du radierlorsque le débit augmente puis migre vers aval en décrue. La distribution des polluants dans la zone hyporhéique des rivières n'est alors pas un phénomène aléatoire. Les facteurs hydrauliques et géomorphologiques contrôlent leur répartition spatiale.

D'un point de vue hydro-morphologique, les mouilles sont les zones d'érosion lors des crues, à la différence des radiers qui sont des zones de dépôt de sédiments à haut débit[9]. Après le débit de pointe, lors de la réduction du débit, les processus de sédimentation / érosion sont inversés, mais ils sont moins efficaces, car les flux sont plus faibles. Par conséquent, les radiers subissent l'érosion des sédiments fins, tandis que les particules grossières sont immobiles, induisant la formation d'une couche d'armure grossière en surface, en dessous de laquelle les sédiments présentent une granulométrie plus grossière Ce type de substrat favoriseles processus physiques et biogéochimiques. Cette couche d'armure de surface protège les sédiments fins et ne peut être enlevé que lors de fortes crues[22]. D'autre part, lors de la diminution de l'écoulement, les mouillesaccumulent les sédiments fins, qui peuvent être facilement remobilisés lors des crues suivantes[9, 22].

McClain*et al.*(2004) définissent "un hotspot biogéochimique" comme une zone du cours d'eauqui présente des taux de réaction biogéochimiques anormalement élevées par rapport à son entourage[23]. Ces travaux montrent que ces points actifs se situent là où des écoulements convergentset apportent des substrats ou d'autres réactifs complémentaires ou manquants. L'étude de ces processus hétérogènes est largement axée sur l'azote (N), en dépit de preuves probantes montrant que de nombreux éléments, comme les composés chimiques et les contaminants particulaires sont également soumis à des processus de concentration dans les points actifs, tels que les phosphates, le C_{org}, le mercure et les pesticides[24]. L'existence présumée de zones de piégeage, alimentées par les flux hyporhéiques dans certaines unités géomorphologiques spécifiques, est compatible avec l'effet de filtre mécanique proposé par Vervier*et al.*(1992) dans le concept de «perméabilité à l'écotone»[25]. Dans les radiers, qui sont des structures géomorphologiques spécifiques, des sédiments hyporhéiques relativement fins induisent un effet de filtre mécanique et réduisent la conductivité hydraulique, facilitant le dépôt de particules et de la matière organique, et le piégeage des éléments dissous. Les forces hydrauliques contrôlant le processus sont fixés par le profil longitudinal du niveau d'eau, qui est fortement contrôlée par la topographie des séquences mouille-radier à débit faible et moyen[26]. L'efficacité du filtre mécanique est probablement modulée par le gradient hydraulique en fonction des conditions hydrologiques. En outre, les points concentration de pollution hyporhéiques des radiers peuvent agir comme des puits potentiels de polluants, qui seront lessivés lors de crues extrêmes, susceptibles d'induire des ajustements morphologiquesmajeurs.

Implications dansles stratégies de surveillance et remédiationdes rivières

Nos résultats induisent plusieurs recommandations pour la surveillance et la gestion de la qualité de l'eau, et pour la restauration/réhabilitation des cours d'eau. Comme les sédiments hyporhéiques concentrent plus de polluants que les sédiments benthiques, en particulier dans les radiers, ces compartiments doivent être considérées comme des zones d'investigation prioritaires lors des évaluations de la qualité chimique d'une rivière. En segmentant la rivière étudiée en unités géomorphologiques distinctes et en échantillonnant chaque unité séparément,il est possible de mieux appréhender la structure complexe de contamination ainsi que leur répartition spatiale. De nouvelles méthodologies d'échantillonnage tenant compte d'une structure 2-D de la pollution permettront d'améliorer la surveillance de l'état chimique réel des rivières. Cette démarche va à l'encontre des approchescouramment utiliséespour évaluerl'étatchimique de cours d'eauet quipréconisentle prélèvement de sédiments fins benthiques accumulés dans les mouilles[27].

En outre, la compréhension des mécanismes impliqués dans le développement de points de concentration de polluants dans les rivières permettrait d'améliorer notre compréhension des processus qui contrôlent la qualité de l'eau, et pourrait aider à l'élaboration de stratégies de gestion innovantevisant à améliorer la capacité d'assimilation des nutriments et/ou l'élimination des polluants. Les hotspots de pollution assurentun importantsrôle d'un point de vue biogéochimiques et écotoxicologiques, car ils créent les conditions d'intensificationdes activitésbiogéochimiques et (micro)biologiques[28]. De cette manière, les efforts de remédiation peuvent être modulés en fonction de l'intensité de la contamination, et dans le cas de réhabilitation d'un cours d'eau péri-urbainsoumis aux rejets de DO. Des zones artificielles de piégeage pourraient être conçues pour concentrer les polluants lors des épisodes pluvieux intenses. Ces rejets urbains de temps de pluie pourraient alors être traitéspar des processus naturels lors de périodes d'étiage.

Conclusion

Les pollutions de cours d'eau alluviaux poreuxsontpréférentiellement stockées dans la zone hyporhéique des radiers (*hotspot* biogéochimique). Au sein du cours d'eau, les processus d'échanges entre l'eau superficielles et de subsurface (infiltration/exfiltration) sont contrôlés par les alternances radier-mouille. Des études similaires devraient être menées sur différents types de flux et dans différents contextes géographiques, notamment des cours d'eau de tailles plus importantes,pour compléter et vérifier les résultats présentés dans cet article. Cette approche est essentielle pouraméliorer la pertinence des méthodes de surveillance et de remédiationdes 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 HydrologieUrbaines (OTHU - www.othu.org/ - FED de 4161), le Grand Lyon, l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, et la région Rhône-Alpes pour leur soutien scientifique et financier.

Nous remercions également de Bertrand Moulin et Guillaume Fantino de AEMGEO pour la réalisation des levés topographiques et de la cartographie

Bibliographie

[1] United Nations. World Urbanization Prospects, the 2009 Revision: Highlights. New York: Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2010.

[2] Paul MJ, Meyer JL. Streams in the urban landscape. Annual Review of Ecology and Systematics. 2001;32:333-65. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040.

[3] Lafont M, Vivier A, Nogueira S, Namour P, Breil P. Surface and hyporheic oligochaete assemblages in a French suburban stream. Hydrobiologia. 2006;564(1):183-93.

[4] Namour P, Eschbach D, Schmitt L, Moulin B, Fantino G, Bordes C, et al. Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France). STOTEN. 2015(532):80-90.

[5] Namour P, Breil P, Schmitt L, Lafont M, Grosprêtre L. Dynamique des hydrosystèmes périurbains en réponse aux changements paysagers : l'exemple de l'Ouest lyonnais. In: Collin Bouffier S, Brelot C-I, Menjot D, editors. Aux marges de la ville : Paysages, Sociétés, Représentations. Lyon (France): La Martinière; 2015. p. 123-39.

[6] Wolman MG. A Method of Sampling Coarse River-Bed Material. Trans AGU. 1954;35(6):951-6.

[7] Schmitt L, Lafont M, Trèmolières M, Jezequel C, Vivier A, Breil P, et al. Using hydro-geomorphological typologies in functional ecology: Preliminary results in contrasted hydrosystems. Physics&Chemistry of the Earth. 2011;36(12):539-48.
[8] Malavoi JR, Souchon Y. Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques. Bulletin Francais de da Peche et de La Pisciculture. 2002(365-66):357-72. doi: 10.1051/kmae:2002040.
[9] Bravard JP, Petit F. Les cours d'eau: dynamique du système fluvial. Paris (France): Armand Colin; 2000. 222 p.
[10] Rofes G. Etude des sédiments, méthodes de prélèvement et d'analyses pratiquées au laboratoire de sédimentologie. Antony (France): CTGREF, Ministère de l'Agriculture, 1980 janvier 1980. Report No.
[11] Bou C. Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. Annales de Spéologie. 1974;29(4):611-9.
[12] Tonina D, Buffington JM. Hyporheic exchange in gravel bed rivers with pool-riffle morphology: Laboratory experiments and three-dimensional modeling. Water Resour Res. 2007;43(1).
[13] Hvorslev M. Time Lag and Soil Permeability in Ground-Water Observations. Vicksburg, Missippi: Corps of engineers, U.S. Army, 1951 april 1951. Report No.
[14] Bencala KE. Hyporheic zone hydrological processes. Hydrological Processes. 2000;14(15):2797-8.
[15] Williams DD, Febria CM, Wong JCY. Ecotonal and other properties of the Hyporheic Zone. Fundamental and Applied Limnology. 2010;176(4):349-64.
[16] Bencala KE, Gooseff MN, Kimball BA. Rethinking hyporheic flow and transient storage to advance understanding of stream-catchment connections. Water Resour Res. 2011;47. doi: W00h03
10.1029/2010wr010066.
[17] Kasahara T, Hill AR, Kasahara T, Hill AR. Effects of riffle-step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 2006;63(1):120-33.
[18] Lafont M, Marsalek J, Breil P. Urban aquatic habitat characteristics and functioning. In: Wagner I, Marsalek J, Breil P, editors. Aquatic habitats in integrated urban water management , Urban water Series. The Netherlands: NESCO-IHP, Taylor and Francis Group; 2008. p. 9-24.
[19] Lafont M, Vivier A. Oligochaete assemblages in the hyporheic zone and coarse surface sediments: Their importance for understanding of ecological functioning of watercourses. Hydrobiologia. 2006;564(1):171-81.
[20] Tonina D, Buffington JM. Effects of stream discharge, alluvial depth and bar amplitude on hyporheic flow in pool-riffle channels. Water Resour Res. 2011;47. doi: W08508
10.1029/2010wr009140.
[21] Käser DH, Binley A, Heathwaite AL, Krause S. Spatio-temporal variations of hyporheic flow in a riffle-step-pool sequence. Hydrological Processes. 2009;23(15):2138-49. doi: 10.1002/hyp.7317.
[22] Houbrechts G, Van Campenhout J, Levecq Y, Hallot E, Peeters A, Petit F. Comparison of methods for quantifying active layer dynamics and bedload discharge in armoured gravel-bed rivers. Earth Surf Process Landf. 2012;37(14):1501-17. doi: 10.1002/esp.3258.
[23] McClain ME, Boyer EW, Dent CL, Gergel SE, Grimm NB, Groffman PM, et al. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. Ecosystems. 2003;6(4):301-12. doi: 10.1007/s10021-003-0161-9.
[24] Vidon P, Allan C, Burns D, Duval TP, Gurwick N, Inamdar S, et al. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones: Potential for Improved Water Quality Management. Journal of the American Water Resources Association. 2010;46(2):278-98. doi: 10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x.
[25] Vervier P, Gibert J, Marmonier P, Doleolivier MJ. A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone Journal of the North American Benthological Society. 1992;11(1):93-102. doi: 10.2307/1467886.

[26] Breil P, Lafont M, Vivier A, Namour P, Schmitt L, editors. Effects of combined sewer overflows on periurban stream ecosystem: Methodological approach. International Symposium on New Directions in Urban Water Management; 2007 12-14 september Unesco Headquarters, Paris (France).

[27] Shelton LR, Capel PD. 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. Sacramento (California): USGS Earth Science Information Center, 1994 Contract No.: Report: 94-458.

[28] Namour P. 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; 1999.