



ACTES

DES 8^{EME}

JOURNEES DOCTORALES
EN HYDROLOGIE URBAINE

CO-ORGANISEES PAR LE CEREMA ET LE LEESU
DU 7 AU 9 NOVEMBRE 2019 A PARIS

AVEC LES SOUTIENTS DE L'ASTEE, LA SHF, SUEZ, EAU DE PARIS ET H₂O



Bonjour à toutes et tous,

Nous sommes très heureux de vous accueillir sur Paris en cet automne 2018 pour les Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine (JDHU), qui sont pour cette 8^{ème} édition co-organisées par le CEREMA et le LEESU (Enpc / université Paris-Est / AgroParitech).

Les JDHU sont organisées depuis 2004, tous les deux ans, par les équipes de recherche français en hydrologie urbaine, avec le parrainage des associations professionnelles de l'eau la SHF et l'ASTEE, et l'aide de l'association H₂O.

L'objectif de ces journées conviviales est de permettre aux participants d'échanger et se connaître, à partir de la présentation des travaux de thèse de doctorants francophones. Elles s'adressent aux étudiants en thèse actuellement, mais aussi aux chercheurs et praticiens du domaine de l'hydrologie urbaine.

Depuis le début des JDHU, les étudiants sont particulièrement associés au déroulement des journées. Il leur est demandé d'animer et rapporter les sessions des présentations et, c'est une nouveauté de cette édition, ils ont contribué à la relecture des articles.

Des prix pour les meilleures présentations sont décernés à l'issus des présentations, avec le soutien de SUEZ : tous les participants aux JDHU votent et le Conseil Scientifique des JDHU délibère pour attribuer ces prix.

Le programme des JDHU 2018 est complet et éclectique (voir les détails dans les pages suivantes) ; il comprend entre autre :

- L'accueil en bord de Seine au Pavillon de l'Eau, qui est mis à disposition par notre partenaire EAU DE PARIS ;
- Vingt présentations de travaux de thèses et de post-doctorats, organisées en 6 sessions cohérentes et selon deux formats de durée en fonction de l'avancée des travaux ;
- Une visite culturelle du réseau d'aqueducs qui alimentent le Nord de Paris depuis le XII^{ème} siècle avec l'association DES SOURCES DU NORD en fin de première journée, suivi d'un repas convivial ensemble ;
- Un interlude le 2nd jour avec la présentation de l'association ARCEAU Île-de-France dont la vocation est de créer des ponts entre chercheurs et praticiens en hydrologie urbaine et assainissement ;
- Une visite technique le matin du dernier jour, avec la ville de PARIS qui présentera son plan pluie (ParisPluie), son centre de gestion et de supervision du réseau d'assainissement (Gaaspar), et des techniques alternatives sur site.

Depuis 2004, les JDHU n'auraient pas pu perdurer sans les implications des équipes de recherche organisatrices et aussi sans un COMITE SCIENTIFIQUE précieux dont le rôle est de sélectionner les contributions, relire les articles finaux, et décerner les prix des meilleures présentations. Vous trouverez en page suivante la constitution de ce comité pour l'édition 2018.

Nous vous souhaitons donc de passionnantes et conviviales JDHU 2018

Le COMITE D'ORGANISATION,
Emmanuel Berthier, Marie-Christine Gromaire, Jérémie Sage, Martin Seidl

Région parisienne, le 05/11/2018

Membres du Comité Scientifique des JDHU 2018

Nadine AIRES	AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE
Sam AZIMI	SYNDICAT INTER-DEPARTEMENTAL D'ASSAINISSEMENT DE L'AGGLOMERATION PARISIENNE
Emmanuel BERTHIER	CEREMA D'ÎLE-DE-FRANCE
Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI	LABORATOIRE DEEP, INSA DE LYON
Philippe BOMPARD	CONSEIL DEPARTEMENTAL DU VAL DE MARNE
Baptiste CASTEROT	AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE
Katia CHANCIBAULT	LABORATOIRE LEE, IFSTTAR
Ghassan CHEBBO	LABORATOIRE LEESU, ENPC/UPEC/AGROPARISTECH
Frédéric CHERQUI	LABORATOIRE DEEP, INSA DE LYON
Johnny GASPERI	LABORATOIRE LEESU, ENPC/UPEC/AGROPARISTECH
Marie-Christine GROMAIRE	LABORATOIRE LEESU, ENPC/UPEC/AGROPARISTECH
Dominique LAPLACE	SERVICE D'ASSAINISSEMENT MARSEILLE METROPOLE
Gislain LIPEME KOUYI	LABORATOIRE DEEP, INSA DE LYON
Xavier LITRICO	LABORATOIRE LYRE EAU FRANCE, SUEZ
Laurent MOULIN	EAU DE PARIS
Alexandre NEZEYS	VILLE DE PARIS
Ronan QUILLIEN	CONSEIL DEPARTEMENTAL DE SEINE-SAINT-DENIS
Fabrice RODRIGUEZ	LABORATOIRE LEE, IFSTTAR
Véronique RUBAN	LABORATOIRE LEE, IFSTTAR
Christian ROUX	SYNDICAT INTER-DEPARTEMENTAL D'ASSAINISSEMENT DE L'AGGLOMERATION PARISIENNE
David RAMIER	CEREMA D'ÎLE-DE-FRANCE
Vincent ROCHER	SYNDICAT INTER-DEPARTEMENTAL D'ASSAINISSEMENT DE L'AGGLOMERATION PARISIENNE
Jérémie SAGE	CEREMA D'ÎLE-DE-FRANCE
Martin SEIDL	LABORATOIRE LEESU, ENPC/UPEC/AGROPARISTECH
Jonathan WERTEL	BUREAU D'ETUDE HYDRAULIQUE 3D EAU
Caty WEREY	LABORATOIRE GESTE, IRSTEA/ENGEES

Programme des JDHU2018

Mercredi 7 novembre 2018

9h30-10h00 : accueil / café

10H00-10h30 : Mots d'accueil du Comité d'organisation et d'EAU DE PARIS

10H30-12H15: Session 1 : Micropolluants dans les eaux urbaines, (1h45)

Animatrice : Kelsey Flanagan ; Rapporteurs : Nicolas Schaer et Francesco Piccioni

- R. Treilles – Macro et microplastiques dans les rejets urbains de temps de pluie et dans les eaux pluviales de l'agglomération parisienne – 10+5 mn
- J. Raimbault – Caractérisation des nanoparticules des eaux de ruissellement et transfert dans les milieux poreux hétérogènes – 10+5 mn
- E. Kouadio - Etude de la remise en suspension de polluants en milieu urbain – 10+5 mn
- C. Pajens - Biocides dans les matériaux de construction : priorisation des substances et impact environnemental par temps de pluie – 20+10 mn
- V. Dufour - Du milieu vers les sources : implication des effluents urbains sur la contamination en pesticides d'un cours d'eau– 20+10 mn

12H15-13H15: Repas

13H15-14h30: Session 2: Demande en eau, Stations d'épuration, Milieux récepteurs (1h15)

Animateur : Alexandre Fardel ; Rapporteurs : Yi Hong et Emma Thébault

- L. Rosenbaum- Prospective de la demande en eau en milieu urbain (Bordeaux)– 10+5 mn
- R. Guillosoy - Micropolluants dans les eaux usées : qu'apporte un traitement tertiaire par adsorption sur charbon actif?– 20+10 mn
- N. Schaer - Modélisation numérique 3D pour l'étude des laves torrentielles: un outil de diagnostic et de validation de solutions pour la protection des zones habitées– 20+10 mn

14H30-14H45 : Pause

14H45-16H00 : Session 3 : Gestion à la source des eaux de ruissellement et des micropolluants associés (1h15)

Animateur : Mohamed Saadi; Rapporteurs : Gabriel Pereira et Lucie Varnède

- D. Tedoldi - Évaluation des capacités de rétention des métaux par le sol des ouvrages d'infiltration : quelques réflexions méthodologiques – 20+10 mn
- M. Kajaoui - Cinétique d'adsorption des ions de zinc, cuivre et plomb sur les fibres de lin. – 10+5 mn
- A. Fardel – Retour d'expérience sur l'aménagement de noues pilotes pour en étudier les performances hydrauliques et épuratoires – 20+10 mn

16H30: Départ pour la Visite culturelle (le réseau des Sources du Nord de Paris, 17H30 Place des fêtes, Paris 19^{ème} ; Métro Place des fêtes, lignes 7B et 11)

20H : Dîner (restaurant l'Heure Bleue, 57 rue Arthur Rozier, 75019 Paris ; 01-42-45-96-55)

Jeudi 8 novembre 2018 9h15-9h30 : café

9h30-11H00 : Session 4 : Gestion à la source des eaux de ruissellement et des micropolluants associés (1h30)

Animateur : Claudia Paijens ; Rapporteurs : Vincent Dufour et Robin Treilles

- E. Thébault – Cartographie des techniques de gestion intégrée des eaux de pluie : quel(s) rôle(s) dans l'environnement urbain ? – 10+5 mn
- K. Flanagan - La performance épuratoire de deux ouvrages de biofiltration traitant les micropolluants associés aux eaux de voirie – 20+10 mn
- R. Garnier- Mesure de l'efficacité des systèmes de gestion des eaux pluviales à la source en matière d'abattement de micropolluants : comportement en matière d'abattement des flux d'eau, de métaux et de HAP – 20+10 mn
- L. Varnede – Evaluation expérimentale sur colonnes de parkings perméables végétalisés pour une maîtrise des polluants à la source – 10+5 mn

11H00-11H15 : Pause

11H15-12H45 : Session 5 : Modélisation des bassins versants urbains (1h30)

Animateur : Ronan Guillosoy ; Rapporteurs : Damien Tedoldi et Jérôme Raimbault

- S. Sandoval – Révision de modèles des rejets urbains par temps de pluie avec formulations linéaires et non-linéaires alternatives : une approche événementielle – 20+10 mn
- M. Saadi – Étude de la sensibilité des paramètres d'un modèle « rural » sur des bassins versants urbanisés– 20+10 mn
- Y. Hong – Surveillance et prévision automatique des risques sanitaires dans les plans d'eau en milieu urbain– 20+10 mn

12H45-14H00: Repas

14H00 – 14H15: Présentation de l'association ARCEAU et de ses activités de valorisation de la recherche

14H15-15h15: Session 6 : Hydraulique urbaine, Modélisation 3D (1h00)

Animateur : Santiago Sandoval ; Rapporteurs : Robin Garnier et Emmanuel Kouadio

- G. Pereira - Évaluation du débit et du transport de l'air dispersé dans l'eau : Le cas d'un prototype de puits de chute – 20+10 mn
- F. Piccioni – Régime thermique d'un lac urbain en Ile de France : quelle évolution sur les trois dernières décennies ? – 20+10 m

15H15-16h00: Pause / Vote et Délibération pour le prix SUEZ des JDHU 2018

16H00-16h30: Remise des prix JDHU 2018 par SUEZ

Vendredi 9 novembre 2018 9H30 – 12H

- Visite technique avec la présentation du plan pluie de la VILLE DE PARIS (ParisPluie), du centre de commandement et de supervision Gaaspar pour la gestion du réseau d'assainissement parisien, et la visite de techniques alternatives dans le 13ième arrondissement
- Rendez-vous au Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement, 27 rue du Commandeur, 75014 Paris, à 9H30 (Métro Alésia, ligne 4)

RESUMES

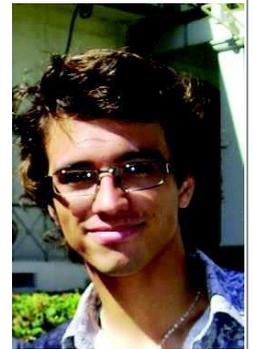
MACRO ET MICROPLASTIQUES DANS LES REJETS URBAINS DE TEMPS DE PLUIE ET DANS LES EAUX PLUVIALES DE L'AGGLOMERATION PARISIENNE

Robin TREILLES¹ (Doctorant, 1^{ère} année), Johnny GASPERI¹, Mohamed SAAD¹, Alain RABIER², Jérôme BRETON², Vincent ROCHER³, Sabrina GUERIN³, Bruno TASSIN¹.

¹Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains (LEESU)
robin.treilles@enpc.fr ; gasperi@u-pec.fr ; mohamed.saad@enpc.fr ;
bruno.tassin@enpc.fr

²Direction des Services de l'Environnement et de l'Assainissement du Val-de-Marne (DSEA)
jerome.breton@valdemarne.fr ; alain.rabier@valdemarne.fr

³Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP)
vincent.rocher@siaap.fr ; sabrina.guerin@siaap.fr



MOTS CLES

Macroplastiques ; microplastiques ; RUTP ; eaux pluviales.

RÉSUMÉ

Introduction. La gestion des déchets plastiques constitue aujourd'hui un enjeu environnemental important. Du fait de leurs propriétés physico-chimiques remarquables (légèreté, faible réactivité, forte étanchéité, modelable...), la production de plastiques a connu une augmentation exponentielle, passant de 1,5 million de tonnes produites en 1950 à 335 million de tonnes en 2016 (PlasticsEurope, 2017). Ces taux de production sont accompagnés de rejets dans l'environnement et notamment dans le milieu marin. Chaque année entre 1 et 2,5 million de tonnes de déchets plastiques sont rejetés dans les mers par le biais des rivières (Lebreton et al., 2017). Or, la très grande majorité des plastiques étant non biodégradables, ces matériaux s'accumulent, à tel point que les déchets plastiques sont ubiquistes dans tous les compartiments environnementaux. Cette accumulation est susceptible de perturber les écosystèmes à différentes échelles et de multiples manières. Les déchets plastiques pourraient présenter un risque sanitaire notamment du fait de leur ingestion accidentelle. La présence avérée de micropolluants (phtalates, bisphénol A, métalloïdes, PCB,...) adsorbés sur les déchets plastiques pourrait accentuer ce risque, bien que celui-ci soit discuté. D'autre part, les plastiques pourraient potentiellement favoriser la colonisation des milieux par des espèces exogènes et/ou invasives (Barnes, 2002).

En 2004, une distinction a été faite entre les macroplastiques, déchets plastiques de plus de 5 mm, et les microplastiques, déchets de moins de 5 mm (Thompson et al., 2004). Les microplastiques peuvent être qualifiés de primaires ou secondaires. Les microplastiques primaires sont des déchets plastiques présentant une taille inférieure à 5 mm dès leur conception et qui sont rejetés dans l'environnement sous leur forme de départ tandis que les microplastiques secondaires sont issus de la dégradation de plastiques de tailles supérieures. Plusieurs travaux ont révélés que les déchets plastiques retrouvés en mer étaient principalement d'origine continentale (Jambeck et al., 2015; Lebreton et al., 2017; Schmidt et al., 2017). De plus, il a été démontré que les rejets de déchets plastiques sont généralement liés à deux facteurs : la densité de population et la qualité du système de collecte des déchets (Jambeck et al., 2015). Les agglomérations de plus de 5 millions d'habitants constituent des sources de rejets de macro et microplastiques, rejets qui sont d'autant plus important que la gestion des déchets est mauvaise. Dans le cas du grand Paris, métropole de plus de 10 millions d'habitants¹, le métabolisme urbain des déchets plastiques, c'est-à-dire l'ensemble des déchets plastiques entrants et sortants du système constitué par cette agglomération, n'est pas compris de manière détaillée. Différents travaux antérieurs ont permis d'éclaircir certaines questions telles que (i) l'estimation des débris flottants dans la Seine par l'utilisation de barrages flottants, (Gasperi et al., 2014), (ii) la répartition des microplastiques dans les eaux usées, dans les eaux de ruissellement et dans les débordements de réseaux unitaires (Dris et al., 2018). Nos travaux se focalisent plus spécifiquement sur les macro et microplastiques dans les rejets par temps de pluie en réseau unitaire et dans les eaux pluviales en réseau séparatif. Les apports de déchets macro et microplastiques dans ces compartiments sont encore à ce jour méconnus. Notre objectif est ainsi d'obtenir des flux massiques annuels de macro et microplastiques, et de constater la variabilité de ces apports dans ces deux types de réseaux dans le but de comprendre de manière plus

précise le métabolisme urbain de ces déchets.

Matériels et méthodes. Les résultats qui seront présentés proviennent de deux sites d'étude : d'une part l'exutoire du bassin versant de Sucy-en-Brie géré par la Direction des Services de l'Environnement et de l'Assainissement du Val de Marne (DSEA) et d'autre part le déversoir d'orage de l'usine de Clichy gérée par le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP). Le bassin versant de Sucy-en-Brie, de 228 hectares, inclue une partie de la ville de Sucy-en-Brie composée d'à peu près 25 000 habitants. L'exutoire de ce bassin versant sera utilisé pour l'analyse de la concentration en macro et microplastiques dans les eaux pluviales en réseau séparatif. Cet exutoire est situé au niveau du bassin de rétention d'eau pluviale départemental à Sucy-en-Brie. D'autre part, les concentrations en déchets plastiques dans les surverses unitaires de temps de pluie sont étudiées dans les rejets de déversoir d'orage de Clichy. Ce déversoir qui permet de réguler les apports d'eau de station d'épuration a rejeté en 2013, 7,4 Mm³ d'eau (Alba et al., 2014), ce qui en fait une zone d'échantillonnage particulièrement intéressante.

Les macro et microplastiques ont été analysés par différentes méthodes. Les macroplastiques ont été étudiés dans les débris de refus de dégrillage en entrée du bassin de rétention de Sucy-en-Brie. Ces débris sont récupérés et pesés en laboratoire. Une partie de ces déchets est choisie aléatoirement de sorte à ne pas modifier la représentativité de l'échantillon, puis est mise à l'étuve à 40° pendant au moins 10 jours. Une fois séchés, ces déchets sont à nouveau pesés (afin de déterminer un poids sec), puis ils sont triés de manière à séparer les macroplastiques des autres éléments. Les plastiques trouvés sont pesés et répertoriés (emballage, sachet, coton-tige, etc). Les refus de dégrillage seront prélevés une fois par mois pendant 1 an dans le but de suivre les variations de concentration en déchets plastiques. En ce qui concerne le déversoir d'orage de Clichy, les macroplastiques sont collectés à la sortie du déversoir lors d'évènements pluvieux, à l'aide d'un filet de maille 1 cm avec des temps d'exposition de 30 minutes à 1 heure. Les échantillons sont alors triés et répertoriés.

Pour l'étude des microplastiques présents dans les eaux pluviales du bassin de Sucy-en-Brie, 80 L d'eau du canal d'amenée (à l'amont des dégrilleurs) du bassin de rétention sont prélevés lors d'évènements pluvieux, puis filtrés à l'aide d'un filet de maille 80 µm. Pour le déversoir d'orage, les microplastiques sont collectés en sortie du déversoir d'orage lors d'évènements pluvieux à l'aide du filet 80 µm pendant un temps d'exposition de 2 à 3 minutes.

L'extraction des microplastiques se fait ensuite par une première étape de séparation densimétrique au iodure de sodium (solution de densité 1,6), de sorte à retirer la fraction minérale de l'échantillon en récupérant les microplastiques contenus dans le surnageant. La matière organique est ensuite dissoute par une méthode de digestion (KOH, H₂O₂ et/ou enzymes). Enfin les échantillons sont filtrés et analysés par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier, ce qui permet une analyse physico-chimique détaillée du type de polymères présents.

Résultats et discussion. Les échantillons sont en cours d'analyse. Des résultats partiels peuvent être donnés notamment pour les macroplastiques collectés dans les refus de dégrillage du bassin de Sucy-en-Brie. Le pourcentage massique des plastiques trouvés sur 3 prélèvements est de 5% (pour le mois de mars), 8% et 14% (pour deux prélèvements effectués en avril). En ce qui concerne les microplastiques dans les eaux pluviales, les extractions sont en cours. Pour le déversoir d'orage, les manipulations commenceront à partir du mois de juin 2018.

Conclusions et perspectives. L'étude des macro et microplastiques dans les eaux pluviales et dans les rejets urbains de temps de pluie permettra à termes de mieux estimer les flux de déchets plastiques au sein de la mégalopole parisienne par l'utilisation de différents protocoles d'analyse. Ces protocoles et études pourraient contribuer à la mise en place d'un suivi de la répartition des déchets plastiques et être appliqués à d'autres agglomérations dans le but de mieux comprendre les sources de pollution plastique. D'autre part, ces études permettraient d'identifier les actions de réduction des apports de déchets plastiques dans le milieu urbain.

BIBLIOGRAPHIE

- Alba, D., Blancot, C., Bournon, A.-M., Bertrand, F., 2014. Préservation et valorisation de la ressource en eau brute, une gestion métropolitaine des eaux pluviales, Rapport de l'atelier parisien d'urbanisme (www.apur.org)
- Barnes, D.K.A., 2002. Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416, 808–809. <https://doi.org/10.1038/416808a>
- Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B., 2018. Sources and Fate of Microplastics in Urban Areas: A Focus on Paris Megacity. *Freshw. Microplastics* 69–83. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_4
- Gasperi, J., Dris, R., Bonin, T., Rocher, V., Tassin, B., 2014. Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environ. Pollut.* 195, 163–166. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.001>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Lebreton, L.C.M., Zwet, J. van der, Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., 2017. River plastic

emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* 8, ncomms15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

PlasticsEurope, 2017. *Plastics - the facts 2015/2016*.

Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S., 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304, 838–838.

CARACTERISATION DES NANOPARTICULES DES EAUX DE RUISSELLEMENT ET TRANSFERT DANS LES MILIEUX POREUX HETEROGENES

a,b Jérôme Raimbault, b Béatrice Béchet, b Pierre-Emmanuel Peyneau, c Denis Courtier-Murias, d Laurent Lassabatere

a 1^{ère} année de thèse : jerome.raimbault@ifsttar.fr

b Laboratoire Eau Environnement IFSTTAR-GERS :

beatrice.bechet@ifsttar.fr

pierre-emmanuel.peyneau@ifsttar.fr

c Laboratoire Navier IFSTTAR-ENPC-CNRS denis.courtier-murias@ifsttar.fr

d Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés
Université Lyon1-ENTPE-CNRS laurent.lassabatere@entpe.fr



MOTS CLES

Nanoparticules ; eaux pluviales ; milieu sableux macroporé ; transfert réactif.

RÉSUMÉ

1. INTRODUCTION

La gestion de l'eau en ville est une problématique à laquelle les collectivités doivent et devront faire face dans un contexte de changement climatique. L'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain est ainsi appelée à connaître un essor important, pour gérer à la source les flux d'eau ruisselée. En outre, dans de nombreux pays, la raréfaction des ressources hydriques conduit à mettre en œuvre le recyclage d'eaux usées traitées afin de limiter les prélèvements dans les nappes. Dans ce contexte, la question du rôle filtrant des sols urbains, vis-à-vis de ces substances transportées par l'eau en ville se pose avec acuité. De plus, ces contaminants sont de nature très variée et de nouvelles substances, constituant autant de polluants émergents, sont sans cesse mises sur le marché.

La pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain se caractérise par son caractère particulière, les particules les plus mobiles étant les nano- et microparticules [1]. Si les nanoparticules (NPs) sont identifiées comme des polluants potentiels, leur identification et l'évaluation de leur concentration sont difficiles. En effet, les méthodes de dosage utilisées ne sont pas systématiques car les matrices environnementales sont complexes et la fraction nanoparticulaire est souvent difficilement séparable des fractions colloïdales micrométriques ou des substances dissoutes. Cependant, la combinaison d'outils d'analyse comme l'ICP-MS à des méthodes de fractionnement (filtration, ultrafiltration, fractionnement par couplage flux-force) est un premier pas pour sortir de cette impasse [2].

Le transfert de nanoparticules en milieu poreux homogène a déjà fait l'objet de diverses études [3] mais la problématique du transfert de nanoparticules dans des milieux hétérogènes, tels que les sols urbains, n'a encore été que peu étudiée. La présence d'hétérogénéités structurales (macropores, porosité multimodale, etc.) dans les sols urbains est favorable à l'établissement d'écoulements et de transferts préférentiels [4]. Leur prise en compte est primordiale car ces écoulements régulent l'accès des nanoparticules aux surfaces d'adsorption des particules du sol. La compréhension des mécanismes de transfert réactif en milieu hétérogène requiert donc une description et une modélisation fines des processus hydrodynamiques et physico-chimiques d'interaction à l'échelle du pore, auxquels s'ajoutent éventuellement, selon les conditions physico-chimiques du milieu et la nature des particules, les processus d'interaction des nanoparticules entre elles.

Dans un premier temps, nous avons quantifié la fraction nanoparticulaire de la pollution métallique dans des eaux de ruissellement collectées en entrée d'un bassin de rétention-infiltration. Nous avons ensuite étudié le transfert de nanoparticules utilisées comme polluants modèles (les NPs injectées sont constituées de gadolinium pour être traçables par IRM avec des potentiels de surfaces et des tailles comparables aux NPs manufacturées dans l'industrie) dans un milieu poreux sableux macroporé (les sols des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales sont généralement de nature sableuse) en couplant différentes techniques expérimentales et une approche de modélisation.

2. MATERIELS ET METHODES

Les eaux de ruissellement ont été collectées dans le bassin de Cheviré. Notre objectif était de mesurer la concentration en NPs métalliques ainsi que leur granulométrie. Afin d'évaluer leur concentration, un fractionnement préalable a été mis en œuvre. Nous avons laissé sédimenter les eaux collectées pendant 2 heures pour éliminer la fraction supérieure à 10-20 μm (calcul selon la loi de Stokes pour les particules de densité 1,2 – organique – et 2,6 – minéral). Nous avons ensuite effectué une filtration en cascade avec des coupures à 8 ; 1,2 ; 0,45 et 0,1 μm afin d'isoler la fraction inférieure à 0,1 μm , dans laquelle se trouvent également les substances dissoutes. Finalement, nous avons réalisé une ultrafiltration sur membrane à 5kDa pour récupérer un rétentat concentré en

NPs. Chaque fraction a été analysée à l'ICP-MS pour obtenir les concentrations en métaux et ICP-OES pour les éléments majeurs. En parallèle, des essais sur des suspensions de NPs calibrées ont été réalisés afin d'évaluer la rétention possible des NPs par les filtres.

En ce qui concerne l'étude du transfert en milieu poreux, la démarche adoptée (Fig. 1) repose sur la réalisation d'essais en colonnes de laboratoire combinées à diverses échelles d'observations : courbes de percée de nanoparticules mesurées en sortie de colonnes de laboratoire, imagerie par résonance magnétique pour établir une cartographie du champ de concentration en nanoparticules durant leur transfert, observation microscopique (MEB) pour localiser les zones de rétention des particules. Ces données expérimentales et observations ont été comparées à des résultats préliminaires de simulation numérique (résolution des équations de transfert par la méthode de Boltzmann en réseau).

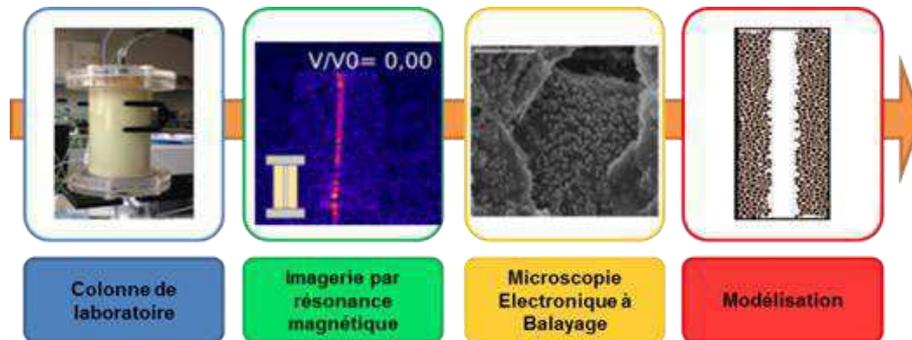


Figure 1: Méthodologie générale de l'étude.

L'étude du transfert est faite à l'aide de colonnes utilisées en chromatographie liquide. Les essais consistent en la réalisation d'injections à débit contrôlé dans des colonnes dont le milieu poreux est constitué d'un sable majoritairement quartzé (sable d'Hostun) de granulométrie contrôlée. Dans ce milieu peu cohésif, un tube présentant de multiples micro-perforations a été réalisé par impression 3D (frittage laser de microbilles en polyamide, matériau plastique qui présente l'avantage d'être invisible en IRM) et inséré dans les colonnes, de sorte à simuler la présence de macropores.

Les suspensions utilisées contiennent des nanoparticules manufacturées de 3,5 nm de diamètre qui comportent chacune une dizaine d'atomes de gadolinium (élément fréquemment utilisé comme agent de contraste en IRM). Ces suspensions sont stables et les nanoparticules utilisées peuvent en outre être marquées par un fluorophore. L'analyse des dépôts de NPs par MEB vise à évaluer, à l'échelle du grain ou d'un ensemble de grains, l'agrégation de NPs ou l'adsorption de NPs à la surface des grains du milieu poreux.

3. RESULTATS ATTENDUS

Les essais de filtration sur des suspensions calibrées montrent que la méthode de fractionnement par filtration à vide ou par ultrafiltration est relativement efficace dans la mesure où le taux de restitution est rarement inférieur à 70%. Les concentrations obtenues en éléments métalliques dans la fraction nanoparticulaire sont bien souvent inférieures à 100 µg/L. Les éléments majeurs comme le fer ou le sodium sont ceux qui présentent les concentrations les plus élevées dans la fraction nanoparticulaire, tandis que le titane et le zinc sont les éléments traces dont les teneurs sont les plus importantes dans cette même fraction. L'analyse par ICP MS en mode « single particle » est en cours de développement au laboratoire pour étudier le lien entre la répartition en taille, la concentration et la composition en éléments métalliques des nanoparticules présentes dans les eaux pluviales. D'autres méthodes comme la DLS ou l'utilisation d'un nanosizer seront mises en œuvre pour obtenir une information sur la granulométrie moyenne des NPs sur chacune des fractions quand la concentration en NPs le permet.

D'autre part, l'étude du transfert de nanoparticules en milieu poreux hétérogène par différentes techniques expérimentales (colonnes de laboratoire) impose un certain nombre de contraintes qu'il convient de satisfaire de manière simultanée. Ces contraintes ont fortement influencé le choix des nanoparticules et du milieu poreux que nous avons décidé d'étudier. Une fois ces différents choix acquis, nous avons étudié le transfert de suspensions de nanoparticules dans une colonne de sable homogène et dans une colonne de sable comportant un macropore artificiel construit par impression 3D, en conditions saturées, et ce pour différents débits d'injection. Les courbes de percée mesurées ont été comparées avec celles obtenues par traçage à l'ion bromure, substance considérée comme étant un traceur de l'eau. Ce traceur a été utilisé pour la caractérisation du degré d'homogénéité de l'écoulement. Les résultats expérimentaux ont ensuite été confrontés à des simulations numériques de transport dans un milieu à double perméabilité afin de mieux cerner l'influence des échanges entre le macropore et la matrice poreuse environnante sur le transport au sein du milieu. Enfin, nous avons également effectué des expériences IRM [5] préliminaires permettant de visualiser la concentration en nanoparticules au sein des colonnes.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] B. Durin, B. Béchet, M. Legret, P. Le Cloirec, Role of colloids in heavy metal transfer through a retention-infiltration basin., *Water Sci. Technol.* 56 (2007).
- [2] H. Weinberg, A. Galyean, M. Leopold, Evaluating engineered nanoparticles in natural waters, *TrAC Trends Anal. Chem.* 30 (2011) 72–83. doi:10.1016/j.trac.2010.09.006.
- [3] C.M. Park, K.H. Chu, J. Heo, N. Her, M. Jang, A. Son, Y. Yoon, Environmental behavior of engineered nanomaterials in porous media: a review, *J. Hazard. Mater.* 309 (2016) 133–150. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.02.006.
- [4] E.E. Cey, D.L. Rudolph, J. Passmore, Influence of macroporosity on preferential solute and colloid transport in unsaturated field soils, *J. Contam. Hydrol.* 107 (2009) 45–57.
- [5] A.P. Lehoux, P. Faure, E. Michel, D. Courtier-Murias, S. Rodts, P. Coussot, Transport and Adsorption of Nano-Colloids in Porous Media Observed by Magnetic Resonance Imaging, *Transp. Porous Media.* 119 (2017) 403–423. doi:10.1007/s11242-017-0890-4.

« ETUDE DE LA REMISE EN SUSPENSION DE POLLUANTS EN MILIEU URBAIN »

Emmanuel **KOUADIO**
1^{ère} Année de Thèse
emmanuel.kouadio@ifsttar.fr

IFSTTAR - Nantes
Allée des Ponts et Chaussées
Route de Bouaye - CS 5004
44344 Bouguenais Cedex
Tél. : +33 (0)2 40 84 58 00
Fax : +33 (0)2 40 84 59 99



MOTS CLES

Pollution ; Particule ; Remise en suspension ; Milieu urbain ; Dépôt atmosphérique

RÉSUMÉ

CONTEXTE ET OBJECTIF DU SUJET DE RECHERCHE

Dans un contexte de protection de l'environnement et de l'homme face aux pollutions, la maîtrise de la pollution atmosphérique représente aujourd'hui un enjeu sanitaire de premier ordre. Après émission, particules et polluants peuvent être transportés à de plus ou moins longues distances de leur source et se déposer (par voie sèche ou humide) sur les surfaces qu'ils rencontrent. Une fois en dépôts, et sous différents facteurs naturels et anthropiques ils peuvent être remis en suspension dans l'air (Nicholson, 2009 ; Damay, 2010 ; Percot, 2012). Ainsi, certaines études ont montré que malgré la disparition de la presque totalité de leur sources, des polluants tels que plomb sont retrouvés encore dans l'atmosphère et que cette présence serait due à des phénomènes de remise en suspension (Laidlaw, 2008). La plupart des travaux s'accordent sur le fait que les facteurs intervenant dans la remise en suspension de particules atmosphériques et donc des polluants associés sont relatifs aux caractéristiques intrinsèques de la particule et aux conditions du dépôt (Nicholson, 2009). Ces conditions concernent les facteurs météorologiques (vent, humidité relative, pluie), le type de surface de dépôt (sols revêtu, végétation, sol nu) et les activités anthropiques exercées sur le dépôt (trafic routier, activité pedestre, activité de construction, labours, exploitations agricoles, entretien des rues, sables de traction et sels de dessablages).

Le milieu urbain, en raison de sa configuration géométrique, de sa forte concentration en populations, de l'hétérogénéité de ses surfaces et des activités qui s'y déroulent, représente une zone plus ou moins propice à ces phénomènes de remise en suspension. Toutefois, la grande partie des études menées à ce jour dans ce contexte urbain s'est concentrée sur les flux de polluants et particules remis en suspension du fait du trafic routier (activité des véhicules, action des pneus sur la chaussée, ré-envoi «naturel» des particules antérieurement déposées). Pour cause, il a été démontré que, en environnement urbain, l'activité des véhicules était probablement l'action mécanique la plus importante menant à la remise en suspension de particules. La seconde grande partie des études sur la question a essentiellement travaillé en milieux contrôlés avec des objectifs axés d'avantages sur des facteurs aérodynamiques et ne prenant donc pas assez en compte la complexité d'un milieu réel. En somme, l'essentiel des processus afférent à ces questions de remise en suspension reste relativement mal connu. Les données à acquérir sur la question doivent donc permettre de suivre, de prédire et éventuellement de gérer les flux de polluants remobilisés aux interfaces air-sol-surfaces.

L'objectif de ce travail de thèse est d'améliorer les connaissances sur ce contexte urbain de remise en suspension de polluants. Il s'agira en particulier de mieux comprendre et d'avoir une approche plus intégrée de son comportement général et des différents paramètres l'influent.

APPROCHE UTILISEE / ENVISAGEE

La démarche principale consistera à étudier des dépôts secs de particules en fonction de surfaces urbaines afin d'évaluer la remise en suspension de polluants.

En effet, l'étude se limitera à la remobilisation des dépôts secs, les épisodes de remises en suspension étant plus susceptibles de se produire dans ces conditions. Ces derniers sont supposés fortement dépendants du type de surface urbaine. Des travaux antérieurs, dans lesquels l'IFSTTAR a collaboré (Damay, 2010 ; Percot, 2012), ont mis en évidence le fort lien entre la vitesse de dépôt des polluants métalliques et le type de surface qui les accueille. En s'appuyant sur les données de la littérature et le contexte d'étude de ces travaux, une évaluation de particules remise en suspension sera réalisée en milieu contrôlé et en situation réelle sur des « éléments traceurs » apportés à différentes surfaces et soumis à différents paramètres météorologiques.

L'approche envisagée comprend un ensemencement de microparticules (silices ou polystyrènes, ou fluorescéines sodique) sur des surfaces urbaines (tuiles, bitume, façades et/ou herbe) choisies en fonction de leur représentativité (relativement à un site urbain sélectionné). Les surfaces ensemencées seront soumises à des tests en milieu « contrôlé » au sein d'une soufflerie éventuellement et en milieu réel. L'ensemencement aura pour but final de simuler au mieux le dépôt de particules sur les surfaces urbaines et donc de polluants. Une chambre de dépôts de particules sera donc réalisée afin de parvenir à un spectre granulométrique proche de celui du mode accumulation (dépôt atmosphérique). Cette technique s'appuiera sur des travaux ayant simulés des dépôts de particules atmosphériques sur surfaces via des « traceurs » et s'appuiera également sur des études de remises en suspension réalisées à l'aide de particules artificielles (Damay, 2010 ; Boor, 2013).

Dans la suite de la démarche, il s'agira de définir un terme générique de remise en suspension (un quotient, un flux ou un indice) affecté à différentes tailles de microparticules et de surfaces urbaines. Le comportement des microparticules étant assimilé à celui des polluants.

Il faut noter que deux prototypes de préleveurs passifs de dépôts secs ont été développés et sont actuellement en cours de tests. L'utilisation d'un préleveur passif permettra de répondre au besoin de représentativité spatiale à long terme et peu coûteuse du dépôt secs. La validation du prototype se fera en comparaison des mesures d'autres équipements actuellement sur site (jauge Owen : dépôt total, pluviomètre découvrant ; dépôt humide). Elle concernera l'aspect quantitatif (flux) et qualitatif (analyse des principaux éléments traces par ICP-MS et de leur concentrations) des échantillons. Les échantillons du prototype choisi seront passés au Microscope Electronique à Balayage (MEB) pour une caractérisation et comptage via le logiciel de traitement d'image ImageJ.

PERSPECTIVES

Nous étudions actuellement la meilleure approche à adopter en fonction de la viabilité technique et matérielle. Toutefois, les informations récoltées à ce jour, représentent déjà une base de données non négligeable pour un sujet pour lequel il y a très peu de travaux réalisés dans la littérature.

BIBLIOGRAPHIE

Boor, B.E., Siegel, J.A., and Novoselac, A. (2013). *Wind Tunnel Study on Aerodynamic Particle Resuspension from Monolayer and Multilayer Deposits on Linoleum Flooring and Galvanized Sheet Metal*. *Aerosol Science & Technology*, 47(8):848-857

Damay.P (2010).*Détermination expérimentale de la vitesse de dépôt sec des aérosols submicroniques en milieu naturel : Influence de la granulométrie, des paramètres micro-météorologiques et du couvert*. Thèse de doctorat. Rapport IRSN 2010-134, 218p.

Laidlaw, Mark A.S., Sammy Zahran, Howard W. Mielke, Mark P. Taylor, et Gabriel M. Filippelli. (2008). « *Re-Suspension of Lead Contaminated Urban Soil as a Dominant Source of Atmospheric Lead in Birmingham, Chicago, Detroit and Pittsburgh, USA* ». *Applied Geochemistry* 23,2021–2039.

Nicholson, Ken W. (2009): « *Chapter 2: The Dispersion, Deposition and Resuspension of Atmospheric Contamination in the Outdoor Urban Environment* ». In *Radioactivity in the Environment*, édité par Kasper G. Andersson, 15:21-53.

Percot.S (2012) : « *Caractérisation des dépôts atmosphériques (secs et humides), identification des sources de polluants (locales, régionales...) et évaluation de la contribution atmosphérique à la pollution globale d'un bassin versant* », Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux (IFSTTAR), université de Nantes.

BIOCIDES DANS LES MATERIAUX DE CONSTRUCTION : PRIORISATION DES SUBSTANCES ET IMPACT ENVIRONNEMENTAL PAR TEMPS DE PLUIE

Claudia Paijens^{1,2}, Adèle Bressy¹, Bertrand Frère² et Régis Moilleron²

1. Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, Créteil

2. Laboratoire Central de la Préfecture de Police, Paris

claudia.paijens@enpc.fr

Deuxième année de thèse



MOTS CLES

Biocides ; bâtiments ; milieu urbain ; temps de pluie ; impact environnemental

RÉSUMÉ

Parmi les micropolluants émergents, les biocides ont été peu étudiés dans l'environnement aquatique. Bien que leur mise sur le marché et leur utilisation soient contrôlées en Europe par le Règlement des Produits Biocides (Règlement UE 528/2012), peu de programmes de surveillance prennent en compte ce type de substances. Selon Dulio et al., 2015, 60 % des biocides sur le marché sont insuffisamment surveillés en dépit de leur toxicité forte pour les organismes aquatiques (Mohr et al., 2008). Les biocides sont pourtant des composés aux multiples utilisations : désinfectants, conservateurs dans les produits cosmétiques ou dans les matériaux de construction, produits anti-moisissure, insecticides, etc.

Historiquement, les pesticides utilisés dans le milieu agricole ont reçu bien plus d'attention que les biocides utilisés en milieu urbain bien que les apports massiques au milieu récepteur soient du même ordre de grandeur (Wittmer et al., 2011). En ville, les utilisations des biocides sont très diverses ce qui contribue à une pollution diffuse du milieu récepteur. Par temps sec, les biocides peuvent être émis par les rejets de stations d'épuration dont les traitements ne sont pas adaptés à ce type de micropolluants (Geissen et al., 2015; Kahle et al., 2008; Stamatis et al., 2010). Par temps de pluie, ils peuvent être émis par les rejets d'eaux pluviales ou les rejets de déversoirs d'orage (Bressy et al., 2012; Göbel et al., 2007; Wicke et al., 2016). Ces eaux sont majoritairement contaminées par le ruissellement sur les surfaces urbaines, notamment sur les bâtiments. En effet, des biocides sont souvent ajoutés dans les matériaux de construction (matériaux en bois, béton, tuiles, enduits, peintures, etc.) pour lutter contre la croissance de micro-organismes pouvant dégrader les matériaux et de récentes études ont montrés qu'ils pouvaient être émis par temps de pluie dans les eaux ruisselant à la surface des matériaux par lixiviation (Bollmann et al., 2014; Burkhardt et al., 2011; Schoknecht et al., 2009; Van de Voorde et al., 2012). De nombreuses données sont aujourd'hui encore manquantes quant à la contamination par les biocides des rejets urbains de temps de pluie mais également du milieu récepteur, notamment en région parisienne.

Dans ce contexte, le Laboratoire Central de la Préfecture de Police (LCPP) et le Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) ont amorcé une étude sur les biocides émis par les bâtiments dans les rejets urbains de temps de pluie de l'agglomération parisienne. Trois objectifs ont été identifiés :

- Identifier les familles de biocides contenus dans les matériaux de construction et leurs sources d'émission. Vingt biocides (isothiazolinones, benzalkoniums, triazines, phénylurées, carbamates, azoles) ont été sélectionnés selon plusieurs critères : périmètre d'étude et sources de biocides en fonction du contexte local, émissions (occurrences dans les eaux, consommation), exposition des populations aquatiques (biodégradation, solubilité dans l'eau), écotoxicité (bioaccumulation, PNEC) et faisabilité technique (une seule méthode d'analyse pour l'ensemble des substances).
- Caractériser les rejets urbains de temps de pluie concernant les biocides sélectionnés grâce :
 - (i) au développement d'une méthode analytique multi-résidus par UPLC-MS/MS, permettant de quantifier à l'état de traces (ng/L) les biocides dans les diverses matrices évoquées (fractions dissoute et particulaire).
 - (ii) à des campagnes d'échantillonnage (retombées atmosphériques totales, eaux pluviales urbaines, rejets de déversoir d'orage et eaux usées non traitées).
- Evaluer l'impact environnemental du bâti sur le milieu récepteur grâce à des campagnes d'échantillonnage en Seine. Les concentrations pourront être comparées à des valeurs de référence (PNEC par exemple) et

des ordres de grandeur des flux rejetés en Seine par temps de pluie pourront être calculés.

Cette communication présentera la méthodologie de priorisation des substances et le plan d'échantillonnage défini avec plusieurs partenaires : le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), le Service Technique de l'Eau et de l'Assainissement de la Mairie de Paris (STEA), la Brigade Fluviale de la Gendarmerie et la Brigade Fluviale de la Préfecture de Police. Les sites de prélèvements et les partenaires correspondants sont présentés sur la figure 1.

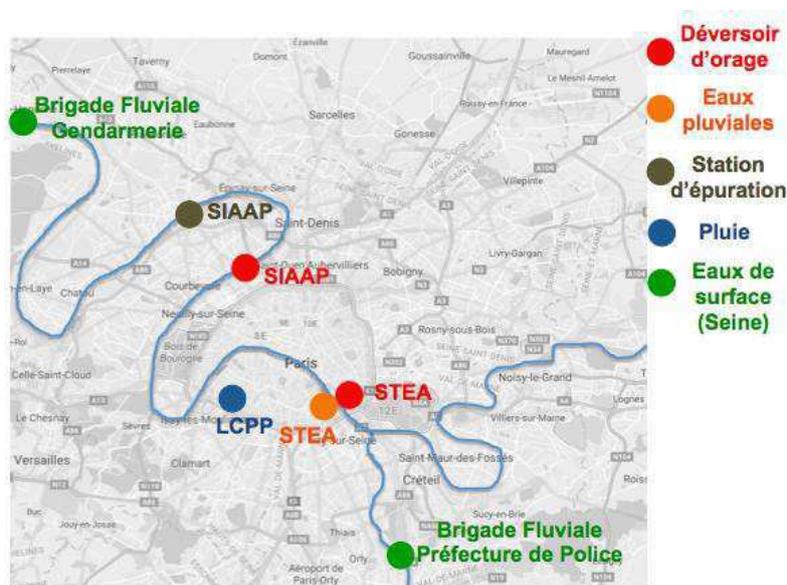


Figure 1 : Localisation des sites de prélèvements et partenaires

BIBLIOGRAPHIE

- Bollmann, U.E., Vollertsen, J., Carmeliet, J., Bester, K., 2014. Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes. *Water Research* 56, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.033>
- Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Research* 46, 6799–6810. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017>
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Schmid, P., Hean, S., Lamani, X., Bester, K., Boller, M., 2011. Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. *Water Science & Technology* 63, 1974. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.128>
- Dulio, V., von der Ohe, P.C., Botta, F., Ipolyi, I., Ruedel, H., Slobodnik, J., 2015. The NORMAN Network - Special view on biocides as emerging substances, Workshop presentation, 25-26 June 2015, Berlin, Germany, accessible at <http://www.norman-network.net/?q=node/230>.
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S.E.A.T.M., Ritsema, C.J., 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research* 3, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91, 26–42. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.08.008>
- Kahle, M., Buerge, I.J., Hauser, A., Müller, M.D., Poiger, T., 2008. Azole Fungicides: Occurrence and Fate in Wastewater and Surface Waters. *Environmental Science & Technology* 42, 7193–7200. <https://doi.org/10.1021/es8009309>
- Mohr, S., Schröder, H., Feibicke, M., Berghahn, R., Arp, W., Nicklisch, A., 2008. Long-term effects of the antifouling booster biocide Irgarol 1051 on periphyton, plankton and ecosystem function in freshwater pond mesocosms. *Aquatic Toxicology* 90, 109–120. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.08.004>
- Schoknecht, U., Gruycheva, J., Mathies, H., Bergmann, H., Burkhardt, M., 2009. Leaching of Biocides Used in Façade Coatings under Laboratory Test Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 43, 9321–9328. <https://doi.org/10.1021/es9019832>
- Stamatis, N., Hela, D., Konstantinou, I., 2010. Occurrence and removal of fungicides in municipal sewage treatment plant. *Journal of Hazardous Materials* 175, 829–835. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.084>
- Van de Voorde, A., Lorgeoux, C., Gromaire, M.-C., Chebbo, G., 2012. Analysis of quaternary ammonium compounds in urban stormwater samples. *Environmental Pollution* 164, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.037>
- Wicke, D., Matzinger, A., Caradot, N., Sonnenberg, H., Schubert, R.-L., Von Seggern, D., Heinzmann, B., Rouault, P., 2016. Extent and dynamics of classic and emerging contaminants in stormwater of urban catchment types. Presented at the NOVATECH, NOVATECH Lyon, p. 5.
- Wittmer, I., Scheidegger, R., Bader, H.-P., Singer, H.P., Stamm, C., 2011. Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. *Science of The Total Environment* 409, 920–932. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.031>

DU MILIEU VERS LES SOURCES : IMPLICATION DES EFFLUENTS URBAINS SUR LA CONTAMINATION EN PESTICIDES D'UN COURS D'EAU

Vincent DUFOUR¹, Marion-Justine CAPDEVILLE², Mélodie CHAMBOLLE³, Hélène BUDZINSKI⁴

¹ : Université de Bordeaux – UMR 5805 ; vincent.dufour@u-bordeaux.fr (2017)

² : LyRE – Centre de R&D SUEZ ; marion-justine.capdeville@lyonnaise-des-eaux.fr

³ : LyRE – Centre de R&D SUEZ ; melodie.chambolle@lyonnaise-des-eaux.fr

⁴ : Université de Bordeaux – UMR 5805 ; helene.budzinski@u-bordeaux.fr



MOTS CLES

Pesticides ; sources ; effluents urbains ; STEU ; exutoires pluviaux.

RÉSUMÉ

L'augmentation conjointe de la population et de l'amélioration globale des conditions de vie humaine entraîne un accroissement de la pression anthropique appliquée aux cours d'eaux. Cela se traduit notamment par une augmentation des apports en micropolluants, des molécules pouvant impacter les écosystèmes aquatiques à l'état de traces (ng.L⁻¹). Au vu des enjeux économiques, sanitaires et environnementaux associés à cette ressource, les réglementations actuelles, et notamment la DCE (Directive Européenne Cadre sur l'Eau), visent à réduire les apports en micropolluants vers les écosystèmes aquatiques. Parmi les molécules concernées, les pesticides représentent une classe emblématique : ce sont des molécules ayant connu un fort développement à partir des années 1960 (donc relativement anciennes pour certaines), très fortement diversifiées en termes de structures chimiques, souvent retrouvées dans les écosystèmes aquatiques à des concentrations variables allant de la trace à plus de 1 µg.L⁻¹ (Belles, 2012; Cruz, 2015), et possédant une toxicité intrinsèque avérée en lien avec leurs usages. L'agriculture est fortement connectée à l'utilisation de pesticides, en lien avec une nécessité d'accroissement des rendements de production. Toutefois les usages des pesticides se sont développés et couvrent actuellement la protection de matériaux (biocides), les traitements antiparasitaires vétérinaires et les traitements antiparasitaires à usage humain. Du fait de cette large gamme d'utilisations, les pesticides ne sont plus uniquement introduits de façon diffuse via les activités agricoles, mais également via les effluents urbains. Il a en effet été démontré que et les effluents rejetés par les exutoires pluviaux dans le cadre de réseaux séparatifs (Gasperi et al., 2014) et les effluents de stations de traitement des eaux usées ou STEU (Choubert et al., 2011; Cruz, 2015) sont des vecteurs de certaines de ces substances. En effet, les STEU ne sont par exemple pas dimensionnées pour traiter les micropolluants, et les pesticides font partie des classes les plus récalcitrantes aux traitements, avec des taux d'abattement généralement inférieurs à 30% (Choubert et al., 2011). Tous ces différents niveaux de complexité rendent difficile l'établissement du lien entre usage et présence, d'autant que l'utilisation de pesticides transcende le seul usage par les professionnels et touche également les particuliers dont les pratiques sont moins contrôlées pour l'heure.

Face à la nécessité de contrôler les apports vers l'environnement de ces substances potentiellement préoccupantes, il apparaît au préalable impératif de mieux identifier et hiérarchiser les sources en pesticides. Cette étude, positionnée sur le territoire Bordeaux Métropole, met en jeu une démarche originale de caractérisation des sources en pesticides en contexte urbain, par la caractérisation d'un bassin versant d'un cours d'eau (Jalle de Blanquefort) ainsi que des effluents urbains qui s'y rejettent. Le cours d'eau a été suivi par prélèvements composites sur 24h en 5 sites distincts au cours de campagnes de prélèvement régulières réparties sur 4 ans. Trois exutoires pluviaux se déversant dans la Jalle de Blanquefort ont été échantillonnés afin de quantifier les apports en pesticides au moment des précipitations, de même qu'une STEU connectée à ce cours d'eau afin d'en caractériser les apports et les capacités de traitement. Des eaux résiduaires provenant de têtes de réseaux domestiques (8 sites) ont également été suivies à titre informatif afin de remonter jusqu'aux usages potentiellement responsables de l'introduction de pesticides dans le milieu naturel. Un total de 42 pesticides et produits de transformation ont été sélectionnés et recherchés dans l'ensemble des échantillons en ce qui concerne la fraction dissoute. Des méthodes d'extraction, de séparation et de quantification ultra-trace ont été mise en jeu, permettant de bénéficier de limites de quantification basses (< 10 ng.L⁻¹ dans 90% des cas dont 50% des cas <1 ng.L⁻¹). Le calcul des flux s'est fait par croisement des données de concentrations avec les débits pour chacun des sites.

Les types d'eau se distinguent entre eux à la fois en termes de concentrations totales retrouvées mais également en termes de profil de contamination. L'ensemble des sites étudiés présentent une forte contamination en glyphosate (herbicide le plus utilisé au monde) et en un de ses produits de transformation (acide

aminométhylphosphonique ou AMPA ; cf. figure 1). La proportion de glyphosate est toutefois plus importante dans les exutoires pluviaux par rapport à l'AMPA ce qui semble indiquer une proximité spatio-temporelle de l'utilisation, la molécule n'ayant pas eu le temps d'être dégradée. Il est possible de mettre en évidence la présence de métolachlore et de certains de ses produits de transformation présents en très forte proportion dans le cours d'eau alors qu'ils sont absents des effluents urbains, ce qui laisse penser à une origine uniquement agricole en lien avec la maïsiculture présente sur le bassin versant étudié. Au contraire, les effluents urbains présentent une contamination plus importante en biocides (carbendazime, diuron, propiconazole, terbuthyène) et en molécules à usage vétérinaire (imidaclopride, fipronil) que le cours d'eau, laissant sous-entendre un apport plus urbain. Bien que non majoritairement présents dans le cours d'eau, le fipronil et l'imidaclopride présentent des concentrations supérieures à leurs valeurs de référence (respectivement 0,8 et 1,4 ng.L⁻¹), ce qui traduit de potentiels impacts environnementaux. La comparaison des flux annuels des différents sites étudiés (Figure 1), permet d'identifier l'agriculture comme la probable source majoritaire en phytopharmaceutiques, et les eaux résiduaires comme vecteurs à la fois de biocides et de molécules à usages vétérinaires. L'étude d'effluents domestiques et la réalisation d'expériences complémentaires ont permis dans certains cas de relier la présence de pesticides à des usages, notamment en ce qui concerne les insecticides fipronil et imidaclopride (traitements vétérinaires antipuces). Bien que non majoritaires en termes d'apports, les exutoires pluviaux doivent également être considérés puisqu'ils se déversent généralement dans le milieu naturel sans traitement préalable, pouvant théoriquement conduire à une augmentation des concentrations environnementales autour du point de rejet.

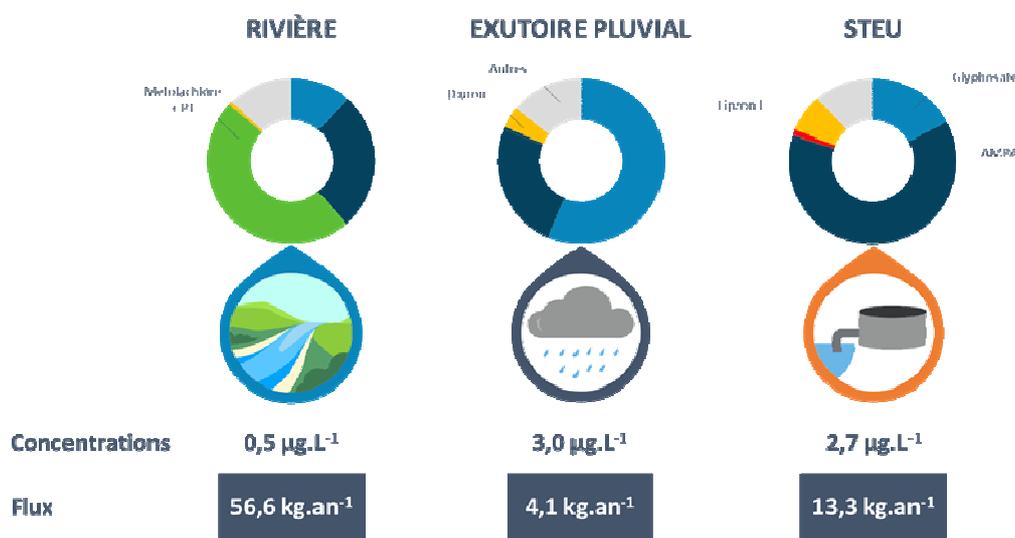


Figure 1. Exemples de profils de contamination et de flux associés à une eau de rivière, un exutoire pluvial et la station de traitement des eaux usées

Ces résultats ont permis d'identifier les sources majoritaires des pesticides recherchés et d'établir le lien entre usage et présence dans les eaux de surface pour certaines molécules préoccupantes (fipronil). Bien que lourd à mettre en œuvre, ce type d'étude apporte des informations très utiles pour accompagner la mise en place de mesures de gestion des pesticides et des micropolluants en général.

Remerciements : Cette étude a bénéficié de fonds en relation avec les projets RESEAU, REGARD et le plan Micropolluants - Bordeaux Métropole (Financeurs : Agence de l'Eau, Agence Française pour la Biodiversité ; associés en tant que partenaires : Bordeaux Métropole, LyRE centre de recherche et développement SUEZ, IRSTEA, CNRS, Université de Bordeaux, CHU de Bordeaux et la Région Aquitaine). Le projet RESEAU est cofinancé par le LyRE (centre de R&D SUEZ à Bordeaux) et la Région Aquitaine. Cette étude a été réalisée avec le soutien financier de l'Agence Nationale de la Recherche française (ANR) dans le cadre du programme investissements d'avenir, au sein du Laboratoire d'excellence COTE (ANR-10- labex-45).

BIBLIOGRAPHIE

- Belles, A. 2012: Développement et applications environnementales des échantillonneurs passifs pour la surveillance des écosystèmes aquatiques. Université de Bordeaux - Thèse en chimie analytique, 470.
- Choubert, J.-M., Martin Ruel, S., Esperanza, M., Budzinski, H., Miège, C., Lagarrigue, C. and Coquery, M. 2011: Limiting the emissions of micro-pollutants: what efficiency can we expect from wastewater treatment plants? *Water Science & Technology* 63, 57.
- Cruz, J. 2015: Etude de la contamination par les pesticides des milieux eau, air et sols : développement de nouveaux outils et application à l'estuaire de la Gironde. Université de Bordeaux - Thèse en chimie analytique et environnementale.
- Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M.D.K., Saad, M., Schwartz, J.J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., Barraud, S. and Gromaire, M.C. 2014: Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research* 21, 5267–5281.

PROSPECTIVE DE LA DEMANDE EN EAU EN MILIEU URBAIN (BORDEAUX)

Laura Rosenbaum ; Guy Tapie ; Julia Barrault

Université de Bordeaux, ensapBx (PAVE), Le Lyre (Suez)
rosenbaum.laura@gmail.com

1^{ère} année post-doctorat



MOTS CLES

Changement global ; ressource en eau ; métropolisation ; usages ; prospective

RÉSUMÉ

Dans un contexte de changement global, entendu comme la transformation simultanée de phénomènes climatiques, démographiques, économiques et sociaux (H. Le Treut, D. Salles, 2017), le programme de recherche ADEQWAT propose de dresser un état des lieux sur l'adéquation entre l'évolution de la demande en eau, d'une part, et l'évolution de la ressource en eau souterraine, d'autre part¹. La communication présentera les avancées d'un post-doctorat concernant l'évolution de la demande en eau, qui prend pour étude la métropole de Bordeaux (Godier & al. 2018). Elle s'inscrit dans le thème 4, car considère le climat urbain, l'hydrologie, le bien-être et les aménités, mais est aussi transversale à d'autres thèmes comme les approches urbanistiques et paysagères, et les politiques publiques.

Le Sud-ouest français se caractérise par une forte croissance démographique, accompagnée d'une dense urbanisation des métropoles comme Bordeaux, et de pressions sur la ressource en eau (baisse de la recharge des nappes souterraines). Comment la demande en eau évoluera à l'horizon 2050 ? Les potentiels déséquilibres entre l'offre et la demande engagent les scientifiques et les autorités politiques à anticiper et à agir.

Des programmes de recherche et des études prospectives ont déjà esquissé des pistes de réflexion et des méthodes. A l'échelle des consommateurs, et au sein du programme ANR Villes durables Eau&3E, S. Vaucelle et P. Salinas-Kraljevich étaient en charge du pôle Bordeaux (2013). Ils montrent qu'une approche territoriale joue un rôle central dans la compréhension de l'évolution et de la répartition des consommations d'eau. Ils suggèrent une nouvelle lecture des territoires à partir de la gestion de l'eau. A l'échelle de la ressource en eau, l'Agence de l'eau Adour-Garonne est partie du constat qu'à l'horizon 2050, les débits naturels d'étiage seront en moyenne réduits de moitié pour le bassin de la Garonne, territoire par ailleurs très agricole et attractif du point de vue démographique. L'agence a mené une étude prospective (Garonne 2050), de laquelle résultent trois scénarios : compenser à minima la baisse naturelle des débits d'étiage ; compenser totalement la baisse naturelle des débits d'étiage ; compenser pour moitié la baisse naturelle des débits d'étiage.

ADEQWAT s'inscrit dans le sillon de ces recherches. Le programme croise des variables territoriales et d'usages des consommateurs (domestiques, industriels, touristes), afin de produire des scénarios de demande en eau à l'horizon 2050 et leurs conséquences multiples. Parmi les métropoles françaises, Bordeaux est représentative d'une ville millionnaire attractive soumise au réchauffement climatique, ce qui entraîne des conséquences à la fois sur la qualité de vie (îlots de chaleur) et sur la ressource en eau souterraine (recharge). Par le biais du service Énergies, écologie, et développement durable, la métropole a lancé un symbole fort : un « plan d'action pour un territoire à Haute Qualité de Vie » (2017-2022). Les objectifs poursuivis par ce plan sont d'accélérer la transition énergétique du territoire et faire de Bordeaux une des premières métropoles à énergie positive, de préserver et de valoriser 50% d'espaces naturels, agricoles et forestiers, et d'accompagner tous les acteurs vers la transition énergétique et écologique. Un référentiel d'action public est donc établi, ce qui facilite la mise en œuvre de projets urbains ambitieux et innovants, et une prise de conscience collective des enjeux de demain.

La méthode employée mobilise les sciences humaines et sociales : sociologie, urbanisme, architecture, sciences politiques, pour produire des données à la fois qualitatives (compréhension des phénomènes) et quantitatives (pour mesurer l'impact des futurs usages sur les volumes de prélèvement). Ainsi, trois techniques d'enquêtes

¹ Le portage partenarial réunit des partenaires scientifiques, industriels et techniques (Bordeaux INP, SUEZ, BRGM, PAVE), des collectivités territoriales (Bordeaux Métropole, Agen), des gestionnaires institutionnels (SMEGREG) et la Région Nouvelle Aquitaine.

principales sont employées : des entretiens d'acteurs (experts, constructeurs, et habitants), des analyses de projets urbains, et des comparaisons internationales.

Afin de saisir les multiples représentations des enjeux de l'eau aujourd'hui et en 2050, nous interrogeons un échantillon d'acteurs sur trois thématiques liées : la fabrique de la ville (projets urbains, rapports métropole-périphéries, développement durable), la demande en eau potable (usages, répartition, conflits), et la prospective 2050 (adaptations, transformations et scénarios). L'échantillon se compose de représentants des collectivités (région, métropole, département), d'urbanistes, de scientifiques et d'exploitants (Suez).

Afin de saisir la demande en eau d'un point de vue territorial, trois projets urbains sont analysés. Ils intègrent la question de l'eau : l'un tente d'optimiser les usages de l'eau dans l'espace public, l'autre est conçu comme un îlot de fraîcheur, et le dernier, situé à proximité de sources et de zones humides, porte une attention particulière au paysage environnant. Les équipes de maîtrise d'œuvre et d'ouvrage des projets, ainsi que certains de leurs habitants sont eux aussi interrogés sur la manière dont l'eau a été pensée (en complémentarité ou non avec l'aménagement urbain) et sur la manière dont elle est consommée.

Pour compléter l'analyse territoriale, une troisième campagne d'entretiens est menée auprès d'habitants issus de différentes typologies d'habitats traditionnels : lotissements, maisons de ville, logements collectifs, situés dans le centre ou la périphérie de la métropole. Ce volet d'enquête compare les consommations d'habitants de grands projets urbains avec celles des tissus urbains plus ordinaires. Il permet de réaliser une modélisation fine des usages de l'eau pour faire émerger les comportements actuels et projetés. Quelles sont les variables qui influencent le plus les usages ? La localisation de l'habitat, son orientation, son ancienneté, sa surface, ses équipements ?

Enfin, pour resituer Bordeaux parmi d'autres villes soumises à des injonctions en termes de gestion de l'eau, nous menons des campagnes d'entretiens auprès des autorités locales, d'exploitants, d'urbanistes, d'associations, et de scientifiques à Bruxelles, capitale européenne (Belgique), à Göteborg, référence environnementale (Suède), à Hyderabad, en urgence urbaine (Inde), et à Los Angeles, en stress hydrique (États-Unis). Les retours d'expériences internationaux nourrissent les réflexions locales, et permettent d'anticiper au mieux des décisions.

Le post-doctorat ayant démarré en janvier 2018, les résultats finaux ne sont pas encore produits². Cependant, en novembre 2018, date du congrès, les premières enquêtes seront terminées, et nous serons en mesure de rendre compte d'une première phase. Au travers du recueil d'une trentaine d'entretiens d'experts, nous espérons révéler des récits métropolitains forgés autour de la ressource en eau. Selon les interlocuteurs, l'eau est plus ou moins au centre de leurs intérêts, et de leurs actions. Le croisement des points de vue permettra d'esquisser plusieurs scénarios d'évolution de la demande en eau en 2050.

Au travers des entretiens menés auprès des habitants, nous souhaitons montrer des logiques différenciées autour de la ressource. Ces logiques à l'œuvre aujourd'hui indiquent des tendances pour l'avenir. Selon les parcours et les conditions socio-économiques des ménages, l'eau peut-être vue comme un moyen de réduire sa facture économique (logique économique) ; elle peut être prise en compte dans un contexte d'impératif écologique et de développement durable (logique contextuelle) ; elle peut-être considérée comme un bien accessible à tous et des habitants se déconnecter alors du réseau collectif (logique militante).

En conclusion, ADEQWAT est un programme agile, qui enquête sur plusieurs fronts pour croiser les opinions, les données, et les expériences relatives à la demande en eau, dans une vision prospective. Le programme associe les sciences humaines et sociales aux sciences de l'ingénieur. L'originalité de la méthode réside dans la production d'une meilleure compréhension des phénomènes sociétaux et territoriaux (qui donnent à voir et à considérer de nombreux usages de l'eau), afin d'accéder à une meilleure compréhension des consommations et des futures demandes en eau.

BIBLIOGRAPHIE

- Godier Patrice, Oblat Thierry, Tapie Guy, *L'éveil métropolitain, l'exemple de Bordeaux*, Le Moniteur, 2018, coll. « POPSU »
- Rinaudo Jean-Daniel, « Prévoir la demande en eau potable : une comparaison des méthodes utilisées en France et en Californie », Sciences Eaux & Territoires, 2013
- Le Treut Hervé & Salles Denis, « Comment la Région Nouvelle Aquitaine anticipe le changement climatique ? », Sciences Eaux & Territoires, 2017
- Vaucelle Sandrine & Salinas-Kraljevich Pablo, « Les regards sur la consommation d'eau domestique et les variables qui l'influencent », Eau&3E, ANR villes durables, novembre 2013

² Le programme Adeqwatt s'échelonne sur trois ans : novembre 2017 à janvier 2020. La communication sera l'occasion d'une valorisation, mais aussi d'une évaluation des avancées, des opportunités et des difficultés rencontrées, qui pourront être débattues avec les participants.

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX USEES : QU'APPORTE UN TRAITEMENT TERTIAIRE PAR ADSORPTION SUR CHARBON ACTIF ?

Ronan Guillossou¹ (2^{ème} année doctorat), Julien Le Roux¹, Romain Mailler², Emmanuelle Vulliet³, Catherine Morlay⁴, Céline Briand², Fabrice Nauleau⁵, Johnny Gasperi¹, Vincent Rocher²

Contact : ronan.guillossou@enpc.fr

¹ LEESU (UMR MA 102, Université Paris-Est, AgroParisTech), Université Paris-Est Créteil, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.

² SIAAP, Direction Innovation et Environnement, 82 avenue Kléber, 92700 Colombes, France.

³ Université de Lyon, Institut des Sciences Analytiques, UMR 5280 CNRS, Université Lyon 1, ENS-Lyon, 5 rue de la Doua, 69100 Villeurbanne, France.

⁴ Université de Lyon, INSA-Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1, UMR 5510 CNRS, MATEIS, F-69621 Lyon.

⁵ Saur, Direction de la Recherche et du Développement, 1 rue Antoine Lavoisier, 78064 Guyancourt, France.



MOTS CLES

Micropolluants organiques, filière de traitement des eaux usées conventionnelle, traitement tertiaire, adsorption sur charbon actif.

RÉSUMÉ

1.1 Introduction

Les stations d'épurations rejettent dans les écosystèmes aquatiques des micropolluants organiques qui peuvent être toxiques, biologiquement actifs et ont globalement un impact négatif sur l'environnement. Les micropolluants hydrophobes, volatils ou biodégradables sont bien traités dans les filières de traitement classiques, mais les composés hydrophiles tels que les résidus pharmaceutiques, les pesticides ou les additifs de formulation sont difficilement abattus (Margot et al., 2015). L'adsorption sur charbon actif se révèle être une solution prometteuse pour le traitement des micropolluants organiques car peu coûteuse, facile à utiliser et flexible. De précédentes études ont démontré l'intérêt et l'efficacité de l'utilisation d'un pilote industriel CarboPlus[®] (Saur) à lit fluidisé et renouvelé en continu pour le traitement des micropolluants organiques avec différents types de charbon actif (poudre et micro-grain) et pour différents taux de traitement (10 et 20 g/m³) (Mailler et al., 2016, 2015). L'objectif de cette étude est d'estimer l'apport de ce pilote dans l'élimination de micropolluants organiques en complément d'une filière de traitement des eaux usées conventionnelle. Une attention particulière est portée sur les molécules suggérées par l'Office fédéral de l'environnement suisse comme indicateur du bon fonctionnement des stations d'épuration pour le traitement des micropolluants (abattement < 80 %) (Office fédéral de l'environnement, Division Eaux, 2014).

1.2 Matériel et méthodes

Le pilote industriel est installé sur l'usine de Seine-Centre (240 000 m³/jour, Colombes, France, SIAAP). Le traitement des eaux usées est composé d'une étape de prétraitement, suivie d'un traitement primaire par décantation lamellaire physico-chimique et le traitement du carbone et de l'azote est réalisé par 3 étages de biofiltrations. Le pilote consiste en un réacteur de 12 m³ alimenté par une partie de l'effluent de l'usine à un débit de 860 m³/jour. Le lit est fluidisé par un courant d'eau ascendant de 15 m/h et contient 1 000 kg de charbon actif en micro-grain (CycleCarb 305[®], Chemviron Carbon) continuellement renouvelés par addition et extraction simultanées de charbon avec un taux de traitement de 10 g de charbon par m³ d'eau.

Cinq campagnes de prélèvement ont été réalisées entre septembre et décembre 2017 en entrée d'usine (eau brute) et en sortie de traitement primaire, secondaire et tertiaire. 48 micropolluants organiques ont été recherchés dans la fraction dissoute uniquement, en majorité des résidus pharmaceutiques et des pesticides, et leur abattement a été déterminé pour chaque étape du traitement des eaux usées.

1.3 Résultats

1.3.1 Abattements sur la filière de traitement des eaux usées conventionnelle

Des différences d'abattement sont observées parmi les 24 micropolluants détectés en eau brute. 7 composés sont très bien abattus (abattement > 80 %) car ils présentent des concentrations supérieures au µg/L et une excellente biodégradabilité. Les autres micropolluants biodégradables ou pouvant s'adsorber sur les boues sont bien (4 composés, abattement compris entre 60 et 80 %) ou modérément abattus (3 composés, abattement compris entre 40 et 60 %), tandis que 6 micropolluants reconnus comme récalcitrants au traitement biologique sont peu abattus (abattement < 40 %). Des abattements négatifs sont obtenus pour 3 molécules en raison de changements de conditions physico-chimiques le long de la filière de traitement conventionnelle, entraînant la transformation de sous-produits en molécules mères ou bien le relargage depuis des particules fécales en suspension.

1.3.2 Abattements sur le traitement tertiaire

Comme pour la filière de traitement conventionnelle, des différences d'abattements sont observées lors du traitement par adsorption sur charbon actif même si la majorité des 30 micropolluants détectés ont un abattement supérieur à 60 %. Les composés réfractaires au traitement biologique sont bien abattus sur le pilote mis à part le diclofénac, l'oxazepam et le sulfaméthoxazole, retrouvés en sortie avec des concentrations supérieures à 300 ng/L. Au contraire, certains micropolluants bien abattus sur la filière conventionnelle tels que l'érythromycine ou le PFOS sont peu éliminés sur le pilote en raison de leurs propriétés physico-chimiques limitant leur adsorption, notamment leur taille.

1.3.3 Apport du traitement tertiaire

Le traitement tertiaire par adsorption sur charbon actif permet d'obtenir un gain d'abattement de 30 à 90 % pour les micropolluants peu ou pas éliminés sur l'usine et ainsi de limiter leur transfert vers le milieu récepteur. Pour les composés modérément abattus sur l'usine, un gain non-négligeable de 10 à 30 % d'abattement est observé et permet d'atteindre un abattement proche ou supérieur à 80 % pour 2 molécules indicatrices suisses (carbamazépine et citalopram). Une dose de charbon plus élevée ou un couplage avec un autre procédé tel que l'ozonation seraient nécessaires pour atteindre cet objectif sur les autres molécules indicatrices retrouvées dans cette étude (diclofénac, irbésartan et hydrochlorothiazide) et ainsi garantir un rejet de bonne qualité. L'apport du pilote CarboPlus® apparaît minime en termes d'abattements pour les 7 micropolluants déjà très bien abattus lors du traitement conventionnel (ex. l'ibuprofène). Il permet tout de même une baisse de concentration d'un facteur 5 en moyenne pour ces molécules retrouvées avec des concentrations supérieures au µg/L en sortie d'usine. Le traitement tertiaire a donc un réel intérêt pour protéger le milieu récepteur.

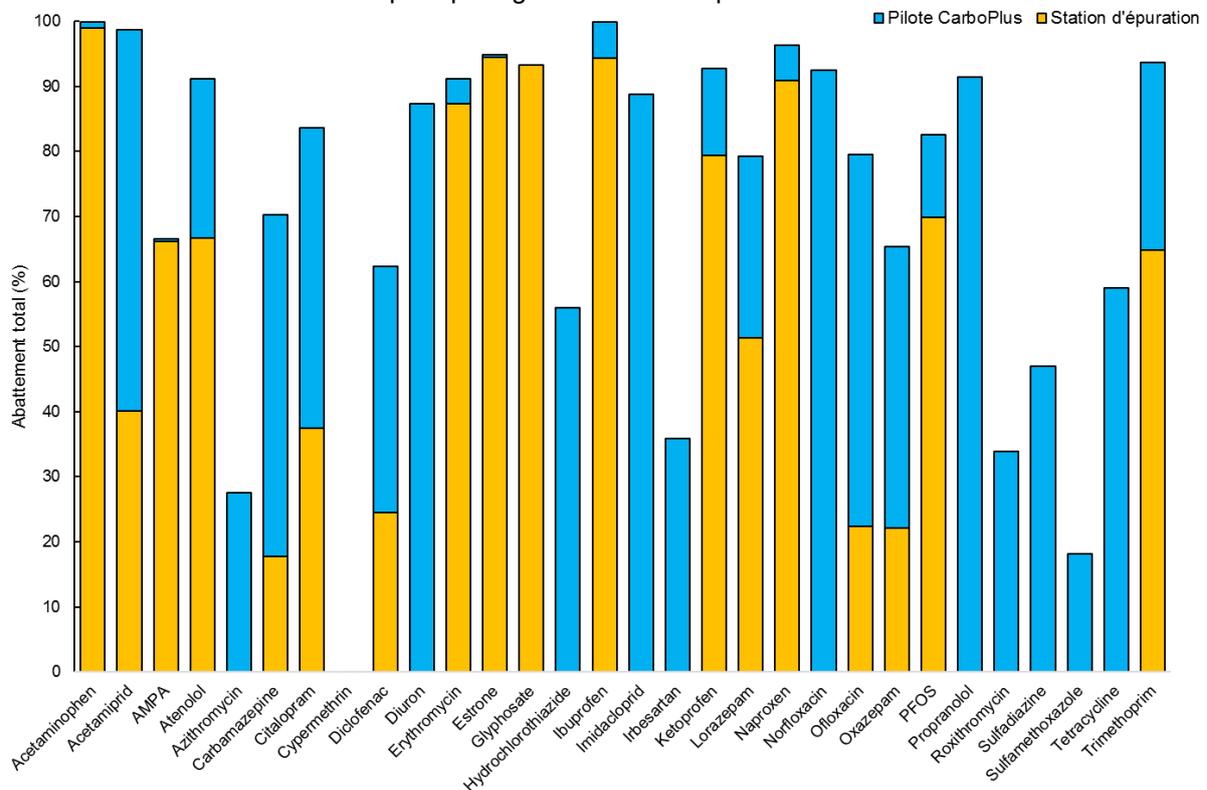


Figure 1. Abattement total sur l'usine et le pilote des 30 micropolluants détectés lors des 5 campagnes de prélèvement réalisées.

1.4 Bibliographie

- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Buleté, A., Vulliet, E., Deshayes, S., Zedek, S., Mirande-Bret, C., Eudes, V., Bressy, A., Caupos, E., Moilleron, R., Chebbo, G., Rocher, V., 2016. Removal of a wide range of emerging pollutants from wastewater treatment plant discharges by micro-grain activated carbon in fluidized bed as tertiary treatment at large pilot scale. *Sci. Total Environ.* 542, Part A, 983–996. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.153>
- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Deshayes, S., Zedek, S., Cren-Olivé, C., Cartiser, N., Eudes, V., Bressy, A., Caupos, E., Moilleron, R., Chebbo, G., Rocher, V., 2015. Study of a large scale powdered activated carbon pilot: Removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents. *Water Res.* 72, 315–330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.047>
- Margot, J., Rossi, L., Barry, D.A., Holliger, C., 2015. A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants: Micropollutants in wastewater treatment plants. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 2, 457–487. <https://doi.org/10.1002/wat2.1090>
- Office fédéral de l'environnement, Division Eaux, 2014. Rapport explicatif concernant la modification de l'ordonnance sur la protection des eaux.

MODELISATION NUMERIQUE 3D POUR L'ETUDE DES LAVES TORENTIELLES : UN OUTIL DE DIAGNOSTIC ET DE VALIDATION DE SOLUTIONS POUR LA PROTECTION DES ZONES HABITEES.

Schaer, N.^{1,2}, Kuss, D.³, Queffelec, Y.³, Vazquez, J.², Dufresne, M.¹, Wertel, J.¹, Isenmann, G.²

¹ 3D Eau, 21 rue Jacobi-Netter 67200 Strasbourg (nicolas.schaer@3deau.fr)

² Laboratoire ICube, Département de Mécanique, 4 rue Boussingault 67000 Strasbourg (j.vazquez@engees.eu)

³ Office National des Forêts – Restauration des Terrains de Montagne, 9 quai Créqui 38000 Grenoble (damien.kuss@onf.fr)

Schaer, N. : thèse soutenue publiquement en septembre 2018



MOTS CLES

Ecoulement à surface libre ; Fluide non-newtonien ; Lave torrentielle ; Mécanique des fluides numérique ; Outil de prévision.

RÉSUMÉ

Contexte

Lorsque de violents orages surgissent en zone montagneuse, les zones habitées proches peuvent être confrontées à des inondations et des phénomènes de transport sédimentaire rapides comme les laves torrentielles (Pavlova et al., 2014). De par le monde, les zones urbaines montagneuses sont affectées par ce risque naturel (Jomelli et al., 2011 ; Zhang & Matsushima, 2018 ; Chen et al., 2006 ; Banihabib & Forghani, 2017 ; VanDine & Bovis, 2002) et les conséquences de tels écoulements peuvent être dramatiques : pertes humaines (Naef & McArdell, 2004 ; Bardou & Favre, 2008 ; Del Prete et al., 1998 ; D'Ambrosio et al., 2003 ; Guadagno et al., 2005), dommages structurels importants (Pierson et al., 1990 ; García-Martínez & López, 2005), etc. De plus, le changement climatique mondial conduit à une recrudescence du phénomène (Cha & Kim, 2013 ; Kobiyama et al., 2010 ; Wicczorek & Glade, 2005). Aujourd'hui, la prédiction des zones urbaines habitées susceptibles d'être affectées par les laves torrentielles est majoritairement évaluée à l'aide d'outils numériques de calcul 1D ou 2D. Or ces outils ne peuvent représenter pleinement l'écoulement à surface libre et le comportement non newtonien d'une lave torrentielle. Une modélisation numérique tridimensionnelle est proposée dans cette étude afin de juger de sa plus-value par rapport aux modèles 2D existants notamment vis-à-vis de la représentation de l'écoulement. L'étude présente une analyse complémentaire entre une approche numérique 2D et une modélisation 3D par mécanique des fluides numérique pour le cas du torrent de la Vaudaine situé dans les Alpes françaises. L'objectif est de représenter le comportement rhéologique de la lave torrentielle, de mettre en évidence les différences entre les deux approches et de développer un nouvel outil de diagnostic et d'aide à la validation des solutions techniques mises en œuvre pour la protection contre ce phénomène impactant les zones urbaines en région montagneuse.

Méthodes

Le modèle 2D employé est Lave 2D (Laigle, 1998). Ce code a été développé par l'IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture) pour les écoulements torrentiels. Il est fondé sur les équations de conservation, d'eau superficielle sur des pentes raides, associées à une loi de frottement déduite des travaux de Coussot (Coussot, 1994). Cela permet de représenter une loi de comportement d'un fluide à seuil décrit par un modèle d'Herschel-Bulkley. Le modèle numérique 3D a été construit à partir d'un modèle numérique de terrain du bassin versant de la Vaudaine. Celui-ci a été maillé en volume pour un total d'environ 1,4 millions de cellules hexaédriques. Une analyse de sensibilité du maillage a été réalisée pour juger de la sensibilité des résultats. Le code open-source OpenFOAM a été utilisé pour les simulations. Le solveur interFoam permet un calcul multiphasique représentant l'écoulement à surface libre. La rhéologie de la lave torrentielle est décrite par une régularisation du modèle d'Herschel-Bulkley (Tanner & Milthrope, 1983).

Résultats et discussion

Les hauteurs d'écoulement de la lave torrentielle, les champs de vitesse et les contraintes mécaniques ont été extraits du modèle 3D et comparés à ceux estimés par le modèle bidimensionnel. La différence en termes de

hauteur entre le 2D et le 3D est supérieure à 5 %. Cet écart s'explique entre autre par la représentation du frottement entre l'écoulement et le sol dans les codes de calcul. Les hauteurs issues de la 3D ont été confrontées à un modèle théorique (Couscot, 1994) afin de valider leur ordre de grandeur. Les écarts obtenus sont de l'ordre de 20 %, ce qui donne une estimation de la représentativité du code 3D sur cet aspect de l'écoulement. Les résultats ont été synthétisés à l'échelle du bassin versant sous la forme de cartographie comme illustré par la Figure 1.

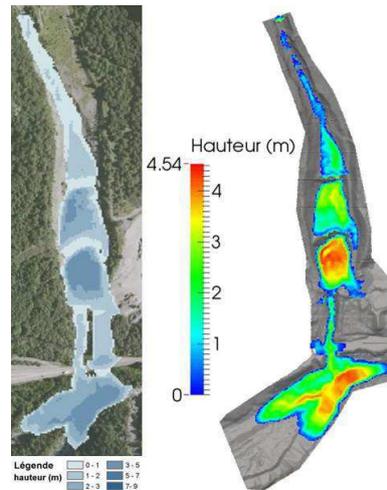


Figure 1 : Cartographie des hauteurs d'écoulement pour une contrainte seuil de 4 400 Pa (à gauche les résultats du modèle 2D, à droite les résultats du modèle 3D)

Les simulations ont permis également d'étudier l'interaction entre l'écoulement et des ouvrages de génie civil présents sur la trajectoire de la lave torrentielle. Une des plus-values de l'approche 3D est la quantification de l'impact mécanique de l'écoulement sur le pont routier, qui subit une submersion lors du passage de la lave (cf. Figure 2). Le modèle 2D ne prend pas en compte la déformation et la distribution du champ de vitesse selon l'axe vertical. De plus, à proximité du pont, la répartition de pression est supposée de forme hydrostatique. L'approche 3D permet une meilleure représentation de la physique de la lave torrentielle à cet endroit car les champs de pression et de vitesse sont décrits dans les trois directions de l'écoulement. Les résultats obtenus peuvent être utilisés ici en prévision du renforcement de l'ouvrage existant et du diagnostic de sa capacité de passage sous le tablier. Enfin, une analyse comparative entre les modèles 2D et 3D a été réalisée dans les zones où les écoulements sont chenalisés. En effet, le code 2D fait une approximation sur le rayon hydraulique en le considérant égal à la hauteur d'écoulement. Cela conduit à considérer que le frottement pariétal est constitué seulement de la friction entre le fluide et le radier du canal dans lequel il s'écoule. Le champ de vitesse et notamment la distribution verticale des vitesses ne sont pas affectés par les frottements induits par les parois latérales du chenal. Le modèle 3D prend en compte pleinement ce frottement. Les hauteurs et le champ de vitesse dans les zones canalisées sont donc mieux estimés par rapport à ce que l'on peut attendre dans la réalité. L'analyse montre que les modèles 2D ont tendance à sous-estimer les hauteurs d'écoulement de l'ordre de 25 à 30 %. Cette distinction a son importance si l'objectif est de prévoir le gabarit d'un chenal d'écoulement où une lave torrentielle risque d'apparaître.

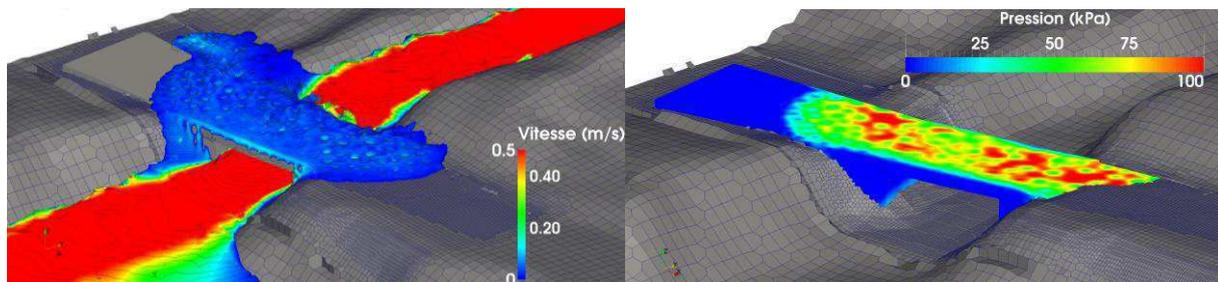


Figure 2 : Représentation des débordements sur le pont routier (à gauche) et du champ de pression exercé par la lave torrentielle sur l'ouvrage (à droite)

Conclusion et perspectives

L'étude effectuée met en avant les points de différenciation des approches numériques 2D et 3D dans la représentation des écoulements à surface libre des laves torrentielles. L'approche tridimensionnelle se distingue notamment par une estimation plus complète du frottement pariétal et par conséquent ne sous-estime pas les hauteurs d'écoulement comme cela a été observé avec les codes 2D. D'autre part, le modèle 3D donne une information nouvelle sur la distribution verticale du champ de vitesse et de pression. Cet apport contribue à représenter plus finement les interactions entre l'écoulement à surface libre et les ouvrages pouvant se trouver sur sa trajectoire. *In fine*, dans une approche d'ingénierie, l'approche 3D conduit à une représentation physique plus réaliste du phénomène et permet ainsi d'apprécier plus finement l'impact que les écoulements peuvent avoir sur les zones urbaines montagneuses, et cela dans une perspective de test et de validation de solutions de protection.

BIBLIOGRAPHIE

- Banihabib, M.E. & Forghani, A. (2017). *An assessment framework for the mitigation effects of check dams on debris flow*. CATENA, 152, 277-284.
- Bardou, E. & Favre, G. (2008). *Le déclenchement de laves torrentielles, un phénomène complexe étudié à l'aune des crues survenues dans les Alpes occidentales en 2006*. Bulletin de la Murithienne, 126, 19-28.
- Cha, A. & Kim, T.H. (2013). *Relationship Of Debris Flow owing To Climate Change: Korea's Case*. In: Disaster Management and Human Health Risk III Reducing Risk, Improving Outcomes, C.A. Brebbia (Ed.), 57-66.
- Chen, H., Dadson, S. & Chi, Y.G. (2006). *Recent rainfall-induced landslides and debris flow in northern Taiwan*. Geomorphology, 77(1-2), 112-125.
- Cousot, P. (1994). *Steady, laminar, flow of concentrated mud suspensions in open channel*. Journal of Hydraulic Research, 32(4), 535-559.
- D'Ambrosio, D. et al. (2003). *First simulations of the Sarno debris flows through Cellular Automata modelling*. Geomorphology, 54(1-2): 91-117.
- Del Prete, M., Guadagno, F.M. & Hawkins, A.B. (1998). *Preliminary report on the landslides of 5 May 1998, Campania, southern Italy*. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, (57), 113-129.
- García-Martínez, R. & López, J.L. (2005). *Debris flow Hazards and Related Phenomena*, 519-538.
- Guadagno, F.M. et al. (2005). *Some aspects of the initiation of debris avalanches in the Campania Region: the role of morphological slope discontinuities and the development of failure*. Geomorphology, 66(1-4), 237-254.
- Jomelli, V. et al. (2011). *Are debris floods and debris avalanches responding univocally to recent climatic change: a case study in the French Alps*. In: Climate Change - Geophysical Foundations and Ecological Effects, J. Blanco & H. Kheradmand (Eds.), 423-444.
- Kobiyama, M., Goerl, R.F., Corrêa, G.P. & Michel, G.P. (2010). *Debris Flow Occurrences In Rio Dos Cedros, Southern Brazil: Meteorological And Geomorphic Aspects*. In: Monitoring, Simulation, Prevention and Remediation of Dense and Debris Flows III, D. De Wrachien (Ed.).
- Laigle, D. (1998). *La modélisation des écoulements de laves torrentielles boueuses - De la validation en laboratoire au zonage des risques sur le terrain*. Ingénieries E.A.T., 15, 79-88.
- Naef, D. & McArdeil, B.W. (2004). *Laves torrentielles. Danger en montagne*. Les Alpes, Schweizerischer Alpen-Club SAC, (11), 48-51.
- Pavlova, I. et al. (2014). *Debris flow activity related to recent climate conditions in the French Alps: A regional investigation*. Geomorphology, 219(15), 248-259.
- Pierson, T.C., Janda, R.J., Thouret, J.C. & Borrero, C.A. (1990). *Perturbation and melting of snow and ice by the 13 November 1985 eruption of Nevado del Ruiz, and consequent mobilization, flow, and deposition of lahars*. Journal of Volcanology and Geothermal Research, 41, 17-66.
- Tanner, R.I. and Milthorpe, J.F. (1983). *Numerical simulation of the flow of fluids with yield stress*. Third International Conference, Seattle, United States of America.
- VanDine, D.F. & Bovis, M. (2002). *History and Goals of Canadian Debris Flow Research, A Review*. Natural Hazards, 26(1), 67-80.
- Wieczorek, G.F. & Glade, T. (2005). *Climatic factors influencing occurrence of debris flows*. In: Debris-flow hazards and related phenomena, M.a.H.O.(.). Jakob, (Ed.), Berlin, Springer, 325-362.
- Zhang, N. & Matsushima, T. (2018). *Numerical investigation of debris materials prior to debris flow hazards using satellite images*. Geomorphology, 308 54-63.

ÉVALUATION DES CAPACITÉS DE RÉTENTION DES MÉTAUX PAR LE SOL DES OUVRAGES D'INFILTRATION : UNE MÉTHODOLOGIE AMÉLIORÉE

Damien TEDOLDI¹ (post-doctorant), Kelsey FLANAGAN¹,
Philippe BRANCHU², Ghassan CHEBBO^{1,3}, Marie-
Christine GROMAIRE¹

¹Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains (LEESU)
damien.tedoldi@enpc.fr, kelsey.flanagan@enpc.fr

²CEREMA de Trappes

³Faculté de génie, Université libanaise, Hadath, Liban



MOTS CLÉS

Essais en batch ; Isothermes d'adsorption ; Métaux ; Ruissellement urbain ; Sol

RÉSUMÉ

Introduction. Aujourd'hui largement répandue en France comme à l'international, la gestion décentralisée des eaux pluviales urbaines présente des intérêts qui dépassent les aspects hydrauliques et hydrologiques pour lesquels ce paradigme a été imaginé au départ. L'infiltration du ruissellement « à l'amont » permet notamment de diminuer les flux polluants rejetés sans traitement dans les milieux aquatiques superficiels – mais il apparaît en outre que le sol des ouvrages est capable d'intercepter une partie des contaminants présents dans le ruissellement, préservant ainsi la qualité des eaux souterraines (Bressy, 2010). Son « pouvoir de rétention » vis-à-vis de certaines substances dissoutes, qui résulte d'une combinaison de multiples processus physico-chimiques, est souvent caractérisé de façon macroscopique par une *isotherme d'adsorption*, *i.e.* une relation expérimentale entre la concentration en phase liquide et la quantité fixée sur la phase solide, à l'équilibre. Dans le cas des dispositifs d'infiltration, une telle approche possède différentes applications, telles que (i) la comparaison de divers matériaux couramment utilisés dans la conception des systèmes de biofiltration (Gülbaz *et al.*, 2015), (ii) l'estimation de la « réserve » de sites d'adsorption dans un ouvrage donné, après plusieurs années de fonctionnement (Paus *et al.*, 2013), ou encore (iii) la modélisation du devenir des contaminants dans le sol (Quinn et Dussaillant, 2014).

Bien que la détermination d'isothermes d'adsorption ait fait l'objet d'une documentation abondante au cours des dernières décennies, des questions méthodologiques suscitent quelques réserves quant à l'utilisation de données issues de la littérature. Quelle que soit l'application visée, il paraît fondamental que la gamme de concentrations d'équilibre – sur laquelle un modèle continu est ajusté aux points expérimentaux – soit cohérente avec la situation que l'on cherche à représenter. Concrètement, si une isotherme est utilisée pour décrire les interactions entre les polluants du ruissellement et le sol des ouvrages, il convient de s'assurer que les concentrations *finales* des essais soient représentatives des niveaux de contamination rencontrés usuellement dans le ruissellement urbain – ce qui n'est pas toujours le cas dans les études disponibles, si bien que la portion « utile » des courbes est parfois issue d'une extrapolation. Face à ce constat, on propose ici une méthodologie améliorée pour la détermination des isothermes d'adsorption, dont on illustre l'applicabilité et l'intérêt à travers la caractérisation de deux sols différents, en prenant le cas du zinc et du cuivre.

Matériels et méthodes. Les sols caractérisés proviennent de deux ouvrages d'infiltration de la région parisienne, qui collectent les eaux de ruissellement d'une route départementale et d'un petit bassin versant résidentiel, et ont fonctionné pendant 4 et 15 ans, respectivement. Le premier possède une texture de limon sableux, et le second, de limon argilo-sableux. Une étude préalable de la distribution des métaux dans l'horizon de surface a permis de s'assurer que les échantillons collectés présentaient un niveau de contamination minimal.

L'état final d'un système « batch » dépend (i) de la concentration initiale C_i [mg.L^{-1}] et (ii) du ratio V/M (où V est le volume de solution et M la masse de sol en suspension), qui sont des paramètres à fixer par l'expérimentateur, et (iii) des capacités de rétention du sol, qui constituent précisément l'inconnue du problème. L'approche proposée consiste à *anticiper* cet état final pour guider le choix des conditions expérimentales (i) et (ii). Si l'on adopte, en première approximation, un formalisme d'isotherme linéaire, dont on note K_D le coefficient de partition [L.kg^{-1}], alors les concentrations d'équilibre C_{eq} [mg.L^{-1}] possèdent une expression analytique qui découle d'un bilan de masse :

$$C_{eq} = \left(S_i + \frac{V}{M} C_i \right) / \left(K_D + \frac{V}{M} \right)$$

où S_i désigne la teneur initiale en phase solide [mg.kg^{-1}]. Le principe est le suivant : si K_D peut être estimé *a priori* (même de façon peu précise), il est possible d'identifier des valeurs de C_i et V/M permettant théoriquement d'atteindre des concentrations $C_{eq} \lesssim 100 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour Cu et $\lesssim 500 \mu\text{g.L}^{-1}$ pour Zn ; l'isotherme d'adsorption peut alors être calée *a posteriori* sur les points expérimentaux, qui se situent dans une gamme de concentrations convenable.

L'estimation préalable de K_D se fonde sur l'hypothèse que l'équilibre sol/ruissellement est atteint dans la partie la

plus contaminée des deux ouvrages : ainsi, le ratio entre la teneur la plus élevée dans les premiers centimètres du sol et une « concentration-type » dans les eaux de ruissellement, évaluée d'après l'occupation du sol du bassin versant, fournit un ordre de grandeur du coefficient de partition. Dans le cas du zinc, les valeurs obtenues pour les sols 1 et 2 sont représentées sur la Figure 1 par des traits pointillés bleus et rouges, respectivement. La théorie prévoit qu'avec un ratio V/M de 200 L.kg^{-1} , les concentrations d'équilibre seront $\leq 500 \mu\text{g.L}^{-1}$ si C_i se situe dans la gamme $0\text{-}6 \text{ mg.L}^{-1}$ pour le sol 1, et $0\text{-}20 \text{ mg.L}^{-1}$ pour le sol 2, valeurs que l'on a retenues pour les essais. Pour le cuivre, la même démarche a permis d'aboutir aux gammes $0\text{-}3$ et $0\text{-}10 \text{ mg.L}^{-1}$.

Dans chaque flacon, 5 g de sol prétraité, prélevés par quartage, ont été mis au contact d'une solution bimétallique de 1 L sous agitation constante. Par ailleurs, des tests cinétiques ont également été réalisés, et l'influence de NaCl et de ligands organiques dissous sur l'adsorption des métaux a été examinée à travers deux autres séries d'essais.

Résultats et discussion. La Figure 2 présente les points expérimentaux obtenus pour le zinc sur les sols 1 et 2. Le modèle théorique qui s'ajuste le mieux aux données est celui de Freundlich, en raison d'une concavité de la courbe visible pour $C > 200 \mu\text{g.L}^{-1}$; néanmoins, à de faibles concentrations, on retrouve une tendance linéaire pour laquelle il est possible de calculer un K_D : celui-ci s'élève à ~ 3 et $6 \cdot 10^3 \text{ L.kg}^{-1}$ pour les sols 1 et 2, respectivement, ce qui est proche des estimations *a priori*. Ceci permet d'attendre des concentrations d'équilibre inférieures à $700 \mu\text{g.L}^{-1}$ – à l'exception du point extrême obtenu pour le sol 1 – ce qui correspond à des valeurs réalistes pour les eaux de ruissellement des deux sites d'étude. Il est possible de tirer les mêmes conclusions pour le cuivre, dont les concentrations d'équilibre sont (à une exception) $\leq 100 \mu\text{g.L}^{-1}$. Globalement, le sol 2 présente de meilleures capacités de rétention que le sol 1, ce qui peut s'expliquer par son taux plus élevé de matières volatiles (85 contre 30 g.kg^{-1}) et sa CEC supérieure (14 contre 5 cmol.kg^{-1}).

D'autres approches sont envisageables pour évaluer K_D lorsque, contrairement au cas présent, on ne dispose pas au préalable d'échantillons de sol contaminé. À titre d'exemple, on trouve dans la littérature un certain nombre de fonctions de pédotransfert, qui relient les paramètres des isothermes d'adsorption à des caractéristiques du sol plus facilement mesurables, telles que son pH ou son taux de matières organiques. Si de telles relations ne permettent pas une évaluation suffisamment fiable de l'isotherme pour les applications mentionnées ci-dessus (erreur d'un ordre de grandeur sur K_D), elles offrent tout de même un niveau de précision raisonnable pour la première phase.

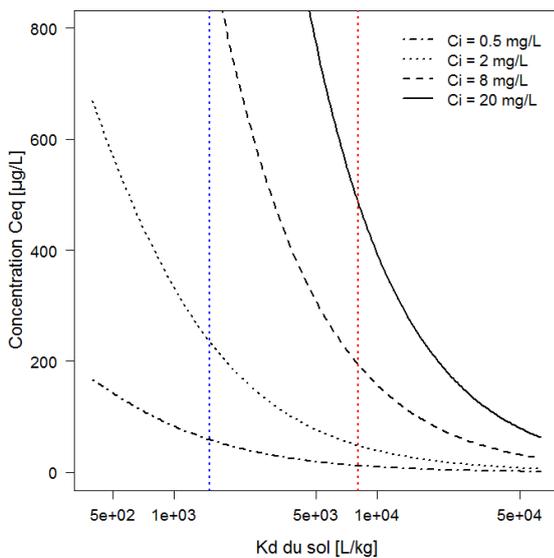


Figure 1. Concentration d'équilibre théorique dans un système batch, en fonction du K_D du sol et de la concentration C_i , pour un ratio $V/M = 200 \text{ L.kg}^{-1}$.

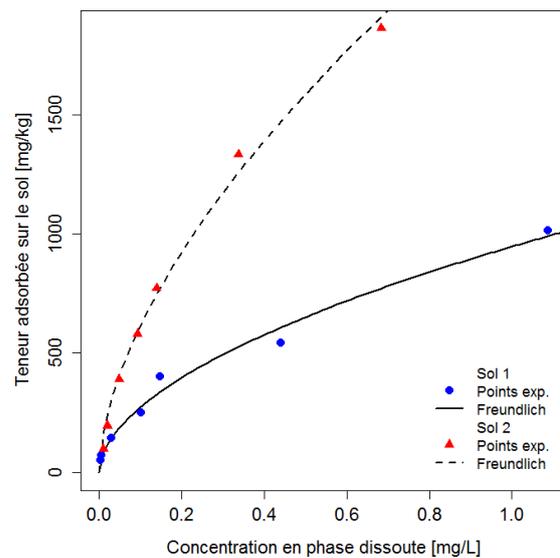


Figure 2. Isothermes d'adsorption du zinc sur les sols 1 et 2. Ajustement d'un modèle de Freundlich sur les points expérimentaux.

Conclusion et perspectives. La méthodologie proposée vise à prévoir l'état final des essais en batch à partir d'une estimation *a priori* du coefficient K_D , afin d'atteindre des concentrations représentatives du système que l'on cherche à modéliser – ici, les interactions sol/ruissellement urbain. Les résultats obtenus pour Cu et Zn montrent que cette approche permet de répondre à l'objectif fixé. Une démarche de modélisation sera mise en œuvre afin d'illustrer les conséquences d'une détermination moins précise des isothermes sur les flux de polluants prédits par le modèle.

BIBLIOGRAPHIE

- Bressy, A., 2010. *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effet de différents modes de gestion à l'amont*. Thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Gülbaz, S., Kazezyilmaz-Alhan, C. M., Coptý, N. K., 2015. *Evaluation of heavy metal removal capacity of bioretention systems*. Water, Air, and Soil Pollution, 226(11), 376.
- Paus, K. H., Morgan, J., Gulliver, J. S., Leiknes, T., Hozalski, R. M., 2013. *Assessment of the hydraulic and toxic metal removal capacities of bioretention cells after 2 to 8 years of service*. Water, Air and Soil Pollution, 225(1), 1803.
- Quinn, R., Dussailant, A., 2014. *Predicting infiltration pollutant retention in bioretention sustainable drainage systems: model development and validation*. Hydrology Research, 45(6), 855-867.

Epuraton des eaux de ruissellement urbaines par du bioadsorbant.

Meriem KAJEIOU¹, Bouamama ABBAR¹, Abdellah ALEM¹, Anne PANTET¹, Stéphane MARCOTTE², Nasre-Dine AHFIR¹.

¹LOMC, UMR 6294 CNRS-Université du Havre, 53 rue de Prony, BP 540, 76058 Le Havre.

²COBRA, UMR 6014 CNRS- INSA Rouen, 76801 Saint Etienne du Rouvray, France.

Emails : Meriem.kajeiou@univ-lehavre.fr
Bouamama.kajeiou@univ-lehavre.fr
Abdellah.alem@univ-lehavre.fr
Anne.pantet@univ-lehavre.fr
Stephane.marcotte@insa-rouen.fr
Nasre-dine.ahfir@univ-lehavre.fr

Le premier auteur en 1^{ère} année de thèse



MOTS-CLÉS :

Techniques alternatives ; Fibres de lin ; Adsorption ; Filtration ; Métaux.

RÉSUMÉ :

Suite à l'imperméabilisation des surfaces urbaines, la nécessité de protéger les villes contre le risque des inondations, souvent associé à des pollutions, est devenue cruciale.

L'usage des techniques alternatives pour gérer les eaux pluviales à la fois en régulant la quantité grâce à un stockage temporaire et en améliorant la qualité des eaux afin de les transférer dans le milieu naturel sans transiter par une STEP est une solution pertinente dans des conditions spécifiques. Des ouvrages végétalisés comme les noues, les fossés filtrants et les toits végétalisés, qui favorisent davantage l'infiltration, l'atténuation du débit des eaux pluviales, se sont largement développés, toutefois l'accumulation des polluants de nature différentes au sein de ces ouvrages nécessitent de considérer leur durée de vie et leur maintenance, pour garantir le rejet d'une eau épurée. Les valeurs seuils de pollution sont également à préciser suivant les régions.

Récemment, nombreuses recherches se sont focalisées sur les bioadsorbants, grâce à leur biodisponibilité, leur faible coût et leur efficacité. Dans notre étude, le choix de fibres de lin rentre dans le cadre de la valorisation des produits locaux, étant donné que la Normandie est parmi les régions les plus actives dans la production du lin en France et en Europe. Le Groupe Depestele en l'occurrence, développe de nombreuses applications de la fibre de lin, notamment dans les secteurs de l'industrie et du bâtiment.

En considérant les conditions climatiques de l'agglomération havraise, nous travaillons sur un dispositif de filtration des eaux de ruissellement, constitué d'un matériau granulaire et de géotextiles de fibres de lin. L'étude est menée à l'échelle de modèles de laboratoire et sur un prototype sur site qui se trouve dans la zac du pressoir au nord du Havre. L'étude expérimentale en laboratoire permet de quantifier les effets de la présence des fibres dans l'épuration des eaux pluviales en considérant différents types de polluants (métaux, hydrocarbures...).

Les études en laboratoire portent sur la capacité d'adsorption de fibres de lin et d'un dispositif de filtration sous différentes conditions physicochimiques. Des essais batch et des essais en colonnes de filtration sont réalisés. L'objectif est de tester la capacité d'adsorption des métaux lourds, des matières en suspension, ainsi que des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Les premiers résultats avec des ions métalliques montrent une bonne adsorption des fibres de lin, avec une capacité maximale de 9.9, 10.7 et 8.4 mg/g respectivement pour le cuivre, le plomb et le zinc. La fixation de métaux dans le dispositif constitué de colonnes de filtration en présence de géotextiles de fibres de lin est favorisée.

L'étude comparative en cours consiste à évaluer la capacité d'adsorption des fibres de lin ainsi que le charbon actif à base d'anas de fibres de lin, dans le cas de faibles concentrations métalliques, soit de concentrations équivalentes à celles des eaux de ruissellement, de l'ordre de 800 µg/L pour les ions de zinc, 400 µg/L pour les ions de cuivre et 200 µg/L pour les ions de plomb.

Des essais sur le prototype expérimental situé à l'amont d'une noue et d'un bassin de collecte seront ensuite réalisés pour évaluer l'efficacité du dispositif sable-fibres de lin en situation réelle.

Remerciement à la CODAH et au groupe Depestele pour leur assistance et contribution à la recherche.

BIBLIOGRAPHIE :

Abbar, B., Alem, A., Pantet, A., Marcotte, S., Ahfir, N. D., & Duriatti, D. (2017). *Experimental investigation on removal of suspended particles from water using flax fibre geotextiles*. *Environmental technology*, 38(23), 2964-2978.

ABBAR, Bouamama². Influence de la physico-chimie des eaux de ruissellement sur la vulnérabilité des ouvrages de rétention. 2018. *Thèse de doctorat. Normandie*.

Abbar, B., Alem, A., Marcotte, S., Pantet, A., Ahfir, N. D., Bizet, L., & Duriatti, D. (2017). *Experimental investigation on removal of heavy metals (Cu²⁺, Pb²⁺, and Zn²⁺) from aqueous solution by flax fibres*. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 639-647.

METHODES DE CONCEPTION ET DE MONITORING POUR EVALUER LES PERFORMANCES DE NOUES

Alexandre Fardel^{1,2}, Pierre-Emmanuel Peyneau², Abdelkader Lakel¹, Béatrice Béchet², Fabrice Rodriguez²

¹Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), Aquasim, 11 rue Henri Picherit, 44300 Nantes, France

²Laboratoire Eau et Environnement (LEE), IFSTTAR, CS 4, 44344 Bouguenais, France

alexandre.fardel@cstb.fr

3^{ème} année de thèse



MOTS CLES

Noues ; monitoring ; performances hydrologiques ; performances épuratoires

RÉSUMÉ

Introduction

Les noues sont des techniques de gestion à la source des eaux pluviales de plus en plus plébiscitées par les collectivités françaises pour leur coûts de construction raisonnables. Régulièrement implantée en bords de routes ou en aval d'un réseau d'eaux pluviales, la noue assure une gestion hydraulique et épuratoire de l'évènement pluvieux par canalisation et/ou infiltration du flux d'eau (García-Serrana et al., 2017; Leroy et al., 2016; Rujner et al., 2018). Ouvrage souvent dimensionné pour traiter une pluie décennale, le fonctionnement d'une noue reste cependant encore peu connu vis-à-vis d'évènements plus courant. Parallèlement, la comparaison des performances entre plusieurs types de noues (noue de transport, noue d'infiltration, etc.) reste aussi à évaluer pour mieux orienter les choix de conception des aménageurs. L'objectif de cet article est de décrire les étapes de mise en place d'un dispositif expérimental permettant (i) de simuler plusieurs types d'évènements pluvieux (courants à modérés), (ii) de comparer précisément les performances hydrologiques et épuratoires d'une noue standard et d'une noue d'infiltration et (iii) d'évaluer l'impact du sens d'alimentation sur leurs performances. Les aspects portant sur la conception des noues, sur le simulateur de ruissellement et sur le dispositif de mesure y seront plus particulièrement discutés pour améliorer les connaissances techniques sur le monitoring de tels ouvrages.

Matériel et méthodes

En 2010, le CSTB a construit une plateforme d'essai, *Aquasim*, dotée de box étanches (7 m x 4 m x 1,6 m) dédiés aux suivis hydrologiques et épuratoires d'ouvrages de gestion des eaux pluviales. Deux noues, exposées aux précipitations atmosphériques, y ont été aménagées fin 2016. Elles se distinguent uniquement de part leur matériaux de construction. La première noue est constituée de sol excavé sur site (noue standard). La seconde noue comprend un massif central sableux qui est séparé de ses talus en terre par une géogrille (noue d'infiltration). En outre, le pilote a été équipé d'un dispositif spécifiquement conçu pour simuler des évènements de ruissellement. Il comprend un réseau en PVC équipé de plusieurs jeux de vannes, connecté en amont à une pompe de relevage. Il dessert deux rampes d'injection pensées pour reproduire au choix un ruissellement de bord de route uniformément réparti sur 5,5 m ou une sortie de buse (Figure 1).



Figure 1. Dispositif d'alimentation de la noue d'infiltration.

Les évacuations des eaux de surface et d'infiltration vers une galerie de mesure/collecte sont assurées respectivement par un caniveau positionné en aval et par 8 drains perforés. En entrée de pilote, l'acquisition des

paramètres hydrauliques (volumes et débits) est opérée par deux débitmètres électromagnétiques (Watermaster, ABB) via leurs sorties 4-20 mA et impulsions. En sortie, un système couplant débitmètre électromagnétique et augets basculeurs a été installé pour mesurer avec une incertitude inférieure ou égale à 5% une gamme de débits variant de 0 à 0,7 L/s (sortie de surface) ou de 0 à 0,3 L/s (sortie de drains). Chaque système assure le renouvellement en continu d'un bac de collecte connecté à un échantillonneur automatique (Figure 2). Les préleveurs ont été asservis à la chaîne de mesure des débits afin de collecter des échantillons composites permettant d'estimer les flux moyens de polluants en sortie de noue.



Figure 2. Systèmes de mesure et de collecte équipant les sorties de drains et de surface (noue standard).

Le protocole d'évaluation des performances hydrologiques des noues pilotes repose sur l'injection d'hydrogrammes créneau en utilisant des débits représentatifs d'évènements pluvieux courant à modéré (0,14 - 0,225 - 0,27 - 0,8 L/s). Chaque condition a été réalisée à au moins trois reprises pour évaluer la reproductibilité des résultats. Ces derniers sont entre autres interprétés à travers des calculs d'indicateurs de performance (abattement du débit de pointe, décalage du centroïde) et des bilans volumiques à 24 h.

Résultats et discussion

Le simulateur de ruissellement s'est révélé tout à fait opérationnel pour alimenter simultanément les deux noues à un débit constant. Seul le départ de l'essai est caractérisé par une non-conformité du débit avec la valeur objectif, l'opérateur devant alors ajuster les ouvertures de vannes en fonction des valeurs lues sur les débitmètres. La présence en continu d'un opérateur sur la durée de l'essai est aussi requise pour s'assurer de la stabilité du débit, les vannes de régulation n'étant pas automatisées. Par ailleurs, les rampes d'alimentation spécialement conçues pour les besoins de l'étude parviennent à reconstituer un flux de ruissellement assez homogène, que ce soit en tête ou sur la longueur de l'ouvrage. Il est à noter que l'homogénéité de la répartition latérale du flux en condition « faibles débits » (0,27 L/s) fut obtenu après des réglages poussés sur la rampe, nécessitant entre autres d'alimenter en eau chacune de ses extrémités.

La restitution de chaque hydrogramme de sortie a été efficacement assurée par le couplage débitmètre électromagnétique – augets basculeurs. La réunion des plages de fonctionnement de ces deux appareils a contribué au suivi précis de la réponse hydrologique de chacune des noues ; celle-ci est divisible en trois périodes : une montée en débit qui est couverte par le système à augets puis le débitmètre électromagnétique, un pallier hydraulique qui est mesuré par le débitmètre électromagnétique et un drainage de l'ouvrage, majoritairement restitué par les augets (Figure 3). Cette connaissance fine des réponses hydrologiques a permis d'attribuer à chaque type d'évènement des volumes de déclenchement des préleveurs propices à la collecte d'un échantillon fonction de l'intensité des rejets en eau de l'ouvrage (Figure 3).

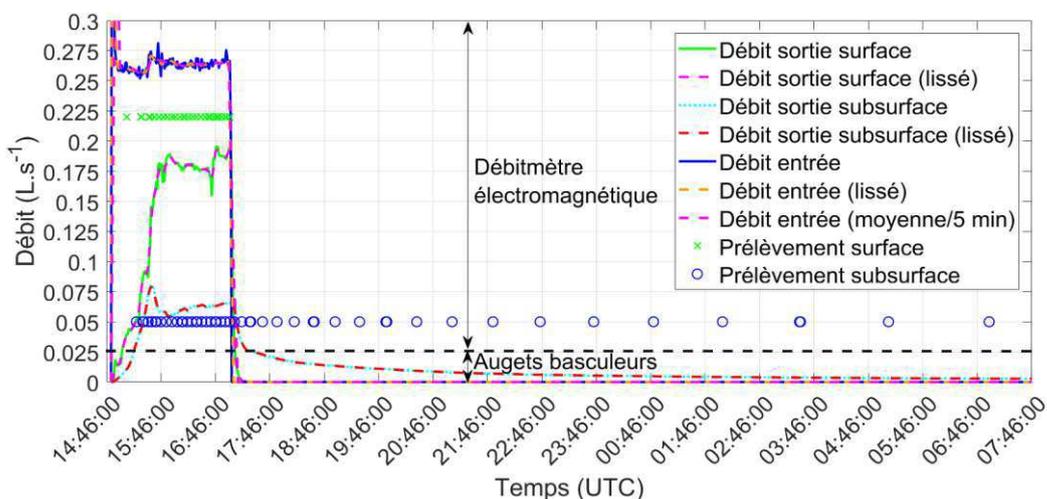


Figure 3. Exemple d'hydrogramme obtenu pour la noue standard, détaillant les 40 instants de collecte par sortie.

Conclusion

A travers la mise en place d'un système expérimental novateur, cette étude a permis à la fois de caractériser et de comparer avec fiabilité les performances hydrologiques et épuratoires d'une noue standard et d'une noue d'infiltration. Les composantes de ce dispositif expérimental, à savoir les système d'alimentation, de mesure des débits et de collecte, pourraient tout à fait être utilisées dans des études similaires portant sur l'évaluation des performances de techniques alternatives.

Références

- García-Serrana, M., Gulliver, J.S., and Nieber, J.L. (2017). Non-uniform overland flow-infiltration model for roadside swales. *Journal of Hydrology* 552, 586–599.
- Leroy, M.-C., Portet-Koltalo, F., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I., and Marcotte, S. (2016). Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Science of The Total Environment* 566–567, 113–121.
- Rujner, H., Leonhardt, G., Marsalek, J., Perttu, A.-M., and Viklander, M. (2018). The effects of initial soil moisture conditions on swale flow hydrographs. *Hydrological Processes*.

CARTOGRAPHIE DES TECHNIQUES DE GESTION INTEGREE DES EAUX DE PLUIE : QUEL(S) ROLE(S) POUR L'ENVIRONNEMENT URBAIN ?

Noms du(des) auteur(s) ¹ Emma Thébault, Manuel Pruvost-Bouvattier

Organisme(s) et adresse(s) UMR 8504 Géographie-cités, IAU-IdF

Emma.thebault@iau-idf.fr

Manuel.pruvost-bouvattier@iau-idf.fr

4^{ème} année de thèse



MOTS CLES

Gestion intégrée de l'eau de pluie ; inventaire de dispositifs techniques ; système d'informations géographiques ; trames vertes et bleues urbaines ; patrimoine infrastructurel

LA PERFORMANCE EPURATOIRE DE DEUX OUVRAGES DE BIOFILTRATION TRAITANT LES MICROPOLLUANTS ASSOCIES AUX EAUX DE VOIRIE

Kelsey Flanagan¹ (4^{ème} année, soutenance prévue le 6 juillet 2018), Philippe Branchu², Lila Boudahmane¹, Emilie Caupos¹, Dominique Demare³, Steven Deshayes¹, Philippe Dubois¹, Laurent Meffray², Chandirane Partibane¹, Mohamed Saad¹, Damien Tedoldi¹, Marie-Christine Gromaire¹

¹Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains (LEESU)

kelsey.flanagan@enpc.fr

²CEREMA de Trappes

³IFSTTAR de Nantes



MOTS CLES

Noue filtrante, accotement filtrant, ruissellement de voirie, micropolluant, gestion à la source

RÉSUMÉ

Introduction

Les eaux de ruissellement de voirie peuvent être contaminées par une grande variété de micropolluants (Markiewicz et al., 2017), dont certains identifiés comme polluants prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne (EC, 2013). Les ouvrages dits de *biofiltration* visent une meilleure maîtrise de cette pollution, en gérant les eaux pluviales à proximité de la source, au moyen de systèmes végétalisés conçus pour le stockage, la filtration et éventuellement l'infiltration de l'eau. De nombreuses études ont démontré la capacité de ce type de système à réduire les flux de macropolluants, tels que les matières en suspension et les nutriments, via une amélioration de la qualité du ruissellement combinée à une réduction de son volume (Liu et al., 2014). Cependant, le comportement des micropolluants dans ces systèmes reste relativement peu documenté. Ainsi, ce travail s'attache à évaluer la performance épuratoire de la biofiltration vis-à-vis d'une gamme diversifiée de micropolluants à travers le suivi *in situ* de deux ouvrages traitant les eaux de ruissellement de voirie.

Matériels et méthodes

Site d'étude. Le site d'étude comprend deux ouvrages de biofiltration, un accotement filtrant (VFS, aménagé en Septembre 2012) et une noue filtrante (BFS, aménagée en Mars 2016), traitant les eaux de ruissellement issues de la Route Départementale 212 à Compans (77). Après percolation à travers un matériau filtrant (mélange de 40% volumique de terre végétale et 60% de sable calcaire), l'eau est collectée à l'aide d'un drain situé à une profondeur de 15 et 50 cm, respectivement (Figure 1). La qualité de cette eau est comparée à celle du ruissellement brut (RR) collecté au niveau d'un bassin versant de référence sur la même route.

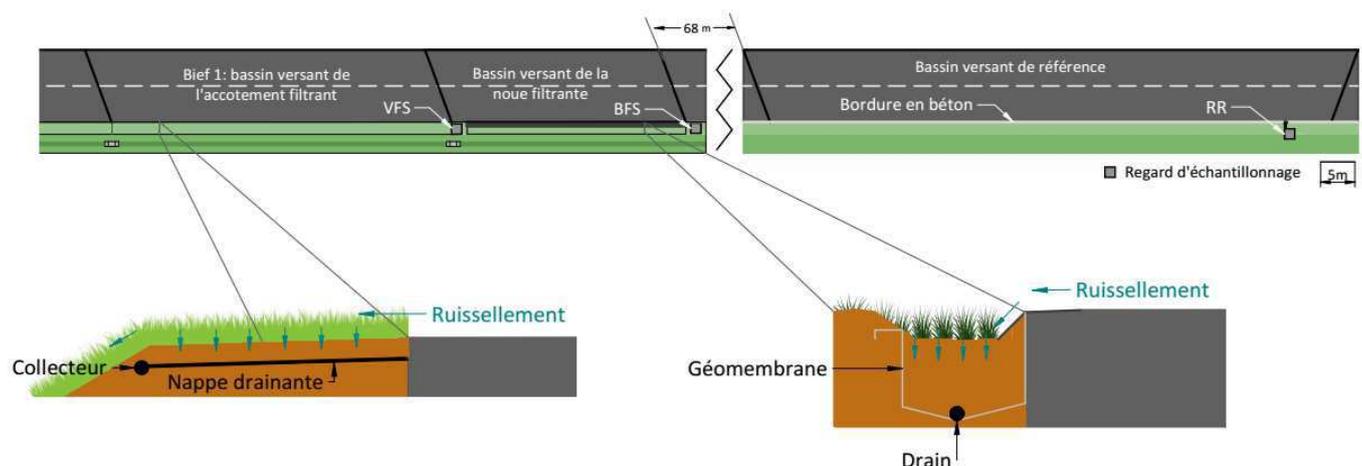


Figure 1 : Le site d'étude à Compans

Méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'eau. Des échantillons moyens événementiels ont été collectés pour 19 événements pluvieux entre Février 2016 et Juillet 2017. Alors que l'objectif était d'échantillonner simultanément l'eau à tous les points, du fait de difficultés techniques et d'un démarrage plus tardif de l'échantillonnage de la noue filtrante (en Mai 2016) respectivement 14, 18 et 15 échantillons ont été collectés à RR, VFS, et BFS. Ces échantillons étaient collectés immédiatement après la fin du ruissellement, puis filtrés ou envoyés aux laboratoires partenaires pour filtration le jour même. Les paramètres suivants ont été analysés dans chacun des échantillons : pH, conductivité,

turbidité, matières en suspension (MES), carbone organique (CO), nutriments, 8 éléments traces métalliques (ETM), 12 éléments majeurs, les hydrocarbures totaux (HT), 19 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le bisphénol-A (BPA), 7 alkylphénols (AP), et 5 phtalates (PAE). Le CO, les ETM, les éléments majeurs, les HT, les HAP, le BPA, les AP et les PAE ont tous été analysés dans la phase dissoute et la phase particulaire.

Méthodes d'exploitation de données. L'efficacité de traitement est évaluée en termes d'abattement de concentration ($E_c = \left(1 - \frac{C_{\text{drain}}}{C_{\text{RR}}}\right)$) et en termes de fréquence de non-dépassement d'une valeur de référence (issue des normes de qualité environnementale (NQE) européenne ou française). Le caractère significatif de la différence entre la distribution des concentrations des eaux traitées par rapport à celle du ruissellement brut est évalué par le test statistique apparié et non-paramétrique de Wilcoxon. Une analyse statistique multivariée sera menée afin de mieux comprendre la variabilité inter-événementielle de la performance épuratoire des ouvrages.

Résultats et discussion

Ce suivi démontre la capacité de la biofiltration à réduire de façon significative les concentrations totales en micropolluants à l'échelle de l'événement pluvial (Tableau 1). Le traitement est particulièrement efficace pour les contaminants associés majoritairement aux MES, tels que le zinc, le plomb et les HAP pour lesquels la réduction médiane des concentrations événementielles est supérieure à 90% dans les deux ouvrages. Pour le cuivre et l'octylphénol, les réductions médianes des concentrations sont bonnes, supérieures à 70%. L'efficacité est moindre et plus variable pour les autres micropolluants organiques. Trois événements, caractérisés par une performance dégradée vis-à-vis des MES et des polluants particulaires, ont néanmoins été observés pendant la période hivernale lors de l'application du sel de déverglage.

Paramètre	VFS			BFS		
	$f_{<ref}$ (%)	$E_{C,T}$ (%)	$E_{C,D}$ (%)	$f_{<ref}$ (%)	$E_{C,T}$ (%)	$E_{C,D}$ (%)
MES*	83	94 (82, 98)*	-	80	92 (11, 95)*	-
Cu $\Delta\Delta$	0	77 (64, 92)*	-8 (-206, 42)	0	76 (19, 93)*	21 (-7, 46)
Pb $^{\circ}$	87	93 (81, 97)*	-22 (-193, 61)	100	89 (12, 97)*	12 (-155, 63)
Zn $\Delta\Delta$	7	90 (82, 96)*	35 (-94, 51)	23	89 (25, 98)*	57 (-74, 76)
Σ_{16} HAP	-	91 (81, 95)*	-	-	91 (81, 95)*	-
Naphtalène $^{\circ}$	100	74 (>37, 91)*	19 (4, 33)	100	>77(-1912,87)	-20 (-4120, 33)
Anthracène $^{\circ}$	100	88 (59, 92)*	-	92	86 (38, 91)*	-
Fluoranthène $^{\circ}$	0	95 (86, 97)*	>33 (>23,48)*	0	94 (48, 97)*	>21 (-292,>47)
Benzo[a]pyrène $^{\circ}$	0	90 (82, 93)*	-	0	90 (46, 95)*	-
Octylphénol $^{\circ}$	80	93 (51, 97)*	74 (23, 94)*	67	76 (-109, 94)	59 (-81, 83)**
Nonylphénol $^{\circ}$	27	65 (14, 92)*	56 (-219, 72)	25	56 (-219, 72)	4 (-113, 40)
DEHP $^{\circ}$	100	69 (-191, 79)	8 (-132, 36)	100	8 (-132, 36)	-202 (-754, 62)

Tableau 1 : Présentation partielle des indicateurs de la performance épuratoire de l'accotement filtrant (VFS) et de la noue filtrante (BFS). $f_{<ref}$ est la fréquence de non-dépassement de la valeur de référence en sortie de l'ouvrage, $E_{C,T}$ et $E_{C,D}$ sont l'abattement de concentration en termes, respectivement, de concentrations totales et de concentrations dissoutes. Les valeurs indiquées correspondent à : médiane (min, max). Les valeurs de référence correspondent * à une limite supérieure définissant le bon état d'une eau de surface en termes de concentration totale (C_T), $\Delta\Delta$ à une norme de qualité environnementale en moyenne annuelle (NQE-MA) française, applicable à la C_D , $^{\circ}$ à une NQE-MA applicable à la C_T , $^{\circ}$ à une NQE-MA applicable à la C_D (MEEM, 2016). Les abattements de concentration significatifs sont représentés par *($P < 0.01$) ou **($P < 0.05$). – Le contaminant n'a jamais été quantifié dans la phase dissoute.

La rétention de la phase dissoute des micropolluants est généralement moins efficace que celle de la phase particulaire ; des concentrations élevées ont notamment été observées pour certains micropolluants dissous (bisphénol-A, alkylphénols, phtalates) en sortie de la noue filtrante pendant les premiers mois de fonctionnement. Le transport des éléments traces métalliques dissous semble être facilité par leur association avec le carbone organique dissous.

BIBLIOGRAPHIE

- EC (2013) *Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.*
- Liu, J., Sample, D., Bell, C., Guan, Y. (2014) *Review and Research Needs of Bioretention Used for the Treatment of Urban Stormwater.* Water 6, 1069–1099. <https://doi.org/10.3390/w6041069>
- Markiewicz, A., Björklund, K., Eriksson, E., Kalmukova, Y., Strömvall, A.-M., Siopi, A. (2017) *Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis.* Sci. Total Environ. 580, 1162–1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.074>
- MEEM (2016) *Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau).*

MESURE DE L'EFFICACITE DES SYSTEMES DE GESTION DES EAUX PLUVIALES A LA SOURCE EN MATIERE D'ABATTEMENT DE MICROPOLLUANTS : COMPORTEMENT HYDROLOGIQUE ET ANALYSES DE METAUX

Garnier Robin, Barraud Sylvie, Castebrunet Hélène
 Université de Lyon, INSA Lyon, Laboratoire DEEP
 34 avenue des Arts, 69621 Villeurbanne Cedex – France
 robin.garnier@insa-lyon.fr
 3 eme année de thèse



MOTS CLES

Techniques alternatives, performances, eaux pluviales, micropolluants, métaux

RÉSUMÉ

Contexte et objectifs

Les exigences et les recommandations de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000) ont entraîné une augmentation du nombre de projets de recherche sur la quantification de micropolluants (MP) dans les eaux pluviales. Si la pollution de ces eaux est plutôt bien  tudiee depuis des décennies pour les métaux lourds et les hydrocarbures, la détection et la quantification d'autres familles de polluants (plus large gamme de métaux et metalloides, pesticides, PCBs, alkylphénols, phtalates, ...) sont plus récentes.

Parall ement, de nombreuses collectivités se sont lancées dans la gestion alternative de leurs eaux pluviales par l'utilisation de systèmes centralis es (bassins de retenue et/ou d'infiltration) ou d ecentralis es (ouvrages à la source de types noues, chaussées à structure réservoir, puits, tranchées, toitures végétalisées...). Bas es principalement sur le stockage et/ou l'infiltration, ces systèmes permettent en théorie de diminuer les flux d'eau et leur contamination soit par décantation, soit *via* des mécanismes liés à la filtration dans les milieux poreux qui les composent. La plupart de ces techniques alternatives a été  tudiee qualitativement sur leurs potentiels de piégeage de polluants comme les métaux lourds, nutriments ou hydrocarbures (e.g. Jones *et al.* 2012), mais là encore, à l'exception de quelques travaux sur des systèmes centralis es (e.g. S ebastian *et al.* 2015), bien peu d'éléments existent pour évaluer leur efficacité vis-à-vis d'une gamme plus large de MP.

Le projet Micromegas tente de combler ce manque de données en s'interessant à l'abattement des flux d'une large gamme de micropolluants (métaux et metalloide, HAPs, pesticides, alkylphénols, PBDEs, Bisphénol A dont beaucoup font partie de la liste des polluants prioritaires de la DCE 2000)   partir du suivi de trois parkings drain es respectivement par une noue, une chaussée réservoir et une tranchée. Pour ce faire, il est également nécessaire de se soucier des flux d'eau qui les transportent. Les performances de ces systèmes sont comparées à celles d'un parking traditionnel expérimental. L'étude montre que l'abattement des flux de MP est autant li e à l'amointrissement des flux d'eau qu'à celui de leurs concentrations. L'exemple des métaux est donn e dans ce résumé, les autres micropolluants étant encore en cours d'analyse.

Matériels et méthodes

L'étude s'appuie sur le suivi de trois sites d ecentralis es drainant des eaux de ruissellement de parking sur le campus de La Doua   Villeurbanne. Tous font partie de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU) de la région de Lyon. Deux sont des parkings de même facture d'environ 250 m² dont les eaux sont évacuées, l'un par une noue végétalisée et l'autre par une tranchée de graves. Le troisième est un parking en chaussée à structure réservoir (CSR) et revêtement drainant de 90 m². Ces ouvrages sont  tanch es pour les besoins expérimentaux. Une zone de référence en chaussée traditionnelle (nomm e Asphalte) permet une comparaison des flux d'eau et de polluants entre un système traditionnel de parking imperméable et des systèmes alternatifs. Chaque site comprend son propre dispositif métrologique (mesure de débit, de conductivité et de prélèvement en sortie d'ouvrage, mesure d'intensité pluviométrique) (Garnier *et al.* 2017). Les flux obtenus en sortie intègrent donc les écoulements sur les surfaces de parkings et dans les ouvrages de drainage (noue, tranchée, CSR). Les micropolluants suppos es présents dans les rejets sont suivis en phase dissoute et particulaire en termes de concentrations moyennes  v enementielles.

Résultats en matière de flux d'eau

La figure 1 donne les distributions des hauteurs totales précipitées (comprises entre 1 et 24 mm) et des volumes sortant des systèmes (parking+ouvrage) pour des  v enements pluvieux d'avril 2016 à mai 2018. La figure 2 présente les distributions des lag-times entre les hydrogrammes de sortie et les hyétogrammes de pluie des mêmes systèmes sur la même p eriod. On comparera la CSR et le parking asphalt e d'une part, et la tranchée et la noue d'autre part. La CSR tend à rendre presque autant d'eau que la chaussée imperméable attestant d'une réaction systématique et d'un ré-essayage quasi complet (distributions semblables – Test de KS au seuil de 5%). La figure 2 montre cependant que la CSR retarde bien l'écoulement, avec des lag-times plus importants (6h en moyenne) par rapport à la partie imperméable (25 min en moyenne, non montré sur la fig. 2). On note par ailleurs que l'écrêtement des débits de pointe est important (85% de diminution en moyenne pour la CSR contre 35% pour la partie asphaltée, non montré ici). 70 % des pluies sur la p eriod ne donnent lieu à aucun débit de sortie pour le système muni de la noue contre 55% pour celui avec tranchée. Les lag-times du système muni de la noue sont également plus  lev es : en moyenne 1h pour 30 min pour celui avec tranchée lorsqu'il y a réponse des systèmes.

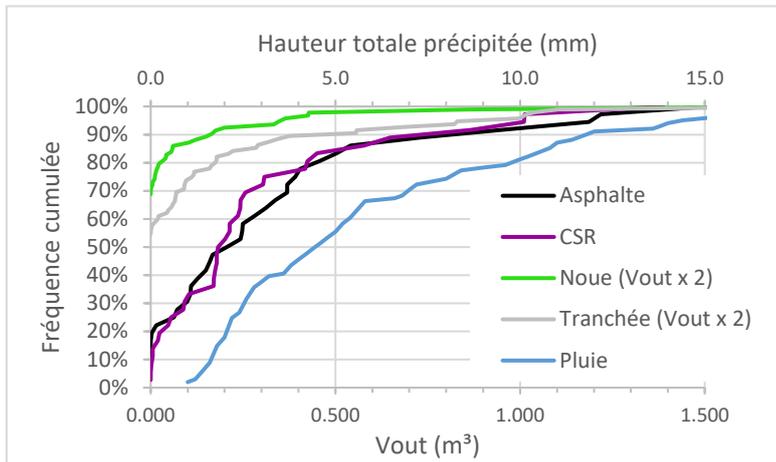


Figure 1 : Fréquence cumulée des volumes de sortie (V_{out}) des systèmes drainés par la noue, la tranchée, la chaussée réservoir (CSR) et la chaussée imperméable (Asphalte) sur la période Avril 2016 – Mai 2018.

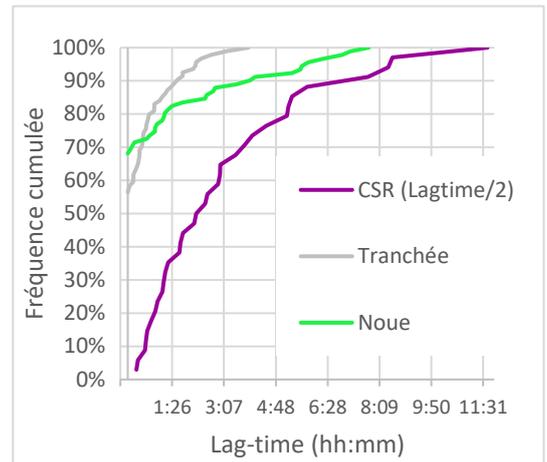


Figure 2 : Fréquence cumulée des Lag-times des sites

Résultats en matière de flux de polluants

L'efficacité épuratoire des systèmes sera discutée dans un premier temps à partir des résultats sur les métaux et métalloïde (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sr, Ti, V, Zn) en sortie de la CSR et de la partie asphaltée. Globalement, les concentrations à l'exutoire des systèmes sont dans la fourchette basse des gammes de concentrations des eaux de ruissellement pluvial (e.g. Jones et al. 2012). Nous confirmons que la plupart des métaux sont sous forme particulaire à l'exception du Mo et du Sr qui présentent des fractions particulaires plus variables. En sortie des systèmes, les fractions sont davantage dissoutes. La figure 3 présente les masses totales événementielles de ces MP en sortie de CSR en fonction de celles mesurées en sortie du système asphalté pour 4 campagnes de mesure. Les masses (comme les concentrations) sont fortement abattues (données sous la bissectrice) à l'exception du Sr (probablement dû au fait de la présence de graves calcaires dans leur composition), du Mo et de l'As (ces derniers étant cependant présents en faibles doses).

Conclusions/perspectives

Les premiers résultats confirment que des systèmes munis d'ouvrage de type noue, tranchée et CSR permettent de diminuer les flux de métaux et métalloïdes. L'abattement est lié autant à la limitation des volumes interceptés qu'à la filtration dans les ouvrages (piégeage des phases particulaires).

D'autres analyses sont aujourd'hui en cours tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif. Les résultats sur les concentrations et masses de micropolluants d'autres familles sur l'ensemble des sites viendront étayer et compléter les hypothèses concernant leur efficacité. Ces éléments permettront ainsi d'asseoir les performances de ces systèmes et confirmer les bienfaits hydrologiques de leur implémentation dans les aménagements urbains.

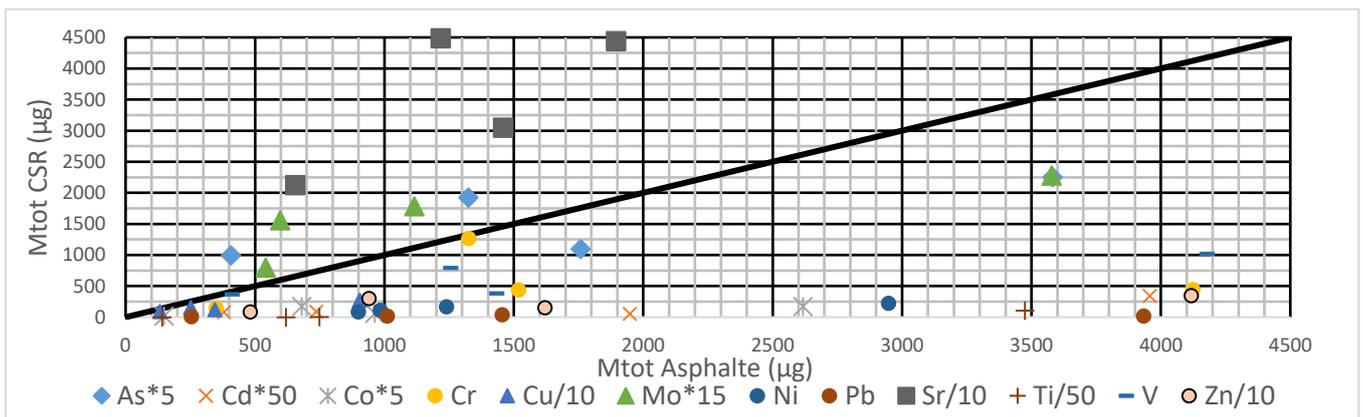


Figure 3 : Abattement en masse totale événementielle M_{tot} de différents métaux et métalloïde par la CSR comparées à celles produites sur la même surface par le parking asphalté sur 4 campagnes de prélèvement de novembre 2017 à mars 2018.

BIBLIOGRAPHIE

- Garnier R., Barraud S., Castebrunet H., Cherqui F., Winiarski T., Vacherie S. (2017). Micropollutant removal efficiency: hydraulic monitoring and sampling strategy for source control stormwater control measures. *14th international Conference on urban drainage*, Prague, 10-15 September 2017. 4 p.
- Jones E. J., Clary J., Strecker E., Quigley M., Moeller J. (2012). BMP Effectiveness for Nutrients, Bacteria, Solids, Metals, and Runoff Volume International Stormwater BMP Database reaches the 500-BMP. *Stormwater, The Journal for Surface Water Quality Professionals*. March/April 2012.
- Sébastien C., Lipeme Kouyi G., Becouze-Lareure C., Barraud S. (2015). Event-based quantification of emerging pollutant removal for an open stormwater retention basin - loads, efficiency and importance of uncertainties, *Water Research*. 72(1), 239-250.

EVALUATION EXPERIMENTALE SUR COLONNES DE SOLUTIONS INNOVANTES DE PARKINGS PERMEABLES VEGETALISES POUR UNE MAITRISE DES POLLUANTS A LA SOURCE

Varnède Lucie (2^{ème} année de doctorat),
 ECOVEGETAL, Cerema, LEESU
 lucie.varnede@cerema.fr

Ramier David
 Cerema
 david.ramier@cerema.fr

Georgel Pierre
 ECOVEGETAL
 pgeorgel@ecovegetal.com

Gromaire Marie-Christine
 LEESU
 marie-christine.gromaire@enpc.fr

*Insérer ici
 la photo du
 premier
 auteur*

MOTS CLES

Parking perméable végétalisé ; Maitrise des polluants ; Solutions innovantes ; Evaluation sur colonnes.

RÉSUMÉ

Les parkings perméables sont utilisés comme techniques alternatives dans la gestion des eaux pluviales. Ils permettent une infiltration directe de l'eau de pluie, qui peut ensuite être stockée dans la structure et peu à peu infiltrée vers le sous-sol ou drainée vers un réseau d'assainissement.

Des études réalisées sur différents types de revêtements perméables (parking ou voirie) ont montré une rétention efficace des eaux pluviales grâce à l'infiltration, l'évapotranspiration et le stockage, et une rétention de certains polluants (Brattebo and Booth, 2003). Ces études ont dans la très grande majorité des cas, été réalisées sur des revêtements perméables de type minéral (béton poreux, béton bitumineux drainants, etc.). L'utilisation de végétation est très peu présente dans la littérature et est sous étudiée (Sañudo-Fontaneda et al., 2014), alors que de nombreux revêtements perméables végétalisés (dalles végétalisées, pavés bétons poreux avec insertions de végétation, etc.) sont commercialisés. Il est donc nécessaire de connaître l'efficacité de rétention d'eau et de maîtrise des polluants directement à la source de tels systèmes végétalisés.

Dans le cadre du projet Roulépur, visant à évaluer des solutions innovantes de maîtrise des micropolluants directement à la source, deux solutions innovantes de parkings perméables végétalisés sont testées en colonnes, pour évaluer leur performances hydrologiques et de maîtrise des polluants. Ces deux solutions innovantes sont comparées à un système de parking perméable végétalisé de référence commercialisé par la société ECOVEGETAL qui développe des toitures végétales, des parkings perméables et des sols équestres. Les tests sur colonnes ont l'avantage de reproduire les structures multi-couches des parkings perméables végétalisés, d'évaluer plusieurs systèmes en simultané et de contrôler la quantité de polluants appliquée sur les colonnes.

L'évaluation des solutions innovantes consiste en 2 séries (a et b) de 3 colonnes (C1, C2 et C3) d'une surface de 0,112 m², de manière à avoir une série non polluée pour évaluer les polluants éventuels émis par les matériaux (série a) et une série de colonnes polluées pour évaluer la rétention des polluants appliqués dans les différents systèmes testés (série b). Trois structures de parkings perméables végétalisées sont testées (Figure 1). La première structure (colonnes C1) est identique au système ECOVEGETAL® Mousses développé et commercialisé par ECOVEGETAL, et est utilisée comme référence par rapport aux 2 autres solutions innovantes. Ce système consiste en une dalle alvéolée ECORASTER® de 5 cm d'épaisseur, remplie de substrat et servant de support à la végétation (fétuques, trèfles, thym, etc.). Les dalles reposent sur un lit de pose de 4 cm, composé du même substrat que dans la dalle. Une couche de fondations en graves drainantes 0/31,5 et une sous-fondation en graves 40/80 permettent de stocker l'eau et la portance de la structure. Les solutions innovantes, colonnes C2 et C3, diffèrent du système de référence C1 par des substrats dans les dalles et lits de pose plus riches en matière organique (Figure 1). Les colonnes C3 comportent en plus une natte à rétention d'eau en fibres synthétiques recyclées capable de retenir 12 L d'eau par m² (figure 1).

Une septième colonne, Cblanc, restée vide, permet de quantifier les polluants éventuellement émis par la structure en inox des colonnes, et par les retombées atmosphériques, et de contrôler les volumes d'eau reçus.

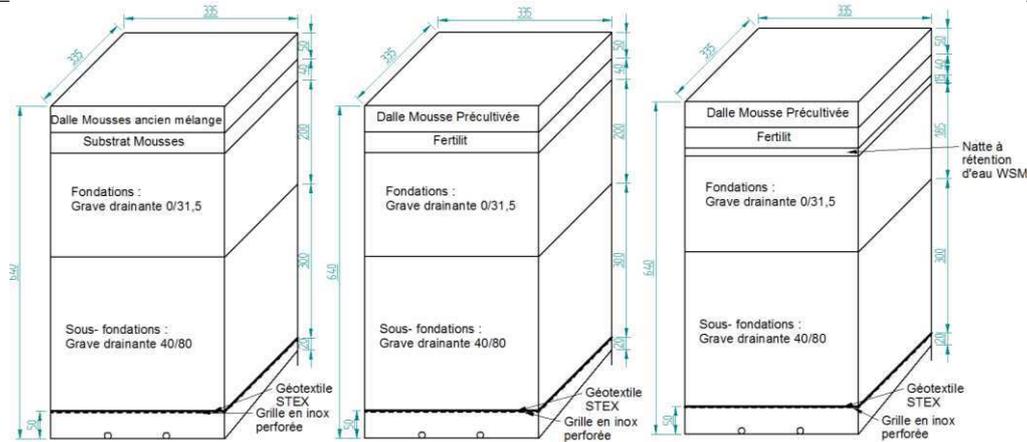


Figure 1: Schéma des structures des colonnes de parkings perméables végétalisés (longueur en mm)

Les colonnes sont exposées en extérieur sur le site du Cerema, à Trappes (Ile de France) et font l'objet d'un suivi hydrologique et d'un suivi de la qualité de l'eau. Le suivi hydrologique permet de quantifier les volumes d'eau reçus, retenus et rejetés par chaque système testé, afin de calculer des critères de performances hydrologiques (coefficient de ruissellement, abattement, etc.). Les volumes d'eau reçus par les colonnes sont mesurés par un pluviomètre, placé sur la toiture d'un bâtiment adjacent et par la colonne Cblanc. Des tests réalisés sur les dalles Mousses ont montré que le ruissellement de surface est nul. Les volumes d'eau sortant des colonnes sont donc drainés au pied de chacune, collectés dans des flacons et mesurés chaque semaine par pesée.

Le suivi de qualité de l'eau des colonnes est réalisé sur les eaux drainées pour évaluer les performances de maîtrise de polluants des colonnes. Pour se faire, il est nécessaire d'apporter sur la série de colonnes b des polluants en simulant les flux reçus par un parking. Les polluants consistent en des poussières aspirées sur un parking à revêtement classique avec des rotations de véhicules journalières élevées. Les particules collectées ont été tamisées à 500 μm pour garder la part « fine » puis lyophilisées pour conservation. Sur chaque colonne b sont appliquées 0,8 g de poussières chaque semaine, équivalent à 1 $\text{g}/\text{m}^2/\text{jr}$ ce qui correspond à la fourchette haute des vitesses d'accumulation des poussières sur voiries et parking citées dans la littérature (Charlesworth et al., 2017; Lundy et al., 2012).

En sortie de colonnes, les eaux sont collectées dans des flacons en verre (polluants organiques) et en plastique (métaux). Du fait de la surface limitée de chaque colonne et de leur capacité de rétention, il n'est pas possible de collecter en une fois les volumes nécessaires pour les analyses. De ce fait, des sous-échantillons sont collectés chaque semaine pour les métaux ou après chaque pluie pour les polluants organiques qui se dégradent plus vite afin de constituer des échantillons moyens. Pour l'analyse des métaux, les sous-échantillons collectés et pesés sont acidifiés avec de l'acide nitrique ultra-pur à 69 % jusqu'à atteindre un pH de 1. Les sous-échantillons sont ensuite ajoutés aux échantillons moyens correspondant qui sont conservés dans une chambre noire tempérée à 20°C. Pour les polluants organiques (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Phtalates, Alkylphénols et Bisphénol A), les sous-échantillons (collectés et pesés) sont directement ajoutés aux échantillons moyens conservés au congélateur. Si le volume des échantillons moyens est suffisant au bout d'un mois (>500 ml pour les métaux et 2-3 L pour les organiques) alors ils pourront être envoyés pour analyses. Le second échantillon moyen sera envoyé 3 mois plus tard (soit 4 mois après la mise en place des colonnes). Le troisième et dernier échantillon sera envoyé à la fin du suivi des colonnes vers Décembre 2018 (date limite de collecte des échantillons pour le projet Roulépur).

Etant donnée la composition plus riche en matière organique des substrats des solutions innovantes, on peut s'attendre à avoir une meilleure rétention des polluants organiques et des métaux grâce à la capacité d'adsorption de la matière organique par rapport au système de parking perméable végétalisé de référence ECOVEGETAL® Mousses. L'insertion d'une natte à rétention d'eau dans l'une des solutions innovantes laisse aussi espérer une meilleure filtration des polluants, une meilleure rétention de l'eau et des polluants, et le développement d'une activité bactérienne pour la biodégradation des polluants organiques en permettant d'avoir une quantité d'eau à disposition plus importante et sur un temps plus long notamment pendant les périodes sèches.

BIBLIOGRAPHIE

- Brattebo, B.O., Booth, D.B., 2003. Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Research* 37, 4369–4376. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00410-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00410-X)
- Charlesworth, S., Beddow, J., Nnadi, E., 2017. The Fate of Pollutants in Porous Asphalt Pavements, Laboratory Experiments to Investigate Their Potential to Impact Environmental Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14060666>
- Lundy, L., Ellis, J.B., Revitt, D.M., 2012. Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. *Water Research, Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6589–6600. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.039>
- Sañudo-Fontaneda, L.A., Charlesworth, S.M., Castro-Fresno, D., Andres-Valeri, V.C.A., Rodriguez-Hernandez, J., 2014. Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas. *Water Science & Technology* 69, 1526. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.056>

REVISION DE MODELES DES REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE AVEC FORMULATIONS LINEAIRES ET NON-LINEAIRES ALTERNATIVES : UNE APPROCHE EVENEMENTIELLE

Santiago Sandoval¹ et Jean-Luc Bertrand-Krajewski¹

¹Université de Lyon, INSA Lyon, DEEP, EA 7429, 34 avenue des Arts, F-69621 Villeurbanne cedex, France (santiago.sandoval-arenas@insa-lyon.fr; jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr)

Post-doctorant



MOTS CLES

Fonctions de transfert; sélection de modèles; méthodes bayésiennes

RÉSUMÉ

Durant les 40 dernières années, la modélisation dynamique des matières en suspension (MES) des Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les systèmes d'assainissement a été discutée en majorité vis-à-vis de l'idée d'accumulation-érosion-transfert (Sartor *et al.*, 1974). Ces modèles sont basés sur l'hypothèse qu'il existe une masse totale disponible M [kg], accumulée préalablement durant le temps sec (*build-up*) puis ultérieurement érodée et transportée par le débit des eaux pluviales $Q(t)$ [L/s] à l'exutoire du système. Néanmoins, les modèles d'accumulation-érosion-transfert montrent fréquemment des performances insatisfaisantes dans les applications réelles, spécialement pour les bassins assez complexes de grande taille (e.g. Deletic *et al.*, 2009). Ceci peut être expliqué par la nature non-généralisable du concept d'accumulation-érosion-transfert à des échelles plus larges, pour lesquelles un état théorique de masse disponible M représentatif de tout le bassin versant peut être inexistant (Bonhomme et Petrucci, 2017). D'autre part, quelques chercheurs ont argumenté également sur les avantages à adopter un modèle encore plus simple, le *Rating Curve* (RC) (Huber *et al.*, 1988), sans inclure explicitement cette masse M dans les calculs (e.g. Kanso *et al.*, 2005). Étonnamment, les études qui testent d'autres modèles de type " M inexistant", à part le modèle RC, restent assez limités.

Par ailleurs, on note un intérêt grandissant pour les fonctions de transfert linéaires (TF) dans les sciences environnementales grâce notamment à leur interprétation physique (Young, 2013). Ainsi, l'objectif de ce travail est d'explorer différents modèles type " M inexistant" (TF et RC) dans un bassin versant séparatif de 185 ha (Chassieu, France), avec des données de débit et de MES à l'exutoire au pas de temps de 2 min, pour 255 événements pluvieux de calage et 110 de vérification, enregistrés entre 2004 et 2011. Les bénéfices potentiels des modèles TF par rapport au modèle RC ont été évalués par deux nouvelles méthodologies qui prennent en compte la variabilité événementielle de différents indicateurs de performance de modélisation dans le calage (Akaike, Bayesian et Young Information Criterion: AIC, BIC et YIC, resp.; Young, 2013), ainsi que dans la vérification (Nash-Sutcliffe efficiency et Average Relative Interval Length: NS et ARIL, resp.; Vezzaro et Mikkelsen, 2012). Les résultats ont permis de questionner certains postulats des modèles traditionnels d'accumulation-érosion-transfert.

Une fonction TF peut être exprimée à partir des équations suivantes (Young et Garnier, 2006):

$$\begin{cases} x(t) = \frac{b_0 s^m + b_1 s^{m-1} + \dots + b_{m-1} s + b_m}{s^n + a_1 s^{n-1} + \dots + a_{n-1} s + a_n} Q(t) \\ load(t) = x(t) + e(t) \end{cases} \quad \text{Eq 1}$$

avec $s = d/dt$ est l'opérateur de dérivation, $Q(t)$ [L/s] est le signal d'entrée, $x(t)$ [kg] est le signal de sortie sans bruit et $load(t)$ [kg] est le signal bruité de sortie en MES. Le composant $e(t)$ [kg] est considéré comme un bruit gaussien. Un modèle $TF_{n,m}$ est constitué à partir d'une paire de n pôles et m zéros, avec les paramètres $\theta = [a_1, \dots, a_n, b_0, \dots, b_m]$. Le modèle non-linéaire RC peut s'exprimer comme : $load(t) = M_0 \cdot Q(t)^r$, avec les paramètres $\theta = [M_0, r]$.

Le problème de sélection d'un modèle est couramment traité par la comparaison des scores obtenus par différents modèles candidats sur un indicateur de performance PI (AIC, BIC, YIC pour le calage ou NS, ARIL pour la vérification). La distinction précédente est faite car NS en calage a tendance à favoriser l'*overfitting* et l'AIC en

vérification sur-pénalise la capacité de prédiction des modèles avec un nombre de paramètres élevé.

Les indicateurs *PI* sont donc évalués pour les modèles suivants, nommées $j = 1$: *nom_mod*, RC (avec 2 paramètres) et TFs (n pôles, m zéros) [0,0], [1,1], [2,1], [2,2], [3,2], [3,3] (avec 1, 3, 4, 5, 6 et 7 paramètres), *i.e.* *nom_mod* = 7. Les scores *PI* sont estimés sur chaque pollutogramme en MES de chaque évènement, en utilisant les évènements $i = 1:255$ pour le calage et $i = 256:365$ pour la vérification.

Pour chaque évènement de calage, le score *PI* (*i.e.* AIC, BIC ou YIC) est calculé à partir des valeurs locales optimales (max. de vraisemblance) et des incertitudes de θ , obtenus à partir d'un calage Bayésien évènementiel. Le score *PI* pour chaque évènement de vérification (*i.e.* NS ou ARIL) est calculé à partir d'une estimation globale de θ , donnée par un groupe d'estimations représentatives des valeurs locales optimales de θ (*i.e.* calages Bayésiens évènementiels avec NS > 0.8).

En effet, le modèle avec le score *PI* le plus grand (ou le plus bas) peut varier d'un évènement à l'autre, sur la base d'une analyse évènementielle. Pour cela, deux méthodologies ont été proposées afin de sélectionner un seul modèle parmi différents candidats, en prenant en compte la variabilité inter-évènementielle :

- Approche de sélection 1 (S1) à partir de tests statistiques de type ANOVA ou Kruskal-Wallis.
- Approche de sélection 2 (S2) à partir du nombre de victoires (*i.e.* la meilleure performance) d'un modèle j , ce nombre devant être plus élevé que le nombre de victoires que nous aurions pu obtenir par hasard.

Le test de Kruskal-Wallis montre avec une preuve statistique suffisante (p -value < 0.05) que les valeurs d'AIC et YIC pour le modèle RC sont significativement plus faibles que pour les modèles TF dans la phase de calage. Aucune conclusion particulière n'a pu être constatée pour les différents modèles TF. Les analyses concernant S2 ont confirmé les résultats obtenus par le modèle RC avec l'approche S1 en calage. Ce modèle a réussi plus souvent (220 fois) que ce que nous pourrions attribuer au hasard à propos des indicateurs AIC et YIC (48 victoires pour un niveau de confiance de 95 %). Donc, le modèle RC peut être une recommandation raisonnable dans le cas où les analyses de vérification ne sont pas réalisables (NS > 0.6 pour 70 % des cas).

Le test de Kruskal-Wallis (groupes distribués de manière non-normale) apporte la preuve que les valeurs d'ARIL pour le modèle RC dans la phase de vérification sont significativement plus faibles que celles des modèles TF (p -value < 0.05) (ARILs d'environ 400 % et 800 %, resp.). Aucune conclusion particulière n'a pu être obtenue sur les résultats concernant les valeurs de NS en vérification, vu que les performances pour tous les modèles étudiés ont été très similaires (NS d'environ 0.5). L'approche S2 n'a pas apporté d'élément pour la recommandation d'un modèle plus performant parmi les autres en vérification, en termes d'indicateurs ARIL ou NS.

En conclusion, sur la base des résultats obtenus, les avantages à utiliser les modèles TF par rapport au modèle RC n'ont pas pu être mis en évidence. Le modèle RC lui-même peut encore être considéré comme insatisfaisant dans la vérification (NS et ARIL d'environ 0.5 et 400 %, resp.), ce qui indique qu'il manque un processus fondamental dans la structure du modèle pour pouvoir reproduire correctement les observations. Néanmoins, ce processus potentiellement manquant a été trouvé difficilement rattachable à un phénomène d'accumulation au cours du temps sec. En effet, les évènements pluvieux non-reproductibles par les modèles RC et TF (NS < 0.6 en calage) restent non identifiables en fonction de leurs périodes sèches antérieures ou d'autres variables temporelles. De plus, des tests statistiques ont montré que l'occurrence de ces évènements non-reproductibles au cours du temps est aléatoire. Un processus potentiellement manquant (s'il y en a un) dans les modèles RC ou TF n'est donc peut-être pas lié à un phénomène d'accumulation de temps sec (*build-up*), tel qu'il est proposé par la plupart des modèles d'accumulation-érosion-transfert traditionnels.

Références

- Bonhomme, C., et Petrucci, G. (2017). Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments? *Water Research*, 108, 422-431.
- Deletic, A., Dotto, C., Fletcher, T. D., McCarthy, D. T., Bertrand-Krajewski, J.-L., Rauch, W., Kleidorfer, M., Freni, G., Mannina, G., et Tait, S. (2009). Defining uncertainties in modelling of urban drainage systems. In: *8th International Conference on Urban Drainage Modelling*, Tokyo, Japan, 12 p.
- Huber, W. C., Dickinson, R. E., Barnwell Jr, T. O., et Branch, A. (1988). *Storm water management model; version 4*. Environmental Protection Agency, United States.
- Kanso, A., Tassin, B., et Chebbo, G. (2005). A benchmark methodology for managing uncertainties in urban runoff quality models. *Water Sci. Technol.*, 51(2), 163-170.
- Sartor, J. D., Boyd, G. B., et Agardy, F. J. (1974). Water pollution aspects of street surface contaminants. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 46, 458-467.
- Vezzaro, L., et Mikkelsen, P. S. (2012). Application of global sensitivity analysis and uncertainty quantification in dynamic modelling of micropollutants in stormwater runoff. *Environmental Modelling & Software*, 27, 40-51.
- Young, P., et Garnier, H. (2006). Identification and estimation of continuous-time, data-based mechanistic (DBM) models for environmental systems. *Environmental modelling & software*, 21(8), 1055-1072.
- Young, P. (2013). Hypothetico-inductive data-based mechanistic modeling of hydrological systems. *Water Resources Research*, 49(2), 915-935.

ÉTUDE DE LA SENSIBILITÉ DES PARAMÈTRES D'UN MODÈLE « RURAL » SUR DES BASSINS VERSANTS URBANISÉS

Mohamed Saadi, Ludovic Oudin, Pierre Ribstein

Sorbonne Université, CNRS, EPHE, UMR Metis, F-75005, Paris, France,
mohamed.saadi@upmc.fr

1^{ère} année de doctorat

MOTS CLES

Modélisation hydrologique ; Urbanisation ; GR4H ; Sensibilité.

RÉSUMÉ

L'impact de l'urbanisation sur les processus hydrologiques est assez bien connu à l'échelle locale : l'urbanisation s'accompagne généralement d'une imperméabilisation des terrains naturels, conduisant à un ruissellement accru et une infiltration réduite. À l'échelle plus large du bassin versant, l'impact hydrologique de l'urbanisation est plus difficile à appréhender car la présence de surfaces plus perméables ainsi que l'organisation spatiale de ces surfaces et du réseau d'assainissement sont susceptibles de moduler fortement l'impact hydrologique.

Les approches récentes de modélisation hydrologique des bassins urbains s'appuient sur des modèles à base physique permettant de tenir compte explicitement des aménagements urbains en suivant une approche basée sur les lois théoriques des processus physiques (Salvadore et al., 2015 ; Fletcher et al., 2013). La multiplicité des données nécessaires à l'implémentation de tels modèles rend possible leur application à quelques bassins bien instrumentés mais rend difficile leur utilisation sur un plus grand nombre de bassins et dans des contextes peu instrumentés. Le développement actuel de l'urbanisation à l'échelle mondiale et les réflexions sur des stratégies de développement urbain à moindre impact environnemental rendent nécessaire le développement d'outils généralisables permettant de quantifier l'impact hydrologique de l'urbanisation. De tels outils peuvent être construits suivant une approche « Top-down » : en modifiant la structure d'un modèle hydrologique simple pour prendre en compte les aspects de l'urbanisation. Dans ce cadre, nous examinons la capacité d'un modèle hydrologique, global, parcimonieux, non dédié aux bassins urbanisés et nécessitant peu de données, à simuler le débit d'un échantillon de bassins versants urbanisés à différents stades, dans l'objectif de répondre à la question suivante : dans quelle mesure un modèle hydrologique « rural » reproduit le comportement hydrologique d'un bassin versant urbanisé ? Qu'en est-il de la sensibilité de ses paramètres aux aspects de l'urbanisation à l'échelle du bassin versant ?

Le modèle du Génie Rural à 4 paramètres fonctionnant au pas de temps horaire GR4H (Mathevet, 2005 ; Le Moine, 2008) est testé sur un échantillon de 140 bassins versants américains sélectionnés à partir de la base de données GAGE-II (Falcone, 2011). Le modèle contient deux paramètres liés au bilan, à savoir la capacité du réservoir de production X_1 (en mm) et un coefficient permettant de quantifier les échanges avec le réservoir souterrain X_2 (en mm/h). Les deux autres paramètres permettent de reproduire la dynamique de la réponse du bassin versant : la capacité d'un réservoir de routage X_3 (en mm) et un paramètre X_4 (en h) contrôlant le temps de base des hydrogrammes unitaires utilisés au sein du modèle. Les données nécessaires au forçage du modèle sont les précipitations et l'évapotranspiration potentielle horaires. Les précipitations horaires utilisées proviennent de données Radar corrigées, et l'évapotranspiration potentielle horaire est calculée par une formule basée sur la température moyenne journalière (Oudin et al., 2005). Pour le calage, des données horaires de débit sont préparées à partir de mesures instantanées extraites d'une base de données de l'USGS (United States Geological Survey). Le critère utilisé pour le calage est celui de Kling-Gupta « KGE » (Gupta et al., 2009) qui fait intervenir la corrélation, le rapport des moyennes et le rapport des écart-types des données simulées et observées. La période d'étude s'étend de 2002 jusqu'à 2013, et le calage est effectué sur des périodes glissantes de 5 ans chacune (2002-2006, 2003-2007 etc...) dont la première année sert pour la mise en route du modèle. L'état d'occupation du sol et l'imperméabilité des bassins versants sont décrits par l'exploitation des bases de données NLCD (National Land Cover Database) pour 2001, 2006 et 2011.

L'analyse de sensibilité peut être effectuée selon deux approches : une approche spatiale qui s'intéresse à la comparaison des paramètres calés sur des bassins versants à des niveaux d'urbanisation différents, et une approche temporelle visant l'analyse de l'évolution temporelle des paramètres sur un bassin versant en cours d'urbanisation. Pour la première approche, on prend les valeurs des paramètres calés pour les deux périodes début-fin de simulation (i.e. les premières/dernières cinq années). Cela donne pour 140 bassins versants 280 valeurs pour chaque paramètre. A chaque valeur correspond un pourcentage d'imperméabilité et d'urbanisation du bassin. En fixant un seuil donné d'imperméabilité ou d'urbanisation, on divise l'échantillon en deux : de faible taux d'urbanisation et de fort taux d'urbanisation. On regarde finalement si les deux échantillons représentent certaines tendances ou distributions de valeurs. Pour l'approche temporelle, on regarde si sur chaque bassin versant, les valeurs des paramètres évoluent avec une certaine tendance au cours du temps.

En prenant un seuil à la médiane de CPD (Catchment Percent Developed), qui représente la fraction urbanisée du bassin, seuls les paramètres liés à la dynamique du bassin affichent des différences, en matière de médianes et de moyennes. Aucune distribution particulière des paramètres n'est remarquée, comme on peut le voir pour le paramètre X_3 sur la figure 1. Sur uniquement quelques bassins, on peut observer certaines tendances au cours du temps (non montré ici). Ces résultats préliminaires suggèrent que les aspects de l'urbanisation ne sont pas facilement détectables à partir des valeurs des paramètres, même si le modèle réussit à bien simuler les hydrogrammes observés (médiane des scores KGE évaluée à 0.82).

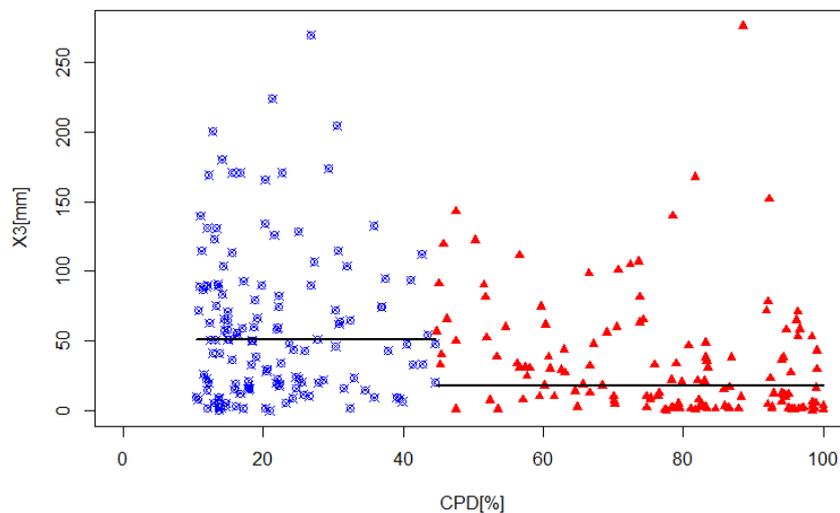


Figure 1 : Valeurs du paramètre X_3 du modèle GR4H en fonction du CPD. Les points bleus représentent les valeurs pour des CPD au-dessous du seuil, et les rouges pour des valeurs au-dessus du seuil. Les barres noires représentent les valeurs médianes de chaque groupe (bleu/rouge) de valeurs du paramètre.

Il s'est avéré que les paramètres du modèle hydrologique GR4H ne sont pas tous sensibles aux mesures de l'urbanisation adoptées. Un travail de complexification de la structure du modèle est envisageable pour inclure les aspects de l'urbanisation et permettre une meilleure synthèse du comportement des bassins versants urbanisés.

BIBLIOGRAPHIE

- Falcone, J. (2011). *GAGES-II: Geospatial Attributes of Gages for Evaluating Streamflow*. Reston, VA.
- Fletcher, T.D., Andrieu, H. and Hamel, P. (2013). *Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art*. *Adv. Water Resour.* 51, 261–279. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K. and Martinez, G. F. (2009). *Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling*. *Journal of Hydrology* 377(1-2): 80-91.
- Le Moine, N. (2008). *The surface catchment seen by the underground: a way to improve performance and realism of rainfall-runoff models?*. PhD Thesis, University Pierre et Marie Curie, Cemagref (Irstea), Paris, France. 348 pp.
- Mathevet, T. (2005). *Which lumped rainfall-runoff models for the hourly time-step? Empirical development and comparison of models on a large sample of catchments*. PhD Thesis, ENGREF, Cemagref (Irstea), Paris, France. 463 pp.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F. and Loumagne, C. (2005). *Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model?: Part 2 Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling*. *Journal of Hydrology* 303(1-4): 290-306.
- Salvadore, E., Bronders, J. and Batelaan, O. (2015). *Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions*. *J. Hydrol.* 529, 62–81. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028>

SURVEILLANCE ET PRÉVISION AUTOMATIQUE DES RISQUES SANITAIRES DANS LES PLANS D'EAU EN MILIEU URBAIN

Yi Hong^{1*}, Francesco Piccioni¹, Denis Plec¹, Bruno J. Lemaire¹,
Brigitte Vinçon-Leite¹

¹ LEESU, MA 102, Ecole des Ponts ParisTech, AgroParisTech, UPEC, UPE,
77420 Champs-sur-Marne, France

* yi.hong@enpc.fr, post-doctorant



MOTS CLES

Baignade ; Mesure en continu ; Modèle Delft3D ; Prévision en temps réel ; Plateforme web;

INTRODUCTION

La demande de loisirs aquatiques et de baignade en eau libre est actuellement en forte croissance, en particulier dans les centres urbains. En Île de France, la perspective des Jeux Olympiques de 2024 renforce la mobilisation des acteurs pour restaurer l'état écologique des milieux aquatiques. Il s'agit cependant d'une tendance mondiale, que l'on retrouve dans tous les territoires métropolitains où la possibilité de se baigner en eau libre constitue un symbole fort de la ville durable.

Toutefois, autoriser la baignade suppose de maîtriser les risques sanitaires et d'être en conformité avec la réglementation. Or les proliférations d'algues toxiques et les contaminations par des microorganismes pathogènes ont été de plus en plus fréquentes dans les plans d'eau durant les dernières décennies (Marsalek & Rochfort, 2004; Taranu et al., 2015). Il est donc indispensable de développer des systèmes de surveillance et d'alerte pour protéger la population.

Actuellement, la surveillance réglementaire des risques sanitaires liés à ces microorganismes dans les eaux de baignade s'appuie sur un protocole basé sur le prélèvement d'échantillons dans le milieu. Sa mise en œuvre, très consommatrice de temps, peut s'étendre sur plusieurs jours et demande des compétences très spécialisées et de plus en plus rares, comme les cultures de microorganismes ou l'identification du phytoplancton. Les résultats des analyses de laboratoire arrivent plusieurs jours après que l'interdiction de baignade aurait dû être donnée. Dans de nombreux cas, en application du principe de précaution, des interdictions de baignade sont décidées en l'absence de risque avéré, avant l'arrivée des résultats de laboratoire, ce qui décrédibilise le système de surveillance et la pertinence de la réglementation.

Il est donc indispensable de développer des systèmes de mesures et de prévision à court terme, en temps réel, qui permettent de mieux anticiper et gérer les risques sanitaires. Ces informations doivent être facilement accessibles aux gestionnaires et aux usagers des plans d'eau, afin que le système d'alerte puisse pleinement jouer son rôle d'outil d'aide à la décision.

MATERIELS ET METHODES

Dans cette étude, nous nous intéressons aux risques associés aux proliférations de cyanobactéries et aux contaminations par des microorganismes pathogènes causées par les rejets d'eaux pluviales urbaines. Le système de suivi et d'alerte des risques pour la baignade est constitué d'une chaîne de plusieurs éléments (Figure 1) : (1) l'acquisition en continu de mesures par capteur immergé et de prévisions météorologiques ; (2) le transfert, le stockage et la validation automatique des données acquises ; (3) la modélisation et la prévision de la biomasse de cyanobactéries ou de microorganismes pathogènes à l'horizon de quelques jours; (4) l'affichage ergonomique de ces résultats sur une plateforme web, accessible sur ordinateur ou smartphone.

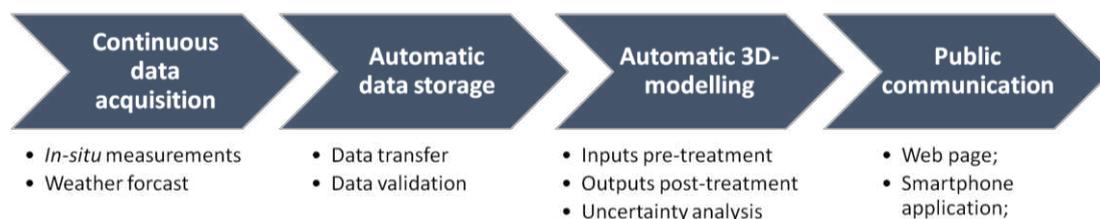


Figure 1 : Schéma de la chaîne du système automatique de suivi et d'alerte des risques pour la baignade.

Les systèmes de suivi et d'alerte ont été développés et testés sur deux plans d'eau urbains, le lac de Champs-sur-Marne pour les risques liés aux cyanobactéries, le lac de Créteil pour les risques de contamination par les microorganismes pathogènes. Ces deux petits lacs urbains, situés dans l'Est parisien, sont d'anciennes gravières. Le lac de Champs (0,12 km² de surface, 2,3 m de profondeur moyenne) est principalement alimenté par la nappe d'accompagnement de la Marne. La baignade y est régulièrement interdite en été en raison des proliférations de cyanobactéries. Le lac de Créteil (0,42 km² de surface, 4,5 m de profondeur moyenne) est alimenté, d'une part, par la nappe s'écoulant de la Marne à la Seine, et d'autre part, par les eaux pluviales d'un petit bassin versant urbain (0,95 km²), contaminées par des microorganismes pathogènes. Les collectivités territoriales gestionnaires souhaiteraient que la baignade y soit possible.

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Les mesures en continu sont acquises et transmises par des capteurs immergés dans les lacs. Des programmes en Python et Matlab ont été développés pour traiter et sauvegarder les données dans une base de données MySQL. Pour la prévision de la concentration de cyanobactéries, nous utilisons le modèle tridimensionnel, hydrodynamique et écologique, Delft3D-FLOW-BLOOM (Deltares, 2016). Pour la contamination par les micrororganismes pathogènes, nous prévoyons la concentration d'*Escherichia Coli*, une bactérie indicatrice de contamination fécale. Les concentrations à l'exutoire du bassin versant et dans le lac ont été modélisées en couplant le modèle SWMM (Rossman, 2010) et le modèle Delft3D-FLOW-WAQ.

Deux exemples de résultats de simulations de calage sont présentés en figure 2. En tenant compte des grandes incertitudes liées aux mesures, ces résultats laissent présager d'une bonne performance des prévisions du système automatique.

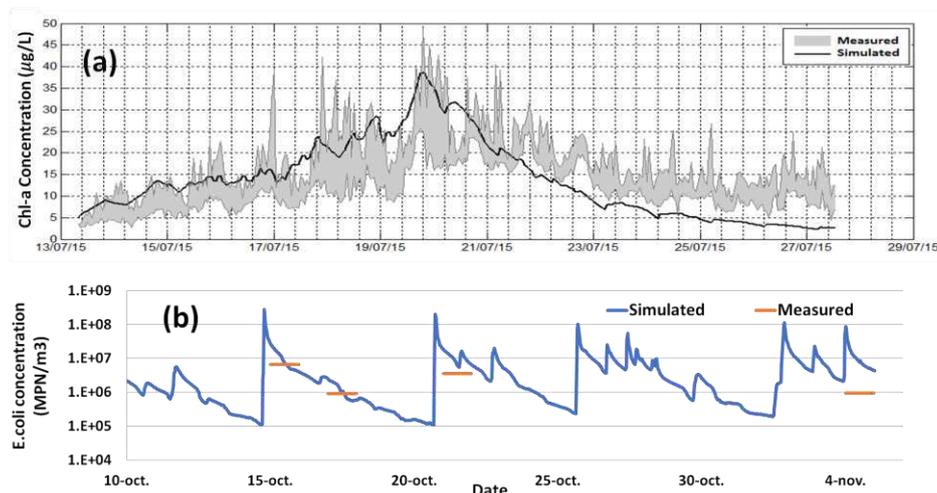


Figure 2 : Exemple de résultats de modélisation. (a) Simulation et gamme de variation horaire des mesures de concentration du phytoplancton total (en équivalent chlorophylle a) à mi-profondeur dans le lac de Champs-sur-Marne; (b) Simulation et mesures de la concentration d'*Escherichia coli* sous la surface du lac Créteil.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Dans cette étude, nous avons développé un système de surveillance et de prévision automatique, consultable sur ordinateur ou smartphone, qui renseigne les gestionnaires et les usagers de sites de baignade en eau douce sur les risques sanitaires dans leur plan d'eau. Le système a été appliqué sur deux lacs urbains, afin d'évaluer (i) les proliférations de cyanobactéries, et (ii) les concentrations d'*Escherichia coli* causées par les rejets d'eaux pluviales. Les résultats de simulation sont prometteurs. Le travail en cours porte sur l'analyse des incertitudes liées aux différents éléments du système (par exemple, les mesures en continu, la validation des mesures, les processus simulés, le couplage des modèles, la valeur des paramètres). Un tel système de surveillance et d'alerte devrait faciliter la prise de décision d'autorisation ou d'interdiction de la baignade.

BIBLIOGRAPHIE

- Deltares. (2016). 3D/2D modelling suite for integral water solutions - Delft3D. Consulté à l'adresse www.deltares.nl
- Marsalek, J., & Rochfort, Q. (2004). Urban Wet-Weather Flows: Sources Of Fecal Contamination Impacting On Recreational Waters And Threatening Drinking-Water Sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20-22), 1765- 1777. <https://doi.org/10.1080/15287390490492430>
- Rossman, Lewis A. (2010). *Storm water management model user's manual version 5.0*. Cincinnati, OH 45268: National risk management research and development U.S. environmental protection agency.
- Taranu, Z. E., Gregory-Eaves, I., Leavitt, P. R., Bunting, L., Buchaca, T., Catalan, J., ... Vinebrooke, R. D. (2015). Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the Anthropocene. *Ecology Letters*, 18(4), 375-384. <https://doi.org/10.1111/ele.12420>

EVALUATION DU DEBIT ET DU TRANSPORT DE L'AIR DISPERSÉ DANS L'EAU : LE CAS D'UN PROTOTYPE DE PUIITS DE CHUTE

Gabriel Guibu Pereira^{1,2}, Jonathan Wertel¹, Matthieu Dufresne¹, José Vazquez^{2,3}

¹ 3D EAU - 21, rue Jacobi Netter, 67200 Strasbourg

² Université de Strasbourg, ICube – 2, rue Boussingault, 67000 Strasbourg

³ ENGEES - École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg - 1 quai Koch - BP 61039 - 67070 Strasbourg Cedex

Contact : gabriel.pereira@3deau.fr

Troisième année de thèse



MOTS CLES

Puits de chute ; Entraînement d'air ; Modélisation numérique 3D ; VoF ; Euler-Euler

RÉSUMÉ

1 CONTEXTE

Les réseaux de transport des eaux usées et pluviales sont la plupart du temps des milieux confinés dans lesquels l'air y transitant est insuffisamment renouvelé du fait d'un nombre réduit d'ouvertures permettant les échanges vers la surface. Dans certains cas plus extrêmes l'air présent dans ces réseaux peut subir d'importantes variations de pression, générées dans des ouvrages tels que les puits de chute, les postes de relevage et les bassins de stockage. La mauvaise gestion de l'air dans ces cas met en cause la capacité de transit ou de stockage dimensionnée, la pérennité des ouvrages ou encore la protection contre l'inondation. L'identification et la quantification de l'entraînement et du transport d'air est donc indispensable pour le bon dimensionnement des réseaux d'eaux urbaines.

2 ETAT DE L'ART

La modélisation numérique en volumes finis des écoulements tridimensionnels est un outil puissant, de plus en plus utilisé dans le contexte des ouvrages hydrauliques. La méthode *Volume of Fluid* (VoF) (Hirt et Nichols 1981) permet le calcul diphasique eau-air en régime stratifié (c'est-à-dire, avec identification d'interface entre les phases) avec le suivi d'une fonction scalaire α bornée entre 0 et 1, représentant la fraction volumique de la phase eau. De ce fait, la valeur 0 représente la phase air, 1 la phase eau, et toute valeur intermédiaire représente l'interface entre les deux phases. Cette méthode est souvent employée pour l'obtention des grandeurs intégrées comme la hauteur d'eau et la perte de charge dans des ouvrages à géométrie complexe (Isel 2014). Cependant, lorsqu'un écoulement subit une forte aération comme dans le cas des puits de chute, la méthode VoF ne s'avère pas adaptée au traitement d'un écoulement en régime dispersé (sans identification d'interface entre les phases), ce qui pourrait rendre un résultat de calcul numérique phénoménologiquement et quantitativement faux non seulement pour la phase liquide, mais également pour la phase gazeuse.

La méthodologie *Euler-Euler* est une approche spécialement développée pour la résolution des écoulements diphasiques en régime dispersé (Rusche 2002). De façon similaire à la méthode VoF, la fraction volumique des phases est représentée par une fonction α bornée entre 0 et 1, sauf qu'ici les valeurs intermédiaires représentent l'air dispersé en forme des bulles, entouré par la phase continue. Le nombre et la position des interfaces ne sont donc pas calculés dans cette approche, mais modélisés avec des termes sources représentant les efforts de traînée, de masse virtuelle, de portance, entre autres. Ces efforts sont directement proportionnels au diamètre moyen des bulles, qui doit être renseigné comme une donnée d'entrée au calcul dans les modèles le plus simples.

3 METHODE ET CAS D'ETUDE

Les régimes d'écoulement dispersé et stratifié sont souvent rencontrés simultanément dans les ouvrages hydrauliques fortement aérés. De ce fait, le besoin du développement d'une méthodologie hybride combinant les approches VoF et *Euler-Euler* devient évident pour la modélisation de ces structures. Au cours de la thèse, le couplage entre ces deux modèles a été implémenté dans une unique routine de calcul, de façon similaire à celle préconisée dans (Shonibare et Wardle 2015).

Dans cette étude, les deux approches de calcul et le couplage entre elles ont été utilisés dans la modélisation du prototype expérimental de puits de chute décrit dans (Viparelli 1961). Il a été montré qu'aucune des deux approches utilisées indépendamment n'est adaptée pour reproduire les caractéristiques de l'écoulement observé (le débit d'air entraîné et l'apparition d'un ressaut hydraulique vertical en cas d'influence aval imposée, Figure 1). Cependant, le couplage des approches a permis d'obtenir d'excellents résultats de débit d'air entraîné et de hauteur de ressaut. Cette nouvelle méthodologie de calcul présente donc un important potentiel pour la prédiction du débit et du transport de l'air dans les structures hydrauliques fortement aérées, ce qui permettrait une plus grande fiabilisation de la conception des réseaux.

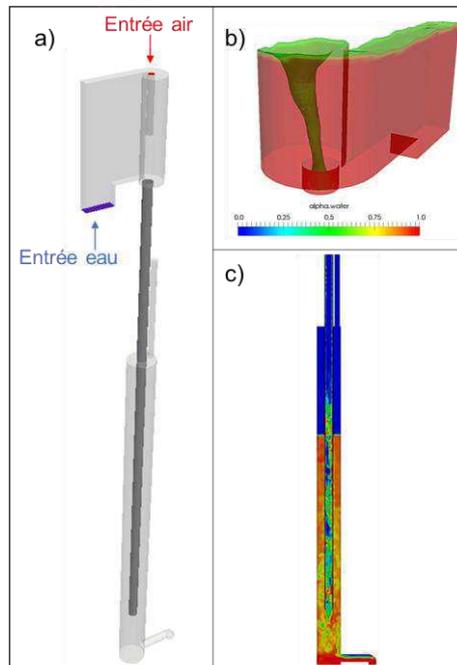


Figure 1 - Le cas d'étude de Viparelli : a) Vue globale de la géométrie ; b) Détail de l'entrée du puits en vortex ; c) Détail du ressaut hydraulique vertical dans le puits

4 PERSPECTIVES

L'un des plus grands inconvénients du modèle implémenté est le besoin du renseignement du diamètre moyen des bulles comme donnée d'entrée. Cette information n'est souvent pas connue *a priori*, ce qui engendre la nécessité de calibration. Une importante perspective pour la suite de la thèse est l'ajout d'un modèle de prédiction de la distribution des tailles des bulles en fonction des caractéristiques de l'écoulement. Ce type de modèle est connu par le nom en anglais *population balance* (Cheung, Yeoh et Tu 2009), et représente une possibilité de généralisation de la méthodologie employée.

BIBLIOGRAPHIE

- Cheung, S.C.P., G.H. Yeoh, et J. Tu. «A Review of Population Balance Modelling for Isothermal Bubbly Flows.» *Journal of Computational Multiphase Flows* 1, n° 2 (2009): 161-199.
- Hirt, C., et B. Nichols. «Volume of Fluid Method for Dynamics of Free Boundaries.» *J. Comput. Phys.* 39 (1981): 201-221.
- Isel, S. «Développement de méthodologies et d'outils numériques pour l'évaluation du débit en réseau hydraulique à surface libre.» Thèse de doctorat, Université de Strasbourg, 2014.
- Rusche, H. «Computational fluid dynamics of dispersed two-phase flows at high phase fractions.» Ph.D. thesis, Imperial College of Science, Technology and Medicine, 2002.
- Shonibare, O.Y., et K.E. Wardle. «Numerical Investigation of Vertical Plunging Jet Using a Hybrid Multifluid-VOF Multiphase CFD Solver.» *International Journal of Chemical Engineering*, 2015.
- Viparelli, M. «Les courants d'air et d'eau dans les puits verticaux.» *La Houille Blanche*, n° 6 (1961): 857-869.

DYNAMIQUES DE STRATIFICATION DANS LES LACS URBAINS

Francesco Piccioni^{1*}, Yi Hong¹, Denis Plec¹, Frédéric Soullignac², Bruno J. Lemaire¹, Céline Casenave², Brigitte Vinçon-Leite¹

¹ LEESU, MA 102, Ecole des Ponts ParisTech, AgroParisTech, UPEC, UPE, 77420 Champs-sur-Marne, France

² Hydrobiological Station, INRA, UMR CARTELE, Thonon-les-Bains, France

³ MISTEA, Univ Montpellier, INRA, Montpellier SupAgro, Montpellier, France

* francesco.piccioni@enpc.fr;



MOTS CLES

Changements climatiques ; eutrophisation ; cyanobactéries.

INTRODUCTION

Les lacs urbains sont généralement des écosystèmes artificiels (Tavernini et al., 2009), caractérisés par une faible surface et une faible profondeur. Ils sont alimentés par la nappe et le réseau pluvial et fréquemment ils n'ont ni affluent ni exutoire naturels.

Localisés dans le tissu urbain, ils reçoivent des apports élevés de nutriments et polluants par le bassin-versant, qui peuvent conduire à des phénomènes d'eutrophisation et à des efflorescences algales potentiellement toxiques. Les services écosystémiques rendus par ces lacs, de plus en plus nombreux, apparaissent dans différents domaines de la gestion durable de la ville : protection de la biodiversité, rétention de l'eau pluviale et des flux de nutriments associés, contribution à un paysage urbain plus naturel et agréable pour les habitants (Naselli-Flores, 2008).

Pour préserver l'état biologique de ces lacs et mieux comprendre leur rôle dans le fonctionnement du bassin-versant, il est important d'étudier en détails leur hydrodynamique, qui est à la base de tous les processus biogéochimiques, de rétention et dilution des nutriments et polluants. En raison de leur faible profondeur, on considère souvent que la colonne d'eau des lacs urbains est complètement mélangée. Or il est démontré que leur hydrodynamique est plus complexe, alternant périodes de stratification stable à périodes de mélange complet (e.g. Soullignac et al., 2017). L'alternance entre stratification et mélange, sédimentation et resuspension des sédiments a une influence d'une part sur les proliférations algales, et d'autre part sur la qualité de l'eau rejetée à l'aval.

De plus, le changement climatique en cours accentuera les problèmes d'eutrophisation et de qualité de l'eau dans les lacs en général. Par ailleurs, les lacs sont souvent considérés comme des « sentinelles » du changement climatique (Adrian et al., 2009).

Malgré leur importance dans le cycle de l'eau et des polluants dans les bassins versants urbains ou péri-urbains, ces milieux aquatiques, de petite taille mais nombreux, sont souvent négligés dans les études d'hydrologie urbaine.

Nous présentons ici une méthodologie d'analyse de l'hydrodynamique et de la stratification d'un lac urbain localisé dans le Grand Paris, qui peut être appliquée et généralisée pour des nombreux écosystèmes similaires.

MATERIELS ET METHODES

Le site d'étude est le Lac de Champs, un lac de gravière situé dans la région du Grand Paris. C'est un plan d'eau de surface de 10.3 ha et profondeur moyenne de 2.4 m (max. 3.5 m). Le lac est alimenté par les eaux de la nappe d'accompagnement de la Marne voisine et occasionnellement par le ruissellement des pluies. Le lac n'a pas d'affluent ou exutoire direct. Le lac de Champs est fréquenté pour la baignade et les activités sportives. Cependant, il est fortement eutrophisé et fréquemment affecté par des proliférations d'algues toxiques. En particulier pendant l'été, la présence des cyanobactéries toxiques conduit souvent à une interdiction de la baignade.

Nous proposons d'analyser la capacité d'un modèle hydrodynamique 3D comme Delft3D-FLOW (Deltares, 2013) de simuler correctement la dynamique de stratification des petits lacs urbains. Dans ce but, nous avons utilisé des séries de température de l'eau mesurées en haute fréquence (chaque 5 minutes) à trois différentes profondeurs depuis 2015, pour caler et valider un modèle hydrodynamique tri-dimensionnel. Le calage du modèle a été effectué sur des simulations hydrodynamiques de long terme couvrant trois années : de mai 2015 jusqu'à fin 2017.

SESSION

Le modèle est capable de simuler avec précision les différences de température entre la surface et le fond du lac. Root Mean Square Error (RMSE) et Mean Absolute Error (MAE) entre simulations et observations ont été calculées sur les deux années de calage, en obtenant des valeurs très satisfaisantes. Les valeurs de MAE sur 2015 et 2016, pour les couches de fond et surface, sont comprises entre 0.5 et 0.9 ; RMSE varie entre 0.6 et 1.

Finalement, pour analyser les périodes de stratification, chaque jour des simulations a été classé dans trois catégories en calculant la différence de température (ΔT) entre la surface et le fond du lac : (1) jours de mélange complet ($\Delta T < 0.5^\circ\text{C}$ pendant toute la journée) ; (2) jours de stratification partielle ($\Delta T > 0.5$ pendant une partie de la journée) ; (3) jours de stratification stable ($\Delta T > 0.5$ pendant toute la journée).

RESULTATS

Les résultats de nos simulations confirment que les lacs urbains sont loin d'être des milieux complètement mélangés. Surtout pendant les mois d'avril à septembre, les périodes de stratification stable ont une durée comparable à celle des périodes de mélange. La figure 1 montre, relativement à un point de mesure (point A) sur 2016, les résultats de notre simulation (en haut) et de l'analyse de stratification (en bas). L'alternance entre mélange et stratification est strictement liée aux événements météorologiques, qui seront sujets à des changements profonds dans les prochaines décennies.

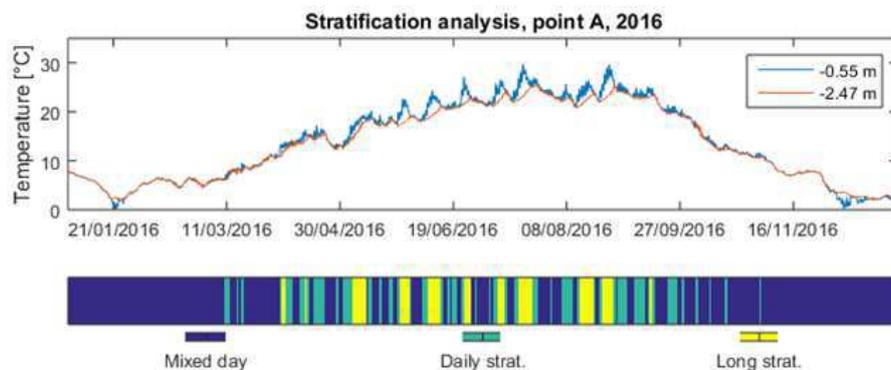


Figura 1: En haut : Température de l'eau simulée en surface (bleau) et au fond (rouge). En bas : résultats de l'analyse de stratification pour l'année 2016.

Le modèle, une fois calé, a été utilisé pour reconstruire l'hydrodynamique du Lac de Champs dans le passé, sur des années typiquement « chaudes » (température moyenne annuelle supérieure à la moyenne du vingtième siècle, de 2008 à 2014) et sur des années « froides » (température moyenne annuelle inférieure à la moyenne du vingtième siècle, de 1984 à 1993) pour analyser les effets que les changements climatiques peuvent avoir sur l'hydrodynamique des petits lacs urbains.

BIBLIOGRAPHIE

- Adrian Rita, O'Reilly Catherine M., Zagarese Horacio, Baines Stephen B., Hessen Dag O., Keller Wendel, Livingstone David M., Sommaruga Ruben, Straile Dietmar, Van Donk Ellen, Weyhenmeyer Gesa A., Winder Monika, 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54, 2283–2297. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283
- Deltares, 2013. Delft3D-FLOW - Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual Version: 3.15.30059. Delt Hydraulics, Delft.
- Naselli-Flores, L., 2008. Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care. Presented at the 12th World Lake Conference, Sengupta, M. and Dalwani, R., pp. 1333–1337.
- Soullignac, F., Vinçon-Leite, B., Lemaire, B.J., Martins, J.R.S., Bonhomme, C., Dubois, P., Mezemate, Y., Tchiguirinskaia, I., Schertzer, D., Tassin, B., 2017. Performance Assessment of a 3D Hydrodynamic Model Using High Temporal Resolution Measurements in a Shallow Urban Lake. *Environ. Model. Assess.* 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9548-4>
- Tavernini, S., Nizzoli, D., Rossetti, G., Viaroli, P., 2009. Trophic state and seasonal dynamics of phytoplankton communities in two sand-pit lakes at different successional stages. *J. Limnol.* 68, 217–228.