

JDHU 2014

Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine
1e-3 juillet 2014 – INSA de Lyon - Villeurbanne (France)



RECUEIL DES TEXTES

<http://jdhu2014.sciencesconf.org/>

Avec le soutien de



Chaire Industrielle
Faculté de Philosophie
Université Lyon III

Comité d'organisation

Laetitia BACOT (GRAIE)
Ali BELMEZITI (Université de Lyon)
Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI (INSA Lyon)
Hélène CASTEBRUNET (INSA Lyon)
Frédéric CHERQUI (Université Lyon 1 / INSA Lyon)
Gislain LIPEME KOUYI (INSA Lyon)

Comité scientifique

Fabien ABAD (Agence de l'Eau RMC)
Mathieu AHYERRE (Communauté Urbaine de Bordeaux)
Sylvie BARRAUD (INSA Lyon - OTHU)
Ali BELMEZITI (INSA Lyon)
Emmanuel BERTHIER (LROP Ministère de l'Équipement)
Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI (INSA Lyon)
Isabelle BRAUD (IRSTEA Lyon)
Denys BREYSSE (Université Bordeaux 1)
Hélène CASTEBRUNET (INSA Lyon)
Ghassan CHEBBO (ENPC)
Frédéric CHERQUI (Université Lyon 1 / INSA Lyon)
Johnny GASPERI (UPEC)
Marie-Christine GROMAIRE (ENPC)
Claire HARPET (Université Lyon 3)
Claude JOANNIS (IFSTTAR Nantes)
Dominique LAPLACE (SERAM Marseille)
Gislain LIPEME KOUYI (INSA Lyon)
Xavier LITRICO (Lyre Lyonnaise des Eaux)
Marjolaine METADIER (SAFEGE)
Laurent MONIER (Véolia)
Oldrich NAVRATIL (Université Lyon 2)
Yves PERRODIN (ENTPE)
Florent RENARD (Université Lyon 3)
Nicolas RIVIERE (INSA Lyon)
Fabrice RODRIGUEZ (IFSTTAR Nantes)
Christian ROUX (Conseil Général Hauts de Seine)
Philippe SECHET (Université Joseph Fourier Grenoble)
Elisabeth SIBEUD (Grand Lyon)
Sophie VAREILLES (INSA Lyon)
Caty WEREY (ENGEES IRSTEA)
Jonathan WERTEL (SAFEGE)

Table des matières

Mercredi 2 juillet 2014 - 09:45 - 11:00

amphi Freyssinet : Session 1

Une méthode pour réduire l'influence de la variation du climat sur l'évaluation d'impact d'urbanisation sur 172 bassins Américain, B. Salavati [et al.]	1
Développement et évaluation d'un modèle hydrologique distribué pour des bassins périurbains - application au bassin de l'Yzeron (150 km ²), M. Labbas [et al.]	12
Modélisation des stratégies de régulation des débits et d'abattement des volumes ruisselés pour la maîtrise à la source des flux de contaminants, J. Sage [et al.]	22

Mercredi 2 juillet 2014 - 11:40 - 12:30

amphi Freyssinet : Session 2

Une nouvelle structure d'écoulement en bifurcation, A. Momplot [et al.]	33
Etude numérique et expérimentale du champ de vitesse en canaux composés, S. Bellahcen [et al.]	43

Mercredi 2 juillet 2014 - 14:00 - 15:40

amphi Freyssinet : Session 3

Les crédits de débits, un instrument incontournable pour une gestion territoriale des eaux pluviales ?, N. Le nouveau.....	51
Représentation du réseau de drainage urbain complet pour une modélisation hydrologique à l'échelle de l'agglomération, A. Allard [et al.]	63
Modélisation de la survie à long terme des canalisations d'eau potable pour optimiser leur renouvellement, A. Large [et al.]	72

Mercredi 2 juillet 2014 - 16:15 - 17:30

Session 4

Caractérisation des eaux de vaisselle : cas des phtalates et des alkylphénols, S. Deshayes [et al.]	82
Identification et représentation des sources et voies de transfert des eaux vers les exutoires d'un bassin versant urbain, F. Seveno [et al.]	92
Premières investigations sur la contamination en microplastiques dans une zone urbaine : cas de l'agglomération parisienne, R. Dris [et al.]	102

Jeudi 3 juillet 2014 - 09:00 - 10:40

amphi Freyssinet : Session 5

Évolution des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de retenue-décantation : Premiers résultats du projet ANR CABRRES, C. Becouze-lareure [et al.]	114
Caractérisation microbiologique et risques sanitaires associés aux dépôts sédimentaires dans le bassin de rétention de Django-Reinhardt (Chassieu, Rhône), C. Bernardin	125
Évaluation spatiale du risque d'inondation par croisement de l'aléa et de la vulnérabilité des enjeux : application aux inondations du Grand Lyon, D. Soto [et al.]	129
Penser le nouveau paradigme de l'hydrologie urbaine : bio-mimétisme, éco-phénoménologie, et gestion intégrée,	

H. Dicks	139
----------------	-----

Jeudi 3 juillet 2014 - 11:15 - 12:45

amphi Freyssinet : Session Posters

Modélisation du transport solide dans les décanteurs d'eaux pluviales : approche numérique et expérimentale, G. Isenmann [et al.]	149
MÉTROLOGIE ET MODÉLISATION DES FLUX DE MÉDICAMENTS EN RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT URBAIN ET HOSPITALIER, T. Pouzol [et al.]	157
Dynamique et gestion des transports solides dans le réseau d'assainissement parisien, G. Shahsavari	161
ESTIMATION DE L'INFLUENCE DU POINT D'ECHANTILLONAGE DES MATIERES EN SUSPENSION DANS UNE SECTION DE RESEAU D'ASSAINISSEMENT, S. Sandoval [et al.]	162
CONVERSION D'UN MODÈLE HYDROLOGIQUE DISTRIBUÉ EN UN OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION, J. Richard [et al.]	166
Dynamique des lacs urbains pendant les périodes de crues, Y. Mezemate [et al.]	175
Caractérisation du transfert liquide/gaz du H ₂ S dans les réseaux d'assainissement, L. Carrera [et al.]	182
Utilisation de la prévision radar pour la gestion prédictive d'un bassin de rétention, A. Ichiba	190

Jeudi 3 juillet 2014 - 14:00 - 14:50

amphi Freyssinet : Session 6

ELIMINATION DES RESIDUS MEDICAMENTEUX DANS LES EAUX RESIDUAIRES URBAINES PAR CHARBON ACTIF EN POUDRE - ETUDE DU PROCEDE CARBOPLUS®, R. Mailler [et al.]	198
Utilisation de substrats artificiels pour la caractérisation des communautés microbiennes dans les nappes phréatiques : Mise au point méthodologique, J. Voisin [et al.]	203

Une méthode pour réduire l'influence de la variation du climat sur l'évaluation d'impact d'urbanisation sur 172 bassins aux États-Unis

Salavati B¹, Oudin L.¹, Furusho C.², Ribstein P¹.

1- Université Pierre et Marie Curie, UMR 7619 METIS, Case courrier 105, 4 place Jussieu, 75005 Paris - France. Behar.salavati@upmc.fr

2- Irstea, 1 rue Pierre-Gilles de Gennes CS 10030, 92761 Antony Cedex- France

RESUME

L'anthropisation a de multiples impacts sur les réponses hydrologiques des bassins versants. Ces impacts sont difficiles à quantifier à l'échelle spatiale du bassin versant et les résultats de la littérature sur ce sujet sont assez disparates. L'objectif de cette étude est de relier la proportion des surfaces urbaines actuelles à l'évolution des réponses hydrologiques de bassins versants. Ceci pose un important problème lié à la relation entre la variabilité du climat et celle de la réponse hydrologique des bassins. Pour pallier cette difficulté, un modèle hydrologique est utilisé, permettant de synthétiser le comportement dynamique du bassin versant d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique. Cette étude est basée sur l'analyse de 104 bassins versants urbains et 68 bassins non-urbains aux États-Unis. Le débit et la pluie journalière des bassins étudiés ont été collectés pour des périodes de 30 à 70 ans selon les bassins. Le modèle GR4J, un modèle hydrologique journalier à quatre paramètres a été utilisé dans cette étude. Nos premiers résultats montrent qu'une majorité de bassins versants urbains ne présente pas de tendances significatives sur les caractéristiques hydrologiques analysées et que cette proportion de bassins est relativement similaire pour les bassins urbains et non-urbains. Ces résultats doivent être analysés également en fonction de l'évolution historique de l'occupation de sol.

MOTS CLES

Urbanisation, GR4J, modélisation hydrologique, occupation du sol, climat, non-stationnarité des paramètres

INTRODUCTION

Contexte

Les ressources en eau étant essentielles pour la vie humaine, la population ne cesse de croître près des rivières. L'anthropisation des vallées et des versants est susceptible de modifier le régime d'écoulement ainsi que la qualité de l'eau (Roesner et Bledsoe 2003; Kauffman *et al.* 2009). Les impacts souvent cités de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins sont : la diminution du temps de réaction des bassins, la diminution de la recharge des nappes en raison de l'expansion des surfaces imperméables et des pompages des eaux souterraines, et enfin l'augmentation des débits de pointe lors de crues en raison de l'imperméabilisation des versants (Shaw 1994; Booth *et al.* 2002; Booth *et al.* 2004; Warburton *et al.* 2012; Braud *et al.* 2013). Cependant, ces impacts restent difficiles à généraliser et les résultats de la

littérature sont assez disparates lorsque l'on s'intéresse à l'échelle spatiale du bassin versant de quelques dizaines à quelques centaines de km². Ces résultats disparates mettent en évidence la variabilité des configurations de l'usage de l'eau dans la ville, mais peuvent provenir soit de la qualification et de la quantification incertaine de l'urbanisation, soit des différences méthodologiques employées par les auteurs pour évaluer ces impacts.

Problématique et questions scientifiques associées

Cette étude vise à quantifier le rôle de l'urbanisation sur la réponse du bassin versant en étudiant un large échantillon de bassins versants, ceci dans le but de déterminer si des conclusions générales peuvent être énoncées sur les questions suivantes :

1. Dans quelle mesure le comportement des bassins versants est affecté par l'urbanisation ?
2. Comment qualifier l'urbanisation du point de vue de l'impact hydrologique ?
3. Sommes-nous capables de différencier l'effet de l'urbanisation et celui de la variabilité climatique ?

Objectifs scientifiques et/ou techniques

Le principal objectif de cette étude est de relier la proportion des surfaces urbaines à l'évolution des réponses hydrologiques de bassins versants. Ceci pose un important problème lié au lien ténu entre la variabilité du climat et celle de la réponse hydrologique des bassins. Pour pallier cette difficulté, un modèle hydrologique est utilisé, permettant de synthétiser le comportement dynamique du bassin versant d'une manière relativement insensible à la variabilité climatique.

REVUE / SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Il ne semble pas y avoir de consensus sur l'impact de l'urbanisation sur les différents éléments de la réponse hydrologique à l'échelle des bassins versants. Par exemple plusieurs études ont montré que l'urbanisation diminue la recharge des nappes (Rose et Peters 2001; Meyer et Wilson 2002; Kauffman *et al.* 2009; Rozell 2010), d'autres ont montré une augmentation des débits de base des rivières de bassins urbanisés (Konrad et Booth 2002; Meyer et Wilson 2002; Konrad et Booth 2005). Ces résultats disparates obtenus dans la littérature peuvent l'être soit parce que l'impact de l'urbanisation est très variable selon le cas d'étude, soit aussi en raison des différentes façons de quantifier l'urbanisation.

Il existe deux moyens de quantifier l'urbanisation (Pomeroy 2007) : idéalement, le taux de surface imperméabilisée est utilisée (Schueler 1994; Bosch *et al.* 2003) ou à défaut, la densité de population peut constituer une donnée alternative plus accessible pour étudier l'effet de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins versants (e.g. DeWalle *et al.* 2000).

METHODOLOGIE

Données

Pour étudier l'effet de l'urbanisation sur la réponse hydrologique, 172 bassins versants des États-Unis ont été sélectionnés (Figure 1). Cet échantillon de bassins versants comprend les bassins versants urbains et non urbains, dans le cadre d'une approche comparative.

Les données de débit ont été collectées auprès de l'USGS pour des périodes de 30 à 70 années. Les données journalières de 3450 stations pluviométriques des États-Unis ont été collectées auprès de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) afin de calculer des pluies spatiales de bassins. Les bassins avec un temps de réaction inférieur à un jour ont été enlevés afin de pouvoir estimer des débits de pointe à partir des débits journaliers.

Les cartes d'occupation de sol utilisées sont tirées de la National Land Cover Database (NLCD) pour l'année 2006. Cette base de données est utilisée pour déterminer si un bassin est urbanisé ou non. Pour cela, nous avons utilisé un seuil sur le taux de surfaces urbaines par bassin. La valeur de ce seuil a été choisie à 10%, ce choix étant justifié par les valeurs souvent retenues dans la littérature, typiquement entre 5 et 30% (Schueler 1994; Brun et Band 2000; DNR 2005; Yang *et al.* 2010). En conséquence, 104 bassins urbanisés et 68 bassins non-urbanisés sont obtenus.



Figure 1. Localisation des 172 bassins versants étudiés aux États-Unis

Méthodologie générale et modèle hydrologique

Nous avons suivi deux méthodes pour analyser le comportement d'un bassin versant en réponse à des conditions non stationnaires d'occupation de sol.

La première méthode est tout à fait classique : elle consiste à utiliser les chroniques de débit observé et de déterminer l'évolution des propriétés hydrologiques en découpant la chronique totale en différentes sous-périodes. Ensuite, le test de tendance non paramétrique de Mann-Kendall modifié par (Hamed et Ramachandra Rao) (1998) a été appliqué afin de détecter la présence de tendance dans les chroniques des propriétés de la réponse hydrologique des bassins. Ce test permet de tenir compte des auto-corrélations dans les chroniques analysées. Cette approche présente des limites bien connues telles que : (i) le rôle joué par la variabilité climatique (Lørup *et al.* 1998), (ii) la difficulté de prendre en compte une évolution

progressive (et non brusque) de l'occupation du sol (voir e.g. Ashagrie *et al.* 2006; Andréassian 2012) et (iii) des exigences fortes sur la longueur des chroniques analysées avant et après le changement d'occupation de sol.

La deuxième méthode utilisée tend à pallier ces limitations en utilisant un modèle hydrologique. La méthodologie proposée par Schreider *et al.* (2002) et reprise par Andréassian *et al.* (2003) est utilisée dans cette étude. Dans cette méthode (illustrée sur la Figure 3), des jeux de paramètres du modèle hydrologique sont calés pour différentes sous-périodes et pour chaque jeu de paramètres, une simulation est effectuée sur la période entière de chronique. Ainsi, chaque ensemble de paramètres et la simulation associée à ses paramètres donne un instantané du comportement du bassin pour chaque sous-période. Il est alors possible de calculer et estimer des propriétés hydrologiques des bassins versants à partir de cette chronique simulée (Figure 2). Enfin, de la même façon que pour les chroniques observées, le test de tendance non paramétrique de Mann-Kendall modifié est appliqué afin de détecter la présence de tendance dans les chroniques des propriétés de la réponse hydrologique simulée sur chaque bassin. De nombreux modèles pluie-débit existent pour représenter la transformation pluie-débit sur un bassin versant. Le meilleur modèle pluie-débit n'existant pas, le choix du modèle dépend des besoins et du contexte d'étude (Laurent et Ruelland 2010). A priori, la modélisation à base physique est assez légitime pour évaluer des simulations dans un contexte de non stationnarité de l'occupation du sol car ces modèles tiennent compte explicitement de cette information. Toutefois, le calage de ce type de modèle est difficile compte tenu du nombre important de paramètres à caler et des modèles conceptuels simples sont donc souvent préconisés pour ce type d'analyse (Wagner 2007). Le modèle utilisé dans cette étude est le modèle GR4J, un modèle hydrologique journalier avec 4 paramètres et nécessitant en entrée les évapotranspirations potentielles et pluies journalières. Le modèle et les principales équations sont présentés dans la Figure 3, une description complète du modèle est fournie par Perrin *et al.* (2003).

Trois caractéristiques hydrologiques sont analysées dans cette étude :

- L'indice d'écoulement de base (IEB) représentant la proportion du débit total attribué à l'écoulement souterrain. L'estimation du débit de base repose sur une séparation de l'hydrogramme à l'aide d'un filtre numérique (Arnold *et al.* 1995).
- Le coefficient d'écoulement (CE) représentant la proportion de la pluie rejoignant l'exutoire
- Le débit correspondant à une crue biennale (Q2) calculé en ajustant une loi de Gumbel sur la distribution des débits maxima annuels.

Ces trois caractéristiques sont calculées à partir des chroniques de pluie et de débit (simulé ou observé).

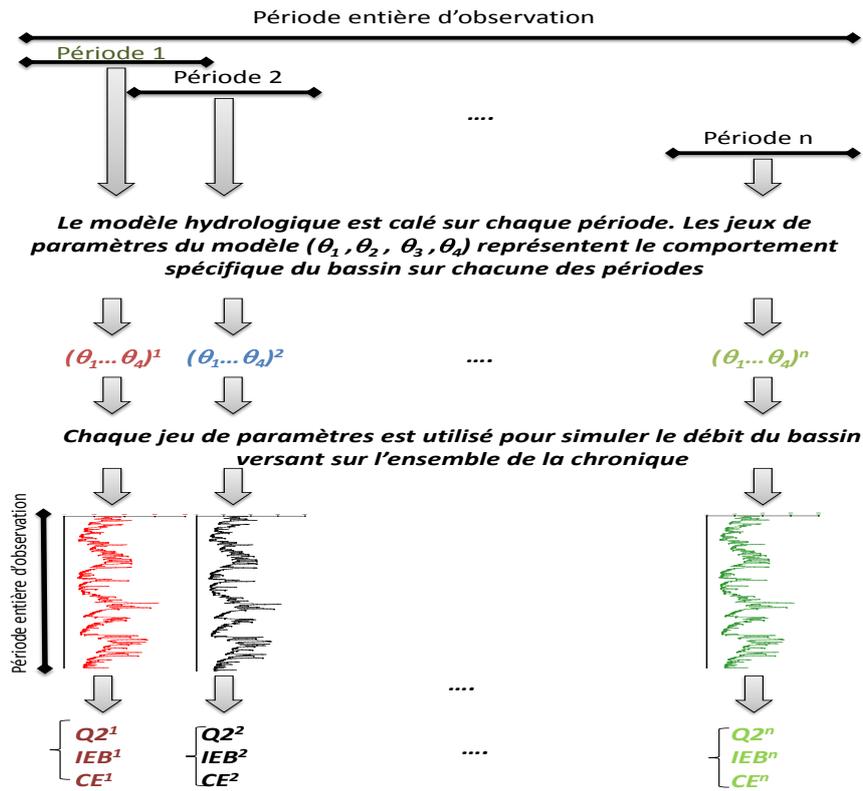


Figure 2 Méthodologie de modélisation suivie permettant de s'affranchir de la variabilité du climat (Andréassian et al. 2003)

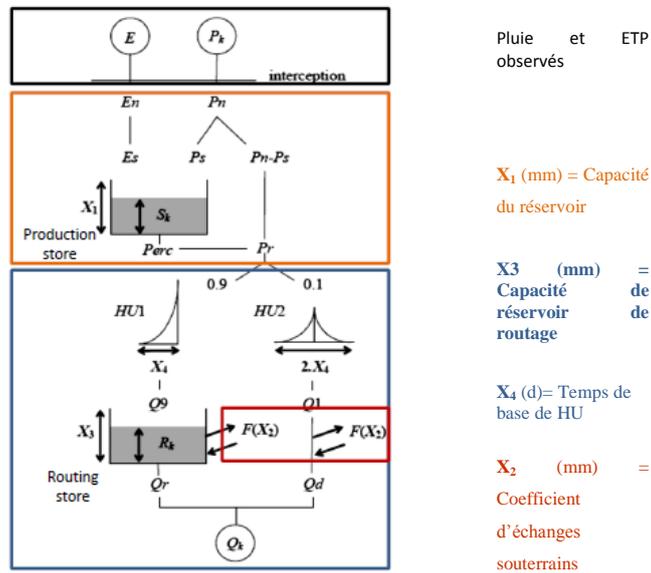


Figure 3. Méthodologie de modélisation suivie permettant de s'affranchir de la variabilité du climat (a) et schéma et équations principales du modèle hydrologique GR4J (b)

RESULTATS ET DISCUSSION

Analyse des tendances sur les chroniques observées

Pour cette partie, la méthodologie reposant sur les observations est appliquée sur les 172 bassins versants urbanisés et non-urbanisés. Pour chaque bassin versant, les propriétés hydrologiques ont été calculées pour des périodes glissantes de 5 ans à partir des chroniques de débit et de précipitations, couvrant en général la période 1940-2010. Par exemple, la première sous période couvre les années 1940-1945 et la deuxième sous période couvre les années 1941-1946.

La Figure 4 montre les pourcentages de bassins urbanisés et non urbanisés affectés par des tendances significatives. Pour toutes les propriétés hydrologiques le nombre de tendances non-significatives est relativement important (plus de 50%). Pour les tendances significatives, Q2 et CE ont des tendances plutôt à la hausse alors que les tendances pour l'indice d'écoulement de base (IEB) sont plus équilibrées entre augmentation et diminution. Ces résultats peuvent être dus soit au nombre de bassins urbains qui est plus grand que celui des bassins non-urbains, soit aux tendances climatiques qui influencent les tendances des propriétés hydrologiques.

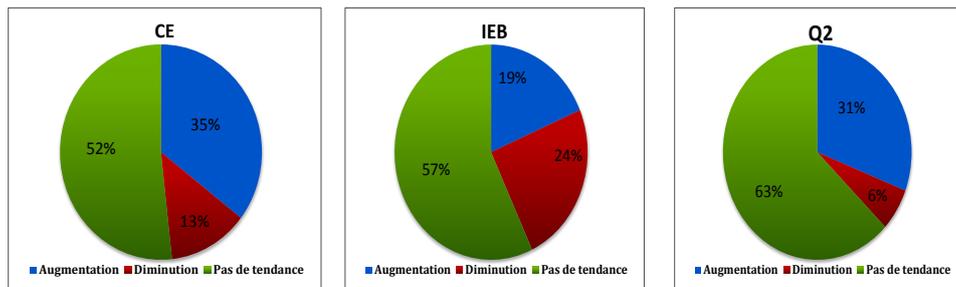


Figure 4. Les tendances des propriétés hydrologiques sur les 172 bassins versants

La Figure 5 indique les résultats en distinguant les bassins non urbains et urbains.

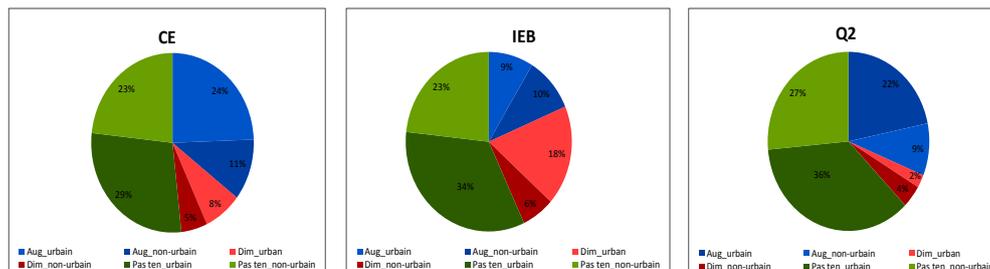


Figure 5. Les tendances des propriétés hydrologiques sur les 68 bassins versants non-urbains et 104 bassins urbains (Aug= Augmentation, Dim= Diminution, Pas_ten= Pas de tendance)

On remarque que les bassins versants urbains présentent des tendances un peu plus importantes par rapport aux bassins versants non-urbains. Par ailleurs, pour les bassins

versants qui présentent des tendances significatives, les résultats sont relativement en accord avec le sens commun: le coefficient d'écoulement augmente plus pour les bassins versants urbains que pour les bassins versants non urbains et c'est l'inverse pour l'indice d'écoulement de base.

Analyse des tendances sur les chroniques reconstituées (simulées)

Les mêmes tests de tendance sont appliqués ici pour les débits reconstitués suivant la méthode décrite à la Figure 3. Rappelons qu'avec cette méthode, seul le jeu de paramètres du modèle change d'une période à l'autre et que la totalité de la chronique de débit est reconstituée à chaque fois, ce qui permet de s'affranchir de la variabilité du climat entre les périodes de 5 ans. Les Figure 6 et 7 synthétisent les résultats obtenus par le test de tendances sur les trois propriétés hydrologiques pour les bassins urbains et non urbains.

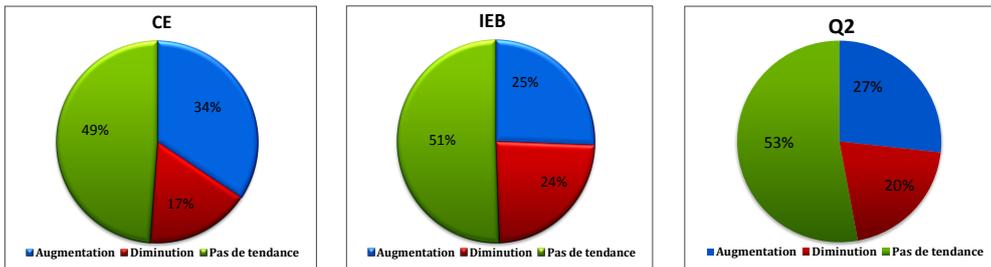


Figure 6. Les tendances des propriétés hydrologiques simulées sur les 172 bassins versants

Nos remarquons que les résultats sont assez proches de ceux obtenus sur les chroniques observées de débit : l'ensemble des propriétés hydrologiques indiquent des tendances non-significatives pour un grand nombre de bassins (plus de 50%). Pour les tendances significatives, Q2 et CE ont des tendances plus équilibrées entre augmentation et diminution. Ces différences avec les résultats obtenus des chroniques observées peuvent provenir (i) de l'incertitude inhérente au modèle hydrologique utilisé pour simuler les propriétés hydrologiques ou (ii) d'une élimination satisfaisante de l'effet climatique pour les résultats de la simulation.

La même méthode a été appliquée sur les bassins non-urbains et urbains séparément. Pour une évaluation générale, des tableaux de contingence sont présentés pour comparer les résultats de tendance obtenus avec les chroniques observées et simulées. En général, il y a une bonne concordance des tendances des propriétés hydrologiques observées et simulées. Les résultats montrent que pour une majorité de bassins, les deux méthodes donnent des tendances similaires. Cependant, pour le débit biennal et dans une moindre mesure pour le coefficient d'écoulement, l'utilisation des observations indique des tendances plus marquées à la hausse par rapport aux simulations. Ceci est cohérent avec les études récentes indiquant une augmentation des extrêmes pluviométriques aux Etats-Unis, qui a priori impactent plus les chroniques observées que simulées.

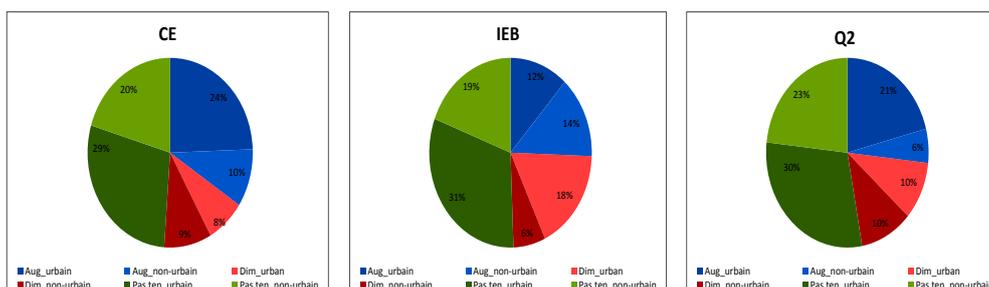


Figure 7. Les tendances des propriétés hydrologiques simulées sur les 68 bassins versants non-urbains et 104 bassins urbains (Aug= Augmentation, Dim= Diminution, Pas_ten= Pas de tendance)

Tableau 1. Tableau de contingence des tendances entre l'approche utilisant la modélisation hydrologique ('Sim', en colonnes) et l'approche utilisant uniquement les observations ('obs', en lignes) pour les trois propriétés hydrologique analysées

	Coefficient d'écoulement			Indice d'écoulement de base			Débit biennal		
	-	0	+	-	0	+	-	0	+
Sim									
Obs									
-	16	6	0	29	7	6	4	6	1
0	12	70	7	8	75	15	26	66	16
+	1	8	52	4	5	23	5	19	29

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette étude était de mettre en place et de tester une méthodologie pour évaluer l'impact de l'urbanisation sur le comportement des bassins versants. La revue de la littérature a montré des résultats assez disparates sur cette question qui contraste avec le sens commun qui dit que l'urbanisation entraîne l'augmentation des débits de pointes des crues et la diminution de l'écoulement de base. Pour répondre à cet objectif, un large échantillon de 172 bassins situés aux Etats-Unis a été recueilli, permettant l'étude des tendances sur le long terme de différents aspects de la réponse hydrologique des bassins versants. Cet échantillon de bassins urbains et non-urbains permet de tirer quelques conclusions générales sur les relations entre urbanisation et évolution des caractéristiques hydrologiques de bassins versant. De plus, une méthodologie originale a été mise en place pour diminuer l'impact des tendances climatiques qui se superposent aux effets du changement d'occupation du sol. Les principaux résultats de cette étude montrent :

- qu'une moitié de bassins versants urbains ne présente pas de tendances significatives sur les caractéristiques hydrologiques analysées ;
- que pour l'autre moitié, l'urbanisation a pour effet d'augmenter le débit biennal et le coefficient d'écoulement et de diminuer l'indice d'écoulement de base;
- qu'une méthode utilisant la modélisation semble être assez efficace pour s'affranchir de la variabilité du climat au cours de la période considérée. Ceci reste cependant à vérifier en tenant compte des incertitudes de la modélisation hydrologique utilisée.

Ces résultats ont besoin d'être analysés plus finement en tenant compte l'évolution historique de l'occupation de sol. Nous envisageons d'utiliser la densité de logements comme données auxiliaires permettant de reconstituer l'évolution de l'urbanisation sur le long terme. En particulier, les cartes de densité de logements reconstituées par (Theobald) (2005) permettent de reconstituer une information sur les surfaces urbaines de 1950 à 2010 tous les 10 ans. Une étude des cartes d'occupation de sol NLCD de 1992, 2001 et 2006 et des cartes de densité de maison récentes a montré qu'il était possible de reconstituer la fraction urbaine de chaque bassin à partir des densités de maisons pour les années 1940 à 1980 avec un pas de temps de 10 ans.

Par ailleurs, nous travaillons également à la prise en compte de la répartition spatiale des zones urbaines au sein du bassin et de son réseau hydrographique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Andréassian, V. (2012). Visualising the hydrological signature of an unsteady land cover – an application to deforested and afforested catchments in Australia, the USA and France. *Revisiting Experimental Catchment Studies in Forest Hydrology*. Webb, Bonell, Brenet al. Wallingford, IAHS publication n°353: 125-134.

Andréassian, V., Parent, E., Michel, C. (2003). "A distribution-free test to detect gradual changes in watershed behavior." *Water Resources Research* 39(9).

Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R., Bernhardt, G. (1995). "Automated Base-Flow Separation and Recession Analysis Techniques." *Ground Water* 33(6): 1010-1018.

Ashagrie, A. G., de Laat, P. J. M., de Wit, M. J. M., Tu, M., Uhlenbrook, S. (2006). "Detecting the influence of land use changes on discharges and floods in the Meuse River Basin - the predictive power of a ninety-year rainfall-runoff relation?" *Hydrology and Earth System Sciences* 10(5): 691-701.

Booth, D. B., Hartley, D., Jackson, R. (2002). "FOREST COVER, IMPERVIOUS-SURFACE AREA, AND THE MITIGATION OF STORMWATER IMPACTS1." *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 38(3): 835-845.

Booth, D. B., Karr, J. R., Schauman, S., Konrad, C. P., Morley, S. A., Larson, M. G., Burges, S. J. (2004). "Reviving urban streams: Land use, hydrology, biology, and human behavior." *Journal of the American Water Resources Association* 40(5): 1351-1364.

Bosch, D. J.,Lohani, V. K.,Dymond, R. L.,Kibler, D. F.,Stephenson, K. (2003). "Hydrological and fiscal impacts of residential development: Virginia case study." *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 129(2): 107-114.

Braud, I.,Fletcher, T. D.,Andrieu, H. (2013). "Hydrology of peri-urban catchments: Processes and modelling." *Journal of Hydrology* 485(0): 1-4.

Brun, S. E.,Band, L. E. (2000). "Simulating runoff behavior in an urbanizing watershed." *Computers, Environment and Urban Systems* 24(1): 5-22.

DeWalle, D. R.,Swistock, B. R.,Johnson, T. E.,McGuire, K. J. (2000). "Potential effects of climate change and urbanization on mean annual streamflow in the United States." *Water Resources Research* 36(9): 2655-2664.

DNR (2005). (Department of Natural Resources) - Rules for Environmental Planning Criteria. *Rules of Georgia Department of Natural Resources Environmental Protection Division*: 29.

Hamed, K. H.,Ramachandra Rao, A. (1998). "A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data." *Journal of Hydrology* 204(1-4): 182-196.

Kauffman, G.,Belden, A.,Vonck, K.,Homsey, A. (2009). "Link between Impervious Cover and Base Flow in the White Clay Creek Wild and Scenic Watershed in Delaware." *Journal of Hydrologic Engineering* 14(4): 324-334.

Konrad, C. P.,Booth, D. (2005). "Hydrologic Changes in Urban Streams and Their Ecological Significance." (47): 157-177.

Konrad, P.,Booth, D. B. (2002). Hydrologic Trends Associated with Urban Development for Selected Streams in the Puget Sound Basin, Western Washington. Western Washington, Water-Resources Investigations Report 02-4040.

Laurent, F.,Ruelland, D. (2010). Modélisation à base physique de la variabilité hydroclimatique à l'échelle d'un grand bassin versant tropical Global Change: Facing Risks and Threats to Water Resources

Lørup, J. K.,Refsgaard, J. C.,Mazvimavi, D. (1998). "Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: case studies from Zimbabwe." *Journal of Hydrology* 205: 147-163.

Meyer, S. C.,Wilson, S. D. (2002). Impact of urbanization on base flow and recharge rates, northeastern Illinois: Summary of year 1 activities. *Proceedings of the Annual IGC Conference*.

Meyer, S. C.,Wilson, S. D. (2002). Impact of urbanization on base flow and recharge rates, northeastern Illinois: Summary of year 1 activities. Illinois.

Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V. (2003). "Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation." *Journal of Hydrology* 279(1-4): 275-289.

Pomeroy, C. A. (2007). Evaluating the impacts of urbanization and stormwater management practices on stream response. Department of Civil and Environmental Engineering. Fort Collins, Colorado, Colorado State University. **PhD:** 214.

Roesner, L. A., Bledsoe, B. P. (2003). *Physical Effects of Wet Weather Flows on Aquatic Habitats: Present Knowledge and Research Needs*, Water Environment Research Foundation and IWA Publishing.

Rose, S., Peters, N. E. (2001). "Effects of urbanization on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA): a comparative hydrological approach." *Hydrological Processes* 15(8): 1441-1457.

Rozell, D. P. E. (2010). Urbanization and Trends in Long Island Stream Base Flow. *Seventeenth Annual Conference on Geology of Long Island and Metropolitan*, New York.

Schreider, S. Y., Jakeman, A. J., Letcher, R. A., Nathan, R. J., Neal, B. P., Beavis, S. G. (2002). "Detecting changes in streamflow response to changes in non-climatic catchment conditions: farm dam development in the Murray-Darling basin, Australia." *Journal of Hydrology* 262(1-4): 84-98.

Schueler, T. (1994). "The importance of imperviousness." *Watershed Protection Techniques* 3: 1-12.

Shaw, M. E. (1994). *Hydrology in practice*. London, Chapman & Hall.

Theobald, D. M. (2005). "Landscape patterns of exurban growth in the USA from 1980 to 2020." *Ecology and Society* 10(1).

Wagener, T. (2007). "Can we model the hydrological impacts of environmental change?" *Hydrological Processes* 21(23): 3233-3236.

Warburton, M. L., Schulze, R. E., Jewitt, G. P. W. (2012). "Hydrological impacts of land use change in three diverse South African catchments." *Journal of Hydrology* 414-415(0): 118-135.

Yang, G. X., Bowling, L. C., Cherkauer, K. A., Pijanowski, B. C., Niyogi, D. (2010). "Hydroclimatic Response of Watersheds to Urban Intensity: An Observational and Modeling-Based Analysis for the White River Basin, Indiana." *Journal of Hydrometeorology* 11(1): 122-138.

Développement et évaluation d'un modèle hydrologique distribué pour des bassins périurbains - application au bassin de l'Yzeron (150 km²)

Labbas M.^{1,2}, Branger F.¹, Braud I.¹

¹Irstea, UR HHLy, centre de Lyon-Villeurbanne, 5 rue de la Doua CS70077 69626
Villeurbanne Cedex

²AgroParisTech, F-75005 Paris, France

RÉSUMÉ

L'augmentation des surfaces imperméables et les modifications des chemins d'écoulement de l'eau par les réseaux d'assainissement unitaires et pluviaux ont un impact sur l'hydrologie des bassins versants. Les bassins périurbains, qui s'urbanisent rapidement, y sont particulièrement sensibles. Les outils de modélisation hydrologique spatialisés, simulant l'ensemble du cycle hydrologique et capables de prendre en compte l'hétérogénéité très importante de ces bassins, sont utiles à l'évaluation de l'influence des modes de gestion des eaux pluviales sur l'hydrologie. Nous proposons un nouvel outil de modélisation adapté à ces problématiques : le modèle distribué horaire J2000P. Ce modèle simule les processus hydrologiques en milieux ruraux et urbains et prend en compte les réseaux d'assainissement, les connexions à ces réseaux et les déversements des déversoirs d'orage (DO). J2000P a été mis en œuvre sur le bassin périurbain de l'Yzeron (~150 km²), situé à l'ouest de Lyon. L'évaluation, effectuée à l'exutoire de différents sous-bassins de tailles et d'occupations du sol différentes, montre des résultats très encourageants. Le modèle a tendance à sous-estimer le débit mais la dynamique des pics est bien représentée tout comme le déversement des DO.

MOTS CLÉS

Déversoir d'orage ; JAMS ; J2000P ; modélisation hydrologique distribuée ; réseau unitaire

INTRODUCTION

Les bassins périurbains, constitués d'un « patchwork » de zones urbaines, agricoles et « naturelles » (Andrieu et Chocat, 2004) sont des bassins versants complexes à étudier. L'augmentation des surfaces imperméables et les modifications des chemins d'écoulement par les réseaux d'assainissement influencent leur bilan hydrique et leur temps de réponse. Ces modifications sont notamment liées aux choix des modes de gestion des eaux pluviales : réseaux unitaires ou séparatifs, infiltration à la parcelle, etc. Le transport des eaux usées et pluviales à la station d'épuration (STEP) ou à la rivière, parfois en dehors du bassin versant, modifie les frontières hydrologiques du bassin. Les déversements des DO peuvent influencer le régime des rivières, en plus de diminuer la qualité de l'eau. Braud et *al.* (2013a) ont montré que les DO peuvent devenir les principaux contributeurs de petites rivières en période sèche. Les processus hydrologiques souterrains sont modifiés par la présence des réseaux qui peuvent drainer l'eau des nappes quand leur niveau est suffisamment haut (Rodriguez et *al.*, 2008). La modélisation hydrologique spatialisée est un outil permettant d'étudier et de quantifier les impacts de l'urbanisation croissante sur le régime hydrologique. Peu de modèles ont été développés pour être appliqués aux bassins périurbains, à l'échelle des

questionnaires et pour des simulations sur de longues périodes (> 10 ans). Cet article décrit le développement d'un modèle hydrologique distribué J2000P adapté aux bassins périurbains de taille intermédiaire (100 – 500 km²). Une fois validé, ce modèle sera utilisé comme un outil permettant de tester différentes hypothèses de fonctionnement afin d'améliorer la compréhension des processus en milieu périurbain.

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

La modélisation hydrologique de bassins périurbains est assez récente. Andrieu et Chocat (2004) avaient souligné qu'il était temps de développer des modèles pour le milieu périurbain et depuis, les recherches ont avancé sur ce domaine (Braud et *al.*, 2013b). Usuellement, les modèles sont différenciés selon le milieu étudié : rural ou urbain. Avec les modèles dits « urbains », comme CANOE (Insavalor et Sogreah, 1997) ou MOUSE (DHI, 2011), les objectifs poursuivis sont généralement le dimensionnement et la compréhension du fonctionnement des réseaux d'assainissement. D'autres décrivent à la fois la génération des écoulements et leurs transferts. C'est le cas d'URBS (Rodriguez et *al.*, 2008), mis en œuvre sur des petits bassins versants. Dans les modèles ruraux, l'objectif est de représenter au mieux les processus hydrologiques pour simuler la génération des écoulements. Le réseau d'assainissement n'y est pas représenté. Peu à peu, ces modèles ont été adaptés au milieu périurbain. C'est le cas de la version périurbaine d'ISBA-TOPMODEL (Furusho et *al.*, 2013) qui décrit le ruissellement sur surfaces imperméables et l'infiltration des eaux souterraines dans le réseau. Dans le modèle MERCEDES (Lhomme et *al.*, 2004), le routage dans le réseau d'assainissement est pris en compte en diminuant l'altitude des cellules où se trouvent le réseau. ArcEGMO-Urban (Biegel et *al.*, 2005), basé sur un modèle hydrologique rural, intègre des données urbaines pour modéliser le réseau d'assainissement et les flux de pollution. D'autres modèles dits « mixtes » combinent les deux approches. Par exemple, l'outil de modélisation MIKE (Gustafsson, 2000) inclut le modèle distribué MIKE-SHE, le modèle de réseau MOUSE et le modèle hydraulique MIKE11 ou MIKE 21 simulant les écoulements 1D ou 2D. Le modèle BlueM.Sim (Bach et *al.*, 2010) utilise une plateforme de modélisation pour coupler un modèle urbain, un modèle rural et un modèle de routage pour simuler les flux de polluants. Le modèle PUMMA (Jankowfsky et *al.*, 2014), déjà mis en œuvre sur un petit sous-bassin de l'Yzeron (2.7 km²), se base sur la combinaison de modèles ruraux et urbains réunis au sein d'une plateforme de modélisation. L'approche orientée objet utilisée contraint cependant la mise en œuvre du modèle sur des bassins de plus grande taille. La modélisation hydrologique doit donc encore évoluer afin de mieux capter les spécificités des bassins périurbains de taille intermédiaire et simuler les processus sur le long terme. C'est ce qui a motivé les travaux dont nous rendons compte ici.

MÉTHODOLOGIE

Présentation du bassin versant étudié

Le bassin de l'Yzeron, d'une superficie de 147 km², s'étend de la vallée de l'Yzeron jusqu'aux Monts du Lyonnais où il culmine à 912 m (Figure 1). L'exutoire du bassin se situe à 162 m d'altitude à la hauteur de la ville d'Oullins où la rivière Yzeron se jette dans le Rhône. C'est un bassin représentatif du milieu périurbain avec une occupation du sol très hétérogène (Jacqueminet et *al.*, 2013). En amont, les sols pentus sont recouverts de forêts et de parcelles agricoles. Le bassin s'urbanise ensuite de plus en plus jusqu'à l'aval où se trouve l'agglomération lyonnaise. Le socle géologique se compose essentiellement de gneiss et de

granite, avec quelques formations alluvionnaires à l'aval. Les sols, peu profonds et peu perméables, conduisent à une faible capacité de stockage. Le régime de type pluvial est contrasté avec de fortes périodes d'étiage en été et des crues importantes et rapides au printemps et en automne. La pluie moyenne annuelle est de 830 mm. Le climat combiné à la topographie et à la pédologie conduit à des inondations rapides dans la partie la plus urbanisée en aval. Le temps de réponse du bassin a été estimé à 12h (Braud *et al.*, 2013a).

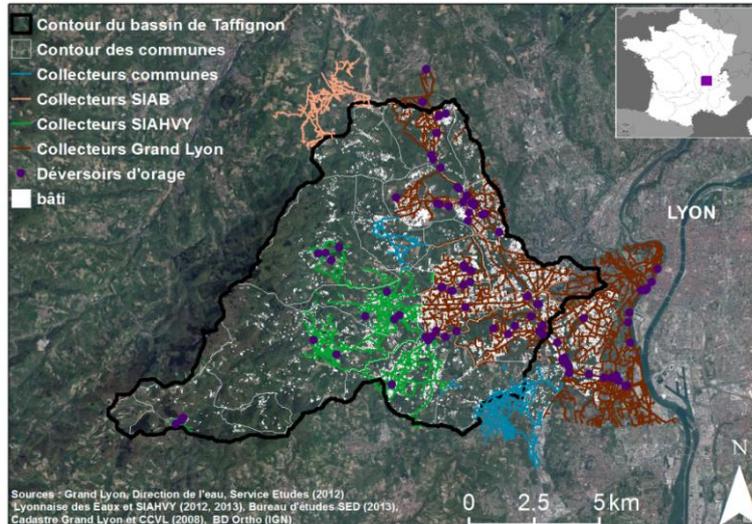


Figure 1 Le bassin versant de l'Yzeron et ses réseaux d'assainissement collectif (collecteurs et DO), gérés par différentes entités.

Depuis les années 1970, ce bassin est soumis à une forte augmentation de l'urbanisation. Malgré une politique active de déconnexion des eaux pluviales menée depuis les années 2000 par le Grand Lyon, la gestion des eaux pluviales se fait encore majoritairement au moyen de réseaux unitaires (Figure 1). Des déversoirs d'orage sont présents le long du réseau pour limiter la saturation de la STEP en cas de fortes pluies. La quasi-totalité des communes du bassin est raccordée au réseau d'assainissement du Grand Lyon. Celui-ci rejoint la station de Pierre-Bénite qui rejette dans le Rhône en dehors du bassin. Les dysfonctionnements du réseau d'assainissement sont nombreux : mauvais branchements, eaux claires parasites permanentes dues aux branchements de sources sur le réseau ou à des infiltrations de l'eau de nappe.

Données disponibles

Le bassin de l'Yzeron est instrumenté depuis les années 1960. Il fait partie de l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU), mis en place en 1999 pour étudier les rejets urbains de temps de pluie. Les débits sont mesurés par la DREAL Rhône-Alpes et Irstea à l'exutoire de 7 sous-bassins, pour certains emboîtés (Figure 2). L'ensemble des caractéristiques liées à ces stations de mesure est résumé dans le Tableau 1. Cinq DO sont instrumentés par le Syndicat d'Assainissement de la Haute Vallée de l'Yzeron (SIAHVY) dans le cadre de l'auto-surveillance depuis 2010 et un DO par Irstea depuis 2001. Plusieurs stations pluviométriques, suivies par le Grand Lyon, Irstea et Météo-France depuis 2 à 25 ans, sont réparties sur le bassin (Figure 2). Les données climatiques nécessaires au calcul de l'évapotranspiration de référence (ET_{ref}) sont issues de la réanalyse SAFRAN disponible sur toute la France au pas de temps horaire sur une grille de $8 \times 8 \text{ km}^2$ (Vidal *et al.*, 2010). Les

données géographiques sont : un MNT issu de la BD TOPO de l'IGN à la résolution de 25 m, une carte pédologique du programme DONESOL¹ une carte géologique digitalisée à partir de cartes papier du BRGM au 1:50 000. La donnée d'occupation du sol résulte de la synthèse à 2,5 m de plusieurs sources d'imagerie à haute résolution pour l'année 2008 (Jacqueminet et al., 2013). Le réseau hydrographique provient de la BD Carthage complétée par des mesures de terrain (Schmitt et al., 2004). Les données sur les réseaux ont été récupérées auprès du Grand Lyon, de syndicats d'assainissement et de communes.

Tableau 1 Description des stations hydrométriques du bassin de l'Yzeron. Les zones rurales désignent des zones faiblement urbanisées, principalement recouvertes de forêts et de cultures.

Nom Station	Surface drainée (km ²)	Occupation des sols dominante		Période disponible	Gestionnaire	% de surfaces imperméables	
		amont	aval			total	connectées
Taffignon	129	rural	très urbain	1988-2012	DREAL	16.4	8.7
Craponne	48	rural	urbain	1968-2012	DREAL	10.7	4.8
Charbonnières	22.9	rural	urbain	2010-2012	Irstea	11.3	4.1
Ratier	18.9	rural	urbain	2009-2012	Irstea	9.1	4.29
Mercier	6.7	forêt	cultures	1997-2012	Irstea	5.5	1.8
La Léchère	4.2	cultures	urbain	2005-2012	Irstea	19.6	11.8
PontBarge	2.2	cultures	urbain	1997-2001 2005-2012	Irstea	15.8	8.6

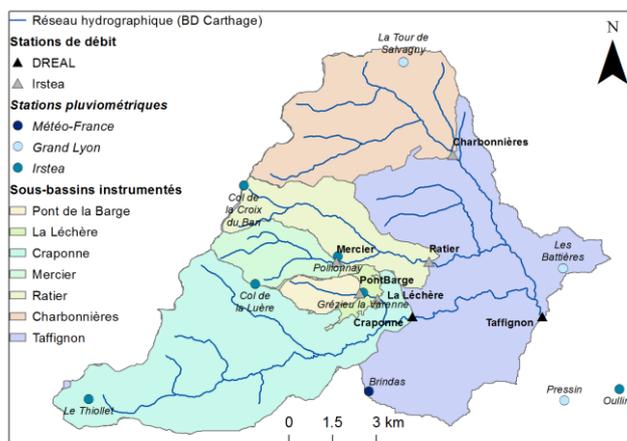


Figure 2 Emplacement des stations débitmétriques et pluviométriques et cartographie des sous-bassins drainés par les stations de débits.

Développement d'un outil de modélisation : le modèle J2000P

L'outil de modélisation développé est le modèle distribué multi-exutoire J2000P (J2000 Periurban, Labbas et al., 2013) qui fonctionne à partir de la plateforme de modélisation JAMS (Jena Adaptable Modelling System, Kralisch et al., 2007), sur la base du modèle journalier simplifié à base physique J2000 (Krause et al., 2006 ; Branger et al., 2013). L'originalité du fonctionnement modulaire de la plateforme de modélisation et la disponibilité des codes en open source ont conditionné le choix du modèle².

¹ <http://www.gissol.fr/outil/donesol/donesol.php>

² JAMS et le modèle de base J2000 sont téléchargeables gratuitement ici ; <http://jams.uni-jena.de/>.

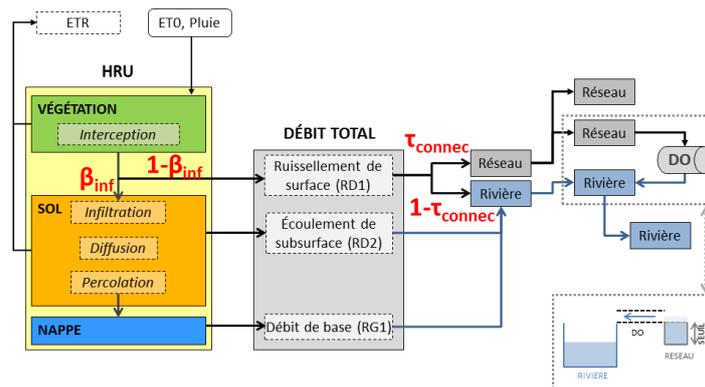


Figure 3 Processus hydrologiques se produisant dans une HRU. La répartition du ruissellement direct entre les réseaux hydrographique et unitaire est contrôlée par le paramètre τ_{convec} . Des DO déversent l'eau du réseau dans la rivière lorsque la hauteur d'eau dépasse un certain seuil.

De manière à mieux prendre en compte la dynamique rapide des processus, J2000P fonctionne au pas de temps horaire plutôt que journalier. La discrétisation spatiale est faite sur un maillage irrégulier, en unités de réponse hydrologique (HRU ; Flügel, 1995). A chaque pas de temps, le modèle simule le comportement hydrologique de chaque HRU en réponse aux forçages et calcule leur bilan hydrique. La représentation des processus hydrologiques s'appuie sur une approche par réservoirs, caractérisés par des paramètres à base physique³. Les principaux processus représentés sont : l'évapotranspiration, l'interception, le ruissellement direct sur les surfaces imperméables (RD1), l'infiltration, l'écoulement de subsurface (RD2), le stockage dans le sol et dans la nappe souterraine, et le débit de base (RG1) (Figure 3). Dans J2000P, la partition entre le ruissellement direct et l'infiltration a été modifiée pour être contrôlée par un paramètre distribué β_{inf} ou coefficient d'infiltration, propre à chaque HRU. Le débit total est calculé à partir de la production et du transfert dans les unités de modélisation de trois flux différents : RD1, RD2 et RG1.

Le routage s'effectue dans le réseau hydrographique constitué de brins de rivières et dans un réseau d'assainissement explicitement décrit, découpé en tronçons (Figure 3). Pour le moment, seul le ruissellement direct peut être transféré à la fois au réseau hydrographique et au réseau d'assainissement. La répartition entre les deux réseaux est contrôlée par le paramètre distribué τ_{convec} , qui détermine le taux de connexion au réseau de chaque HRU. De plus, un module DO a été développé et ajouté au modèle J2000P pour simuler les déversements du réseau dans la rivière lorsque le niveau d'eau dans le réseau atteint un certain seuil (Figure 3).

APPLICATION DE J2000P AU BASSIN DE L'YZERON

Construction d'un maillage adapté

Le maillage en HRU choisi est constitué de sous-bassins versants, catégorisés en « ruraux » ou en « mixtes » (Figure 4). Dans les sous-bassins dits ruraux, le ruissellement produit par les zones urbaines rejoint directement le brin de rivière drainant le sous-bassin. La gestion des eaux pluviales dans les zones urbaines de ces sous-bassins se fait à la source ou par des

³ http://jams.uni-jena.de/ilmswiki/index.php/Hydrological_Model_J2000

réseaux séparatifs. Ces réseaux ne sont pas explicitement décrits car nous faisons l'hypothèse qu'ils sont peu nombreux et qu'ils sont connectés à la rivière à l'intérieur du sous-bassin. Dans les sous-bassins dits mixtes, une partie du ruissellement des eaux pluviales généré par les zones imperméables est transférée au réseau unitaire, explicitement décrit et le reste est transféré au réseau hydrographique.

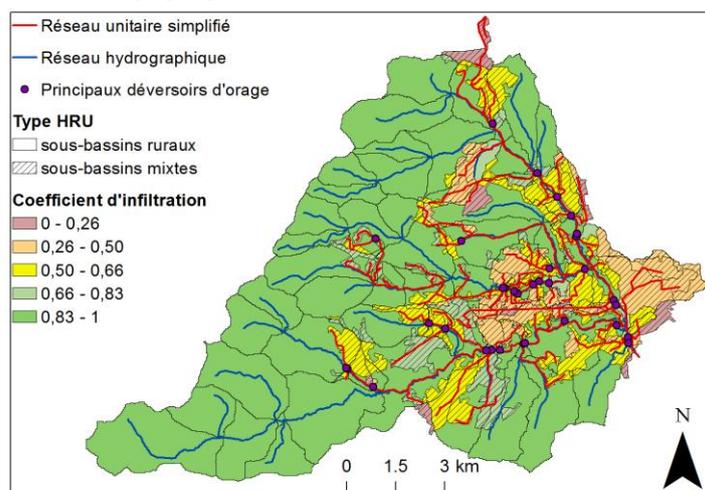


Figure 4 Maillage en sous-bassins et coefficients d'infiltration rattachés.

Les sous-bassins ruraux et mixtes sont issus de l'intersection de sous-bassins naturels et urbains. Les sous-bassins naturels ont été délimités automatiquement à partir de la topographie et du réseau hydrographique. Les sous-bassins urbains ont été délimités manuellement à partir des données sur les réseaux et leur sens d'écoulement, les zonages d'assainissement, le cadastre et l'expertise de terrain. Ils sont issus des travaux d'AVuPUR (Braud et al., 2010) pour la partie gérée par le SIAHVY à l'ouest, des travaux du Grand Lyon réalisés dans le cadre de l'application du modèle CANOE au bassin de l'Yzeron pour la partie est du bassin et de nouveaux découpages dans les zones où de nouvelles données ont été récupérées. Le bassin est ainsi composé de 310 HRU : 98 sous-bassins ruraux ($S_{tot} = 94 \text{ km}^2$, $S_{moy} = 0.9 \text{ km}^2$) et 212 sous-bassins mixtes ($S_{tot} = 35 \text{ km}^2$, $S_{moy} = 0.16 \text{ km}^2$). Le réseau hydrographique est constitué de 85 brins de longueur moyenne 1.3 km. Le réseau unitaire modélisé a été sélectionné à partir des collecteurs de plus grands diamètres : 185 tronçons de longueur moyenne 700 m (Figure 4). 34 DO ont été identifiés à partir de travaux réalisés dans le cadre du projet AVuPUR.

Forçages et paramétrage

Une ET_{ref} uniforme sur le bassin a été calculée en dehors du modèle à partir des variables climatiques des 7 mailles SAFRAN qui intersectent le bassin, selon la méthode FAO (1998). La pluie de chaque maille est calculée par un module de régionalisation à partir des 4 pluviomètres les plus proches par la méthode inverse des distances. La spécification des paramètres du modèle est effectuée sans calage, à partir des données disponibles ou de valeurs trouvées dans la littérature. Pour simplifier le paramétrage, des classes de végétation, sol et sous-sol ont été définies pour attribuer les paramètres de chaque HRU en fonction du type de végétation, sol et sous-sol majoritaire. La végétation a été catégorisée en trois classes : culture, forêt et urbain. Pour chacune de ces classes, des valeurs moyennes d'indice foliaire, coefficient cultural et profondeur racinaire ont été calculées à partir des bases FAO

(1998) et Ecoclimap (Masson et *al.*, 2003). Cinq classes de sol ont été définies et attribuent à chaque HRU une épaisseur moyenne du sol (50 à 200 cm), une capacité d'air (175 à 650 mm) et une capacité au champ (225 à 800 mm). La base de données DONESOL ne décrivant pas les sols urbains, une reconstitution des sols a été effectuée à partir de la cartographie des sols hors urbains, du réseau hydrographique et de la géologie. Deux classes de sous-sol décrivent la taille des réservoirs de nappe et leur taux de vidange (10 j).

Le coefficient d'imperméabilisation spatialisé ($1-\beta_{inf}$) est estimé à partir du pourcentage de zones imperméables dans chaque sous-bassin. Dans les sous-bassins ruraux, ce coefficient est en moyenne de 0.12 ($\sigma = 0.14$). Dans les sous-bassins mixtes, il est en moyenne de 0.46 ($\sigma = 0.17$). Certains sous-bassins mixtes peuvent être faiblement imperméabilisés (sous-bassins verts hachurés) et vice et versa (cf. Figure 4). La majorité du réseau d'assainissement du bassin collectant les eaux en milieu très urbanisé, le taux de connexion τ_{connec} a été fixé à une seule valeur de 70%. Cette valeur étant difficile à estimer, une analyse de sensibilité sur ce paramètre a été effectuée. Le paramétrage du réseau hydrographique et du réseau d'assainissement (pente, largeur, rugosité) s'est basé sur les données disponibles et les données manquantes ont été extrapolées. La rugosité a été évaluée à 25 pour la rivière et à 75 pour le réseau d'après les informations recueillies sur les matériaux. Pour les DO, une hauteur seuil de 40 cm a été choisie, ce qui correspond à la hauteur moyenne des DO répertoriés par le Grand Lyon sur le bassin de l'Yzeron.

ÉVALUATION DU MODÈLE ET DISCUSSION

Les simulations sont effectuées sur la période 2003-2012 et le modèle est évalué sur la période 2005-2012 pour correspondre aux données d'occupation du sol (carte de 2008). Pour cette période, la pluie moyenne annuelle du bassin est de 762 mm.

Tableau 2 Critères de performance calculés pour l'évaluation du modèle. Les critères de Nash ont été calculés au pas de temps horaire (en gras) et agrégé journalier. Le seuil choisi pour déterminer le pourcentage de bas débits de chaque sous-bassin est 10^{-3} fois le débit moyen observé du sous-bassin. Les débits moyens et maximaux sont ceux obtenus au pas de temps horaire.

Bassin	Nash (Q) (-)	Nash (\sqrt{Q}) (-)	Biais (%)	Bas débits Sim (%)	Bas débits Obs (%)	Q_{mean}^{sim} (m^3s^{-1})	Q_{mean}^{obs} (m^3s^{-1})	Q_{max}^{sim} (m^3s^{-1})	Q_{max}^{obs} (m^3s^{-1})
Taff.	0.46 / 0.77	0.56 / 0.65	-5	5.2	2.0	0.589	0.625	136.8	68.01
Crap.	0.65 / 0.72	0.34 / 0.39	-38	12.5	0	0.195	0.315	52.31	41.34
Charbo.	0.34 / 0.44	0.01 / 0.03	-43	12.0	0	0.056	0.098	6.23	6.41
Ratier	0.29 / 0.41	0.47 / 0.51	-17	10.1	0.1	0.084	0.102	5.32	2.14
Merc.	0.64 / 0.65	0.49 / 0.50	-24	15	12	0.034	0.049	8.75	9.50
Léch.	0.63 / 0.68	0.48 / 0.54	-34	14.6	12.9	0.012	0.018	2.17	2.88
PontB.	0.46 / 0.60	0.28 / 0.36	-7	16.1	35.7	0.011	0.011	1.73	2.85

Les premiers résultats sont encourageants comme le confirme l'analyse de différents critères de performance du modèle, à l'exutoire des 7 sous-bassins instrumentés (Tableau 2). Le critère de biais montre que le modèle a tendance à sous-estimer les débits. D'après les valeurs du critère de Nash classique (Q), la dynamique des pics de débit est bien modélisée sauf à l'exutoire des deux sous-bassins du Charbonnières et du Ratier. Les critères sont meilleurs au pas de temps agrégé journalier qu'au pas de temps horaire, ce qui montre la capacité du modèle à étudier les variations du débit sur de longues périodes plutôt que sur un événement particulier. Le critère de Nash calculé à partir de la racine carrée des débits est moins bon et souligne la difficulté à simuler la dynamique des débits moyens. Ceci est

visible également sur la Figure 5 où sont comparés les débits simulés et observés, agrégés au pas de temps journalier, à l'exutoire du bassin de Taffignon pour l'année 2008.

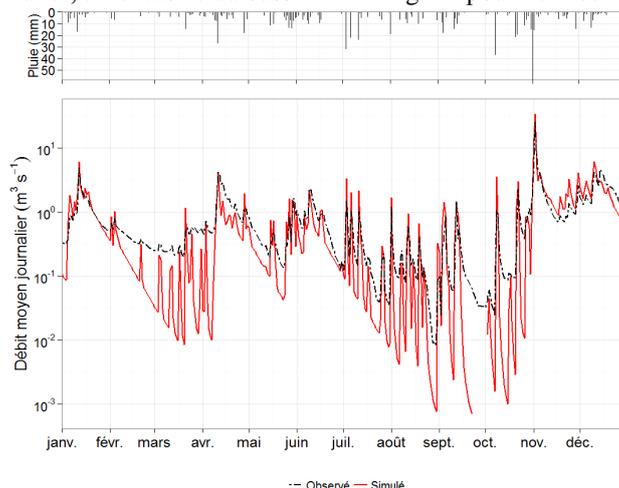


Figure 5 Débit moyen journalier observé et simulé à l'exutoire de Taffignon (échelle log) et pluie journalière pour l'année 2008.

La représentation avec l'échelle logarithmique souligne que le modèle rend bien compte de la dynamique des pics de débit mais qu'au début du printemps et en été, les récessions sont trop rapides et les bas débits trop faibles. Ce phénomène est confirmé par la comparaison des bas débits observés et simulés (Tableau 2) : simulations et observations sont en bon accord pour 4 sous-bassins dont le bassin de Taffignon et pas pour les sous-bassins de Craponne, Charbonnières et Ratier. Les débits moyens simulés sont toujours inférieurs aux débits moyens observés. A l'opposé, la comparaison des débits maximaux montre que le modèle a plutôt tendance à surestimer les pics de crue, notamment pour le bassin de Taffignon. Ces résultats soulignent la réactivité trop forte du modèle : pics importants et récessions trop rapides. La représentation du ruissellement sur les surfaces imperméables peut être à l'origine de ce comportement. A cette étape de l'évaluation du modèle, peu de différences sont observées entre les comportements des différents sous-bassins, qui ont pourtant des occupations du sol assez différentes. Pour la période estivale, où la contribution majeure au débit est le ruissellement direct, une analyse de sensibilité au taux de connexion a été menée (Figure 7). Une augmentation de $\pm 43\%$ de ce taux entraîne une variation de débit moyen interannuel de $0,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en période estivale (7,5 % du débit moyen interannuel observé).

Le modèle simule des déversements dans 11 DO : 5 dans la partie gérée par le SIAHVY, 6 dans la partie gérée par le Grand Lyon (Figure 6). Des analyses plus détaillées sont nécessaires mais les premiers résultats montrent qu'à l'ouest, dans la partie gérée par le SIAHVY, les déversements simulés correspondent géographiquement à ceux observés à Vaugneray et à Brindas, dans le cadre de l'autosurveillance des DO. Cependant, le modèle ne simule pas de déversements dans les 2 DO instrumentés par le SIAHVY et Irstea à Grézieu alors que des déversements y sont observés. Une première comparaison des résultats de simulation du modèle J2000P et du modèle CANOE dans la partie aval gérée par le Grand Lyon montre que les volumes moyens déversés simulés par J2000P sont inférieurs à ceux simulés par CANOE (résultats non représentés sur la figure). CANOE simule également des déversements à plus d'endroits que J2000. Le modèle simule donc bien des déversements mais pas autant en nombre et en quantité que dans la réalité ou que dans un modèle détaillant

plus précisément les singularités du réseau. La tendance de J2000P à sous-estimer les débits et donc certainement le ruissellement peut être une cause de ce résultat.

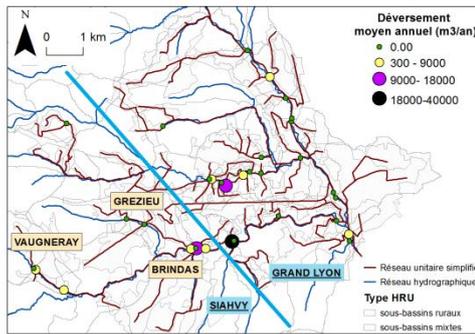


Figure 6 Déversements moyens annuels des DO entre 2005 et 2012. Zoom sur l'aval urbanisé.

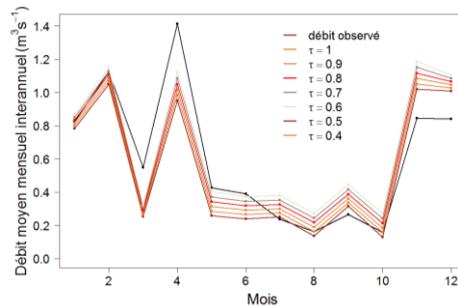


Figure 7 Sensibilité du modèle au paramètre de taux de connexion : débits moyens mensuels interannuels simulés entre 2005 et 2010 pour différents taux de connexion.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Par rapport aux travaux passés (Branger et al., 2013), les résultats obtenus avec le modèle J2000P suite à la spatialisé du coefficient d'infiltration et à l'ajout du réseau d'assainissement sont très encourageants. Cela montre l'importance de la prise en compte des processus hydrologiques en milieu urbain pour étudier des bassins périurbains de taille intermédiaire. Des tests de sensibilité à certains paramètres tels que le coefficient de vidange du réservoir de nappe ou le coefficient de rugosité de la rivière devraient permettre d'identifier plus précisément les paramètres les plus sensibles et les processus mal représentés afin d'apporter des améliorations au modèle. Ces analyses de sensibilité permettront de tester des hypothèses de fonctionnement et de hiérarchiser l'importance des différents processus hydrologiques. La prise en compte des incertitudes sur les débits observés (Le Coz et al., 2013) et la pluie pourra également aider à mieux évaluer le modèle. Des cartes d'occupation du sol sont par ailleurs disponibles à plusieurs dates entre 1945 et 2008 et seront utilisées pour tester, à climat constant, comment l'urbanisation et les différents modes de gestion au cours du temps peuvent impacter la réponse hydrologique.

REMERCIEMENTS

Les données proviennent du projet AVuPUR (contrat ANR-07-VULN-01), de l'OTHU, du Grand Lyon et du SIAHVY. Ce travail fait partie du projet EC2CO BVPU/ROSENHY.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Andrieu, H. et Chocat, B. (2004). Introduction to the special issue on urban hydrology. *J. Hydrol.*, 299(3-4):163–165.
- Bach, M and Ostrowski, M. (2013). Analysis of intensively used catchments based on integrated modelling. *Journal of Hydrology*, 485: 148-161
- Biegel, M., Schanze, J. and Krebs, P. (2005). ArcEGMO-urban - hydrological model for point sources in river basins. *Water Science & Technology* 52 (5), 249–256.
- Branger, F., Kermadi, S., Jacqueminet, C., Michel, K., Labbas, M. (2013). Assessment of the influence of land use data on the water balance components of a peri-urban catchment using a distributed modelling approach. *J. Hydrol.* 505:312-325.

- Braud, I.** et al. (2010). The AVuPUR project (Assessing the Vulnerability of Peri-Urbans Rivers): experimental setup, modelling strategy and first results, *Proceedings of the 7th Novatech 2010 Conference*, Lyon, France, 10p.
- Braud, I., Breil, P., Thollet, F., Lagouy, M., Branger, F., Jacqueminet, C., Kermadi, S., Michel, K.** (2013a). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized peri-urban catchment in France. *J. Hydrol.* 485:5–23.
- Braud, I., Fletcher, T.D., Andrieu, H.** (2013b) Hydrology of peri-urban catchments: Processes and modelling, *J. Hydrol.*, 485:1-4.
- DHI** Danish Hydraulic Institute, 2011. Mike urban - building a simple Mouse model in MIKE URBAN. Technical report, DHI Water and Environment, Horsholm, Denmark.
- FAO** (1998). Crop Evaporation – Guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper n°56, FAO, Rome.
- Flügel, W.-A.** (1995). Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrol. Process.* 9 (3–4), 423–436.
- Furusho, C., Chancibault, K., Andrieu, H.** (2013). Adapting the coupled hydrological model ISBA-TOPMODEL to the long-term hydrological cycles of suburban rivers: Evaluation and sensitivity analysis. *J. Hydrol.*, 485:139-147.
- Gustafsson, L., Winberg, S., Refsgaard, A.** (1996). Towards a physically based model description of the urban aquatic environment. In Verworn, F.-R., editor, 7th ICUDSD, Hannover, 1467–1472.
- INSAVALOR-SOGREAH** (1997). CANOE- Logiciel d'hydrologie urbaine. Conception et évaluation de réseaux d'assainissement. Simulation des pluies, des écoulements et de la qualité des eaux.
- Jacqueminet, C., Kermadi, S., Michel, K., Béal, D., Gagnage, M., Branger, F., Jankowsky, S., Braud, I.** (2013). Land cover mapping using aerial and VHR satellite images for distributed hydrological modeling of peri-urban catchments: application to the Yzeron catchment. *J. Hydrol.* 485:68–83.
- Jankowsky, S., Branger, F., Braud, I., Rodriguez, F., Debionne, S., Viallet, P.** (2014). Assessing anthropogenic influence on the hydrology of small peri-urban catchments: development of the object-oriented PUMMA model by integrating urban and rural hydrological models, *J. Hydrol.*, in revision.
- Kralisch, S., Krause, P., Fink, M., Fischer, C., Flügel, W.** (2007). Component based environmental modelling using the JAMS framework. In: Oxley, L., Kulasiri, D. (Eds.), *Proceedings of the MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation*. Christchurch, New-Zealand, pp. 812–818.
- Krause, P., Base, F., Bende, U., Fink, M., Flügel, W. et Pfennig, B.** (2006). Multiscale investigations in a mesoscale catchment - hydrological modelling in the gGera catchment. *Adv. Geosci.*, 9:53–61.
- Labbas, M., Branger, F., Braud, I., Kralisch, S., Jacqueminet, C., Kermadi, S., Michel, K., Joliveau, T., Dodane, C., Volte, E.** (2013). Multi-scale approach to assess the impacts of land use evolution and rainwater management practices on the hydrology of periurban catchments: application to the Yzeron catchment (150 km²). In *Novatech 2013*, 10p, Lyon, France.
- Le Coz, J., Renard, B., Bonnifait, L., Branger, F., Le Boursicaud, R.** (2013). Combining hydraulic knowledge and uncertain gaugings in the estimation of hydrometric rating curves: a Bayesian approach. *J. Hydrol.*, 509, 573–587.
- Lhomme, J., Bouvier, C., Perrin, J.L.**, 2004. Applying a GIS-based geomorphological routing model in urban catchments. *J. Hydrol.*, 299 (3-4), 203-216.
- Masson, V., Champeaux, J., Chauvin, F., Meriguet, C., Lacaze, R.** (2003). A global database of land surface parameters at 1-km resolution in meteorological and climate models. *J. Clim.* 16, 1261–1282.
- Rodriguez, F., Andrieu, H. et Morena, F.** (2008). A distributed hydrological model for urbanized areas - model development and application to case studies. *J. Hydrol.*, 351(3-4):268–287.
- Schmitt L., Valette L., Valin K., Piegay H., Hallot E.** (2004). Proposition d'une méthode de typologie hydro-géomorphologique des cours d'eau et test sur un sous-bassin du Rhône (bassin de l'Yzeron). *Mosella*, XXIX, 3-4, 323-340.
- Vidal, J.P., Martin, E., Franchisteguy, L., Baillon, M., Soubeyroux, J.**(2010). A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the SAFRAN system. *Int. J. Climatol.* 30, 1627–1644.

Modélisation des stratégies de régulation des débits et d'abattement des volumes ruisselés pour la maîtrise à la source des flux de contaminants

¹Sage J., ²Berthier E., ¹Gromaire M.-C.

¹Université Paris-Est, LEESU, UMR MA 102, ENPC, 77455 Champs-sur-Marne

²CEREMA, Direction territoriale Ile-de-France, 12 rue Teisserenc de Bort, 78180, Trappes

RESUME

Bien que la maîtrise à la source des flux d'eau et de polluants soit à l'heure actuelle largement encouragée pour limiter les impacts du rejet d'eaux pluviales urbaines sur les milieux récepteurs, les critères de gestion donnés aux aménageurs demeurent assez variables d'un pays à l'autre et restent souvent peu explicites. Les critères hydrologiques sont par exemple fréquemment exprimés comme des objectifs de réduction des débits de pointe et plus rarement d'abattement des volumes ruisselés. Si ces critères sont généralement supposés permettre de limiter les rejets de contaminants à l'amont, peu d'éléments objectifs permettent toutefois de réellement quantifier leur effet, et la détermination de valeurs optimales pour la régulation des débits comme pour l'abattement des volumes ruisselés demeure par ailleurs une question ouverte. La méthodologie présentée ici vise donc à analyser la pertinence des approches d'abattement des volumes ruisselés ou de régulation des débits pour la maîtrise à la source des flux de polluants. La mise en œuvre de ces deux stratégies a été simulée (sur une période de 15-ans) à partir d'un modèle relativement simple d'ouvrage perméable végétalisé vers lequel seraient dirigées des eaux de ruissellement de chaussées urbaines. Les premiers résultats indiquent que l'abattement de volumes de ruissellement modérés pourrait donner lieu à une réduction importante des flux de polluants dirigés vers les milieux, bien que l'efficacité des solutions mises en œuvre semble dépendante de la dynamique d'émission des contaminants considérés.

MOTS CLES

Chaussées ; Dynamique ; Lessivage ; Polluants ; Techniques alternatives

INTRODUCTION

Au cours des dernières décennies, l'insuffisance des solutions « conventionnelles » de traitement et d'évacuation des eaux pluviales urbaines a rendu nécessaire l'émergence de nouvelles logiques d'aménagement supposant une gestion décentralisée du ruissellement pour en limiter/réguler le rejet vers les réseaux d'assainissement ou les milieux superficiels. Le contrôle à la source s'est donc progressivement imposé, tant dans les milieux opérationnels que scientifiques, comme un élément incontournable pour une gestion à moindre impact des eaux pluviales urbaines (Low Impact Development ou Sustainable Urban Drainage Systems dans les pays anglo-saxons) (Ahiablame et al., 2012).

Néanmoins, bien que l'adoption de ces solutions de gestion « plus durables » ou « à moindre impact » du ruissellement soit aujourd'hui fortement encouragée par les pouvoirs publics et, plus généralement considérée comme une condition nécessaire à la maîtrise des flux de polluants dirigés vers les milieux récepteurs, les critères de conception des solutions de gestion des eaux pluviales donnés aux aménageurs demeurent assez variables d'un pays à l'autre et souvent peu précis. Ainsi, tandis que la définition d'objectifs d'interception volumiques est assez fréquente outre-Atlantique (MDE, 2009; MPCA, 2005; PDEP, 2006), la donnée d'un débit maximal admissible vers les réseaux ou les milieux récepteurs demeure souvent, en France, l'unique critère de gestion des eaux pluviales fourni aux aménageurs (Petrucci, 2012). Si de récentes études semblent indiquer que ce type de critère pourrait ne pas toujours être le mieux adapté à la maîtrise à la source des flux d'eau et de contaminants (Bressy, 2010; Petrucci et al., 2013), très peu d'éléments permettent toutefois de réellement quantifier leur effet en matière de réduction des rejets de polluants.

Le travail suivant vise donc à préciser, en se basant sur une modélisation couplée des flux d'eau et de polluants, l'incidence des stratégies d'abattement des volumes ruisselés et de régulation des débits, lorsque le ruissellement est géré à l'échelle de la parcelle dans des ouvrages perméables et végétalisés, en considérant différents types de surfaces urbaines, de dynamiques d'émission des polluants, ou de configurations d'ouvrage (dimensions, caractéristiques des sols...).

METHODOLOGIE

Contexte et principes généraux

Comme indiqué précédemment, la finalité de la démarche proposée est l'évaluation de différentes stratégies de gestion à la source des eaux pluviales, en distinguant les approches de régulation des débits et d'abattement des volumes ruisselés. Cette évaluation reposera alors principalement sur l'analyse de la distribution des masses événementielles rejetées vers les milieux récepteurs et des abattements simulés sur des périodes longues pour les différentes solutions étudiées.

L'efficacité des techniques alternatives étant généralement assez variable d'un événement à l'autre, l'analyse des différentes stratégies de gestion des eaux pluviales ne saurait être satisfaisante sans une simulation de leur fonctionnement pour une gamme représentative d'événements pluvieux (Wild and Davis, 2009). De plus, l'abattement (en masse ou en volume) obtenu à l'échelle d'un événement est fortement conditionné par l'état hydrique de l'ouvrage en début de pluie, et donc par la façon dont se succèdent les événements pluvieux (Hatt et al., 2009). L'évaluation des approches de régulation des débits et d'abattement des volumes ruisselés repose donc ici sur une modélisation en continu, pour une chronique de pluie suffisamment longue (15 ans), du fonctionnement des techniques alternatives et des flux de polluants dirigés vers les milieux superficiels.

Différentes études ont par ailleurs mis en évidence une importante variabilité temporelle des concentrations dans les eaux de ruissellement. Généralement, les caractéristiques des pluies permettent d'expliquer au moins partiellement ces fluctuations des concentrations d'un événement à l'autre ou au cours d'une pluie. Ainsi, les concentrations de matières en suspension (MES) lessivées au niveau des surfaces urbaines sont par exemple supposées dépendre directement de l'intensité des précipitations (Egodawatta et al., 2007; Gnecco et al., 2005). De la même manière, plusieurs résultats semblent indiquer que les durées de temps

sec entre les pluies conditionnent en partie les concentrations métalliques observées dans les eaux de ruissellement (Gromaire et al., 2011; He et al., 2001). A l'échelle intra-évènementielle, une forte décroissance des concentrations en métaux dissous issus des surfaces métalliques est généralement observée en début de pluie (Förster, 1996; Schriewer et al., 2008) tandis que ce phénomène n'est pas nécessairement vérifié dans le cas de polluants particuliers mis en suspension sur les chaussées (Deletic, 1998). S'il est souvent considéré qu'il devrait être tenu compte de cette contamination plus importante des premiers millimètres de ruissellement pour la conception des techniques alternatives, peu d'études ont en réalité clairement mis en évidence l'incidence de la dynamique d'émission des polluants sur l'efficacité des techniques alternatives.

Principe de la chaîne de modélisation

Des modèles couplés de production des flux d'eau et de polluants ont été développés ou adaptés de travaux antérieurs afin de simuler l'effet des stratégies de régulation des débits et d'abattement des volumes ruisselés pour le zinc issu de toitures métalliques et les MES des chaussées urbaines (ces deux situations correspondant à des dynamiques d'émission différentes).

Le comportement hydrologique des toitures et des voiries est été bien documenté (Ragab et al., 2003a, 2003b; Ramier, 2004). Des modèles relativement simples peuvent être utilisés avec une paramétrisation reposant principalement sur des résultats de la littérature (coefficients de ruissellements calculés sur des périodes longues, ou mesures directes des pertes au ruissellement). Les processus associés aux émissions de contaminants par temps de pluie sont en revanche nettement plus complexes et encore mal connus. Différents modèles de la littérature, préalablement calés et validés à partir de données expérimentales, sont donc employés dans cette étude.

Les volumes de ruissellement et les flux de polluants associés générés pour une chronique de 15 années de pluie en région Ile-de-France sont alors utilisés comme données d'entrée d'un modèle conceptuel de technique alternative végétalisée et perméable (de type noue, jardin de pluie, bassin enherbé...) pour lequel des stratégies de régulation des débits ou d'abattement des volumes ruisselés sont simulées et évaluées en se basant sur les flux de polluants calculés en sortie d'ouvrage (cf. figure 1).

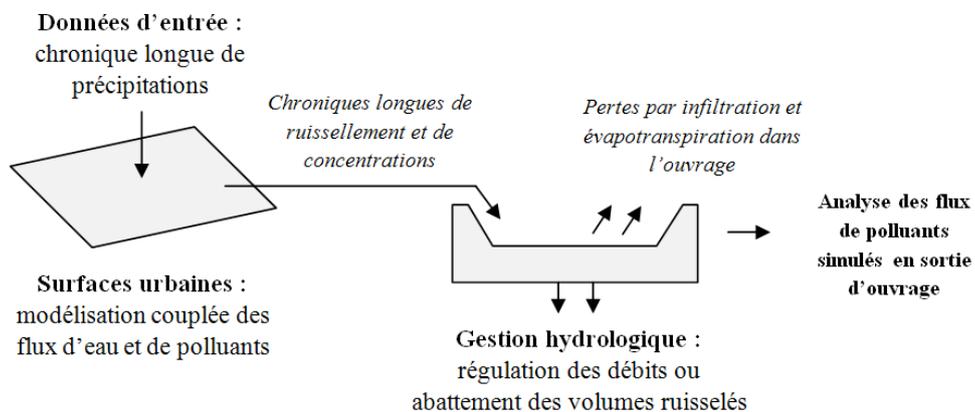


Figure 1. Approche proposée pour l'évaluation des stratégies de régulation des débits et d'abattement des volumes ruisselés

Représentation de la gestion hydrologique

Une représentation très schématique de l'ouvrage a été ici retenue. Ce dernier est supposé rectangulaire, à berges verticales (cf. figure 2) et peut être décrit par les paramètres suivants : sa taille b (ratio entre surface de l'ouvrage et surface d'apport), une hauteur d'eau h_p (exprimée en mm de ruissellement sur la surface d'apport) correspondant à un volume d'abattement uniquement vidangé par infiltration ou évapotranspiration, et, dans le cas de la régulation des débits, h_{max} , la capacité maximale de stockage de l'ouvrage (également exprimée en mm de ruissellement sur la surface d'apport) et la loi de vidange $Q(h)$. Le rejet d'eau est donc supposé se produire par surverse de l'ouvrage ou à travers le dispositif de régulation des débits. Les flux de polluants sortant de l'ouvrage sont alors calculés en considérant ce dernier comme un réacteur parfait (mélange instantané des volumes entrants et stockés).

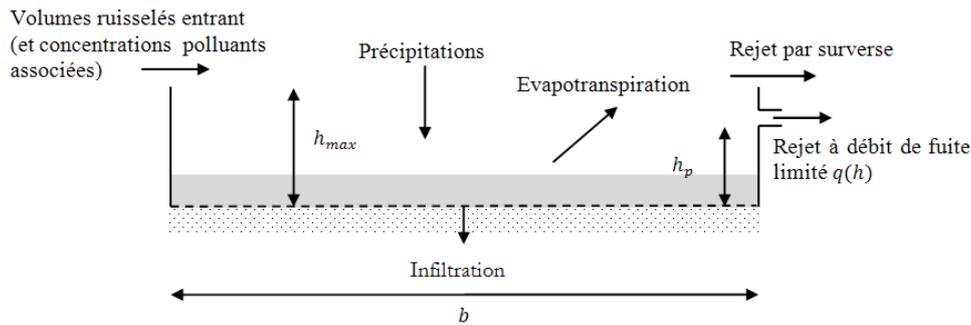


Figure 2. Modèle conceptuel adopté pour la simulation des différentes stratégies de gestion des eaux pluviales

L'effet de l'ouvrage sur les flux de polluants rejetés vers les milieux dépendra ici directement de son fonctionnement hydrologique (et des volumes infiltrés ou évapotranspirés) ; une analyse de sensibilité approfondie sera donc probablement nécessaire pour préciser l'incidence des différentes hypothèses de modélisation. On pourra par exemple chercher à comparer plusieurs modèles d'infiltration afin de déterminer si une description simplifiée de sol peut ou non fournir une estimation raisonnable des volumes infiltrés dans l'ouvrage.

Il semble par ailleurs important de remarquer que la modélisation de l'ouvrage est ici strictement hydrologique et ne permet pas de rendre compte de processus spécifiques tels que la décantation ou l'adsorption. S'il est possible qu'une telle hypothèse conduise à sous-estimer l'efficacité des solutions de gestion des eaux pluviales, on pourra cependant noter que la gestion à la source est généralement envisagée comme une méthode reposant plus sur le rétablissement des conditions hydrologiques naturelles que sur des processus spécifiques de « dépollution » (Ahiablame et al., 2012). Par ailleurs, des travaux récents semblent également indiquer que les techniques alternatives n'ont parfois (et en particulier à l'amont) qu'un effet limité sur les concentrations en polluants (Davis et al., 2009; Trowsdale and Simcock, 2011) : ainsi, l'abattement des flux de polluants pourrait donc être en grande partie expliqué par l'abattement des volumes ruisselés (Bressy, 2010).

Cas d'étude : les chaussées du Marais à Paris

Afin d'illustrer la méthodologie proposée, des chroniques longues de ruissellement et de concentrations en MES sont ici simulées pour plusieurs chaussées du bassin versant du Marais (à Paris) en se basant notamment sur les résultats de Kanso (2004). L'effet des

stratégies d'abattement des volumes ruisselés et de régulation des débits est ainsi évalué pour différentes dynamiques d'émission des polluants au niveau des chaussées, en retenant dans un premier temps une approche simplifiée pour la modélisation des solutions de gestions des eaux pluviales mises en œuvre.

Modélisation hydrologique des chaussées

Les pertes au ruissellement sur les chaussées sont ici modélisées par un simple volume d'interception vidangé par évaporation (calculée à partir de données fournies par météo-France) et infiltration (bien que celle-ci soit en pratique très limitée). En se basant sur les résultats de la littérature (Lemonsu et al., 2007; Ragab et al., 2003b; Ramier, 2004), le volume d'interception et la vitesse d'infiltration sont respectivement prises égales à 1mm et 10^E-8 m/s. Le coefficient de ruissellement moyen obtenu pour les 15 années de simulation est alors de 0.71 ce qui est comparable aux valeurs mesurées par Ramier (2004) ou Ragab et al (2003b).

Modélisation des flux de MES

Dans sa thèse, Kanso (2004) a évalué le pouvoir prédictif des modèles usuels d'accumulation-lessivage des MES en se basant sur des mesures effectuées au niveau de 6 chaussées du Marais à Paris sur une période de 16 mois (Kanso, 2004). Des résultats satisfaisants ont été obtenus pour 5 de ces chaussées. Ces modèles sont donc employés, avec les valeurs de paramètres calés par Kanso, pour simuler les fluctuations des concentrations en MES dans les eaux de ruissellement au cours des pluies. La durée de temps sec séparant les événements pluvieux n'est apparue avoir d'influence sur les flux de MES mesurés que pour une seule des cinq chaussées étudiées. Deux modèles d'accumulation ont donc été proposés, le premier supposant que le stock de polluants en surface augmente avec la durée de temps sec (chaussée 3), et le second, que la reconstitution de ce stock en fin de pluie est instantanée (chaussées 1, 2 4 et 5). Le modèle de lessivage retenu est quand à lui le même pour les 5 chaussées (mais avec des valeurs de paramètres propres à chacune d'entre elles, traduisant ainsi des différences de dynamique d'émission).

Accumulation : $M_{DISP}(t_0) = M_0$ ou $M_{DISP}(t_0) = M_0 \cdot (1 - e^{-K_{acc} \cdot DTS})$
 (chaussées 1,2 4 et 5) (chaussées 3 uniquement)

Lessivage : $M_{MES}(t) = M_{DISP}(t) \cdot (1 - e^{-W \cdot i(t)^\omega \cdot dt})$

- Avec :
- $M_{MES}(t)$ la masse de MES lessivée entre les dates t et t+dt (g/m²)
 - $M_{DISP}(t)$ le stock disponible à la date t (g/m²) et $M_{DISP}(t+dt) = M_{DISP}(t) - M_{MES}(t)$
 - $M_{DISP}(t_0)$ le stock disponible en début d'évènement (g/m²) (les évènements étant identifiés en retenant une durée minimale de temps sec de 24h entre les pluies)
 - DTS la durée de temps sec (en jours) précédent l'évènement pluvieux
 - i(t) l'intensité précipitée (mm/h)
 - M_0, W, ω, K_{acc} des paramètres des modèles (cf. tableau 1)

Tableau 1. Paramètres des modèles d'accumulation et lessivage

	Chaussée 1	Chaussée 2	Chaussée 3	Chaussée 4	Chaussée 5
W	$3.7 \cdot 10^E-2$	$3.6 \cdot 10^E-1$	$4.2 \cdot 10^E-2$	$1.0 \cdot 10^E-1$	$2.7 \cdot 10^E-2$
ω	1.3	0.9	1.3	1.0	1.4
M_0 (g/m ²)	2.0	0.5	4.5	2.2	1.9
K_{acc} (j ⁻¹)	/	/	0.1	/	/

Modélisation de la gestion hydrologique

Une description simplifiée des pertes dans l'ouvrage est dans un premier temps adoptée en faisant l'hypothèse d'une infiltration à vitesse constante (K_{TA}) et d'une perte initiale en surface de 5-mm au fond de l'ouvrage (Rodriguez et al., 2008). On supposera par ailleurs que la régulation des débits est effectuée à travers un simple orifice circulaire ; le débit rejeté $Q(h)$ peut alors être calculé à partir de la loi suivante :

$$Q(h) = A\sqrt{h} \quad \text{et} \quad A = Q(h_{max})/\sqrt{h_{max}} \quad (1)$$

Avec : - $Q(h)$ le débit de rejet pour une hauteur d'eau (normalisée) h dans l'ouvrage (l/s/ha)
- h la hauteur d'eau (normalisée) dans l'ouvrage (mm)
- A un coefficient choisit tel que la condition (1) soit satisfaite (ce qui revient à considérer que la taille de l'orifice est choisit de sorte que le débits de fuite ne dépasse pas le débit de consigne $Q(h_{max})$ lorsque l'ouvrage est plein

RESULTATS ET DISCUSSION

Approches volumiques

Une gestion des eaux pluviales basée sur des critères volumiques est dans un premier temps simulée pour des objectifs d'abattement ($h_p = h_{max}$) de 2.5 à 20mm et différentes vitesses d'infiltration. La taille de l'ouvrage est ici fixée à 2.5% de la surface de chaussée drainée, ce qui correspond à une valeur relativement faible pour des solutions de gestion à la source tels que des jardins de pluie (Wild and Davis, 2009; Zhang and Guo, 2012). La figure 3 fait apparaître la moyenne des abattements calculés sur les 5 chaussées pour différentes configurations d'ouvrage en termes de vitesse d'infiltration et de hauteur d'eau ciblée :

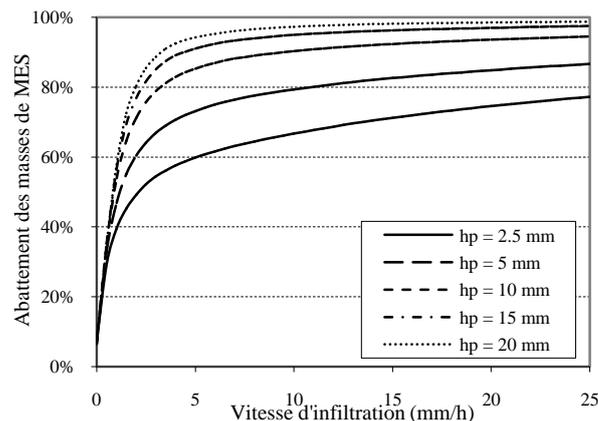


Figure 3. Abattements moyens simulés pour différents objectifs d'abattement volumiques ($h=2.5\%$)

Ces premiers résultats semblent indiquer que l'abattement de hauteurs d'eau relativement modestes pourrait donner lieu, dans la plupart des situations, à une réduction significative des rejets de polluants vers les milieux. Ainsi, un abattement de 60% des flux de MES est par exemple aisément obtenu (y compris pour de faibles vitesses d'infiltration) en ciblant des volumes de ruissellement de l'ordre de 5 millimètres. On notera par ailleurs que les

abattements calculés correspondent au cas d'un ouvrage de petite taille ($b=2.5\%$). Cette performance pourrait donc être nettement améliorée en retenant une surface plus importante donnant lieu à des pertes par infiltration ou évapotranspiration plus élevées (voir figure 3).

Comparaison aux stratégies de régulation

Afin de comparer de façon théorique la pertinence des critères de gestion volumiques à ceux de régulation des débits, les volumes d'ouvrage (h_{max}) et vitesses d'infiltration (K_{TA}) requises pour atteindre un abattement de 85% des flux de MES (en moyenne sur les 5 chaussées) sont calculées pour chacune des deux approches. La régulation des débits est ici supposée être effectuée dans un ouvrage sans volume mort pour un débit de consigne de 1 l/s/ha. Les résultats obtenus sont fournis figure 4.

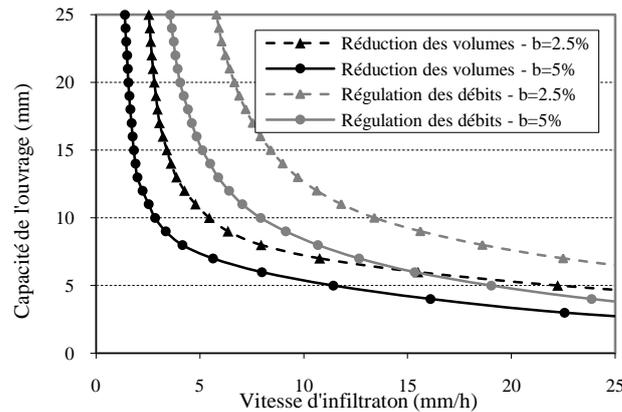


Figure 4. Caractéristiques de l'ouvrage requises pour atteindre 85% d'abattement des MES ($b=2.5\%$, $Q(h_{max})=1$ l/s/ha)

Ces résultats indiquent en premier lieu qu'à taille d'ouvrage équivalente, les techniques alternatives conçues pour l'abattement des volumes ruisselés donnent lieu à un abattement des flux de MES nettement plus important que des ouvrages de régulation, y compris pour de faibles débits de fuite. Avec une vitesse d'infiltration de 5 mm/h et une surface correspondant à 2.5% de la surface drainée, l'objectif d'abattement de 85% des masses de MES ne peut par exemple être atteint pour la régulation des débits alors qu'il ne nécessiterait qu'un volume mort (h_p) de 12mm dans le cas de l'abattement des volumes ruisselés. Cette différence entre les deux approches tend cependant à diminuer lorsque les vitesses d'infiltration augmentent. L'abattement des flux de polluants est en effet principalement expliqué par les pertes continues dans l'ouvrage (infiltration et évapotranspiration) et sera donc d'autant plus important que le débit de fuite est faible devant ces dernières. Ainsi, pour un ratio de surface b de 2.5%, un débit de fuite de 1 l/s/ha correspond à un rejet de 14.4 mm/h. Cette valeur de 1 l/s/ha n'étant atteinte que lorsque l'ouvrage est plein, le débit de rejet effectif est alors nettement inférieur et peut donc rapidement devenir négligeable devant les pertes continues par infiltration et évapotranspiration.

Afin de mieux appréhender la différence entre les approches de régulation des débits et d'abattement des volumes ruisselés, les distributions des masses événementielles de MES obtenues pour chacune de ces stratégies sont comparées pour deux configurations correspondant à un abattement de 85% des flux de MES sur la période de simulation. En retenant une vitesse d'infiltration de 10 mm/h et un ratio surface d'ouvrage-surface d'apport (b) de 2.5%, les résultats précédents indiquent que la régulation des débits à 1 l/s/ha dans un

ouvrage de capacité h_{\max} de 12mm (sans volume mort) équivaut, sur la période de simulation, à la mise en œuvre d'un ouvrage présentant un volume mort (h_p) de 8mm. Comme le montre la figure 4, si la régulation des débits permet d'obtenir une réduction importante des flux de MES pour les événements rares, elle donne en revanche lieu à un rejet quasi systématique de polluants pour les pluies courantes. L'efficacité plus réduite des stratégies de régulation des débits s'explique donc principalement par leur effet limité vis-à-vis des pluies faibles: la présence d'un volume mort dans les ouvrages de régulation est donc probablement souhaitable pour réduire plus efficacement la fréquence des rejets de polluants.

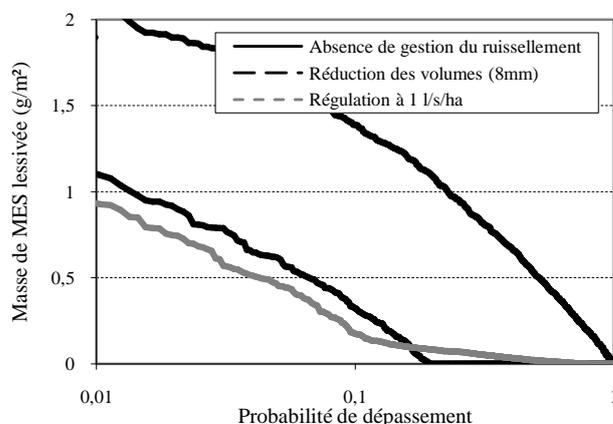


Figure 5. Distribution des masses évènementielles de MES pour la régulation des débits et l'abattement des volumes ruisselés dans des configurations équivalentes ($b=2.5\%$; $K=10\text{mm/h}$)

Effet de la dynamique d'émission

Alors que les résultats précédents ne font apparaître que la moyenne des abattements simulés sur les 5 chaussées du Marais, la figure 3 permet de mettre en évidence l'effet de la dynamique d'émission des polluants sur les abattements simulés (dans le cas d'une stratégie d'abattement des volumes ruisselés). Pour un volume cible (h_p) de 5mm, on observe par exemple jusqu'à 23% d'écart entre les abattements en masse de MES simulés pour les différentes chaussées et les abattements en volume de ruissellement. Ces différences résultent alors directement de la paramétrisation des modèles d'A. Kanso et des dynamiques d'émissions simulées pour chacune des chaussées.

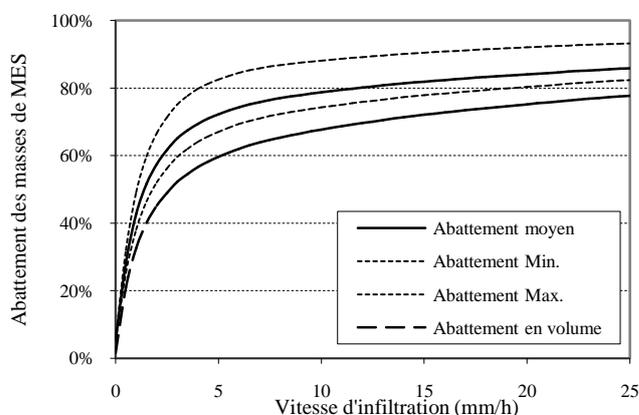


Figure 5. Abattements simulés pour les différentes chaussées ($h_p=5\text{mm}$, $b=2.5\%$)

La réduction des flux de MES la plus importante est obtenue sur la chaussée 2 alors que la moins bonne performance est simulée pour la chaussée 5 (bien que le même modèle soit employé). Afin de mieux comprendre l'écart important entre ces deux chaussées, une caractérisation sommaire de la dynamique d'émission simulée sur chacune d'entre elles est ici proposée. Les « courbes-MV », représentant la masse de polluants cumulée (normalisée) en fonction du volume de ruissellement cumulé (normalisé) sont fréquemment employées pour visualiser la dynamique d'émission des polluants à l'échelle d'une pluie (Bertrand-Krajewski et al., 1998). Une simple fonction puissance ($M=V^c$) est donc ici ajustée pour chaque événement pluvieux. La distribution du paramètre c permet alors de comparer le comportement des deux modèles de production des MES sur les 15 années de simulation (figure 6).

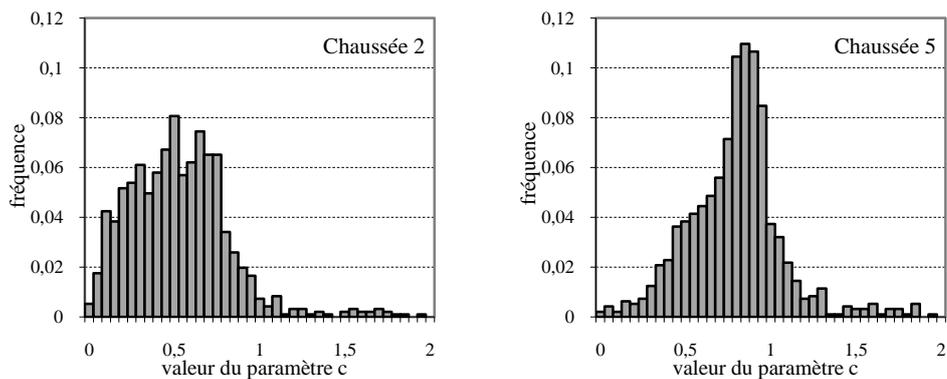


Figure 6. Résultat de l'ajustement de courbes MV sur les chaussées 2 et 5 (Distribution du paramètre c)

Les valeurs du paramètre c ajustées pour la chaussée 2 sont globalement nettement inférieures à celles obtenues pour la chaussée 5. La proportion de la masse de MES associée à un événement lessivée en début de pluie est donc généralement plus importante sur la chaussée 2 que sur la chaussée 5. L'abattement des premiers millimètres de ruissellement donne alors probablement lieu à une réduction plus marquée des flux de polluants pour la première, tandis qu'à l'inverse, les concentrations simulées pour la seconde étant plus constantes au cours de la pluie (c proche de 1), l'abattement des flux de MES demeure, sur la chaussée 5, assez comparable à celui des volumes ruisselés (cf. figure 5).

Bien qu'une analyse approfondie de la validité et de la sensibilité de ces résultats aux différentes hypothèses de modélisation soit nécessaire, l'écart entre les abattements simulés d'une chaussée à l'autre indique donc que l'efficacité des ouvrages pourrait être assez dépendante de la dynamique d'émission des polluants.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La méthodologie présentée dans cet article pourrait servir de support à l'analyse de diverses stratégies de gestion à la source des eaux pluviales pour différentes hypothèses de modélisation. Les premiers résultats obtenus, pour un cas relativement simple, indiquent que les approches d'abattement des volumes ruisselés sont probablement préférables à celles de régulation des débits pour la maîtrise des flux de polluants. Des abattements importants semblent en effet pouvoir être atteints en ciblant des volumes relativement faibles lorsque

l'infiltration et l'évaporation des volumes ruisselés est privilégiée. À l'inverse, la régulation des débits imposerait, à performance équivalente, d'avoir recours à des ouvrages de taille plus importante, y compris lorsque les débits de fuite demeurent faibles. La simulation de ces deux modes de gestion des eaux pluviales pour 5 chaussées différentes permet par ailleurs de mettre en évidence l'importance de la dynamique d'émission des contaminants. L'efficacité des ouvrages à l'amont est ainsi en partie conditionnée par la variabilité temporelle des concentrations dans les eaux de ruissellement.

Ces résultats doivent cependant être interprétés avec prudence car reposant sur de nombreuses hypothèses de modélisation (hydrologiques ou non) dont il semble indispensable de préciser l'incidence à travers une analyse de sensibilité approfondie. Les travaux en cours visent en particulier à déterminer si des modèles d'infiltration simples permettent ou non d'estimer de façon satisfaisante les abattements volumiques dans l'ouvrage ou si, à l'inverse, la modélisation des techniques alternatives requiert une réelle prise en compte de l'état hydrique du sol. La sensibilité des abattements simulés aux modèles de production des flux de polluants impose enfin de vérifier, pour les MES, la validité des formulations existantes, mais également de tester des dynamiques d'émission différentes, en distinguant notamment formes dissoutes et particulaires. Une étude complémentaire, reposant sur des mesures en continu des concentrations dans les eaux de ruissellement issues de toitures en zinc ou de chaussées urbaines devrait ainsi permettre d'évaluer plus précisément la pertinence des différentes solutions de gestion eaux pluviales pour une maîtrise à la source des flux de polluants.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ahiablame, L., Engel, B., Chaubey, I., 2012. Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research. *Water, Air, Soil Pollut.* 223, 4253–4273. doi:10.1007/s11270-012-1189-2
- Bertrand-Krajewski, J.L., Chebbo, G., Saget, A., 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Res.* 32, 2341–2356. doi:10.1016/S0043-1354(97)00420-X
- Bressy, A., 2010. Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales. Thèse de Doctorat. Paris. Université Paris Est.
- Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G., Clar, M., 2009. Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *J. Environ. Eng.* doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109)
- Deletic, A., 1998. The first flush load of urban surface runoff. *Water Res.* 32, 2462–2470. doi:10.1016/S0043-1354(97)00470-3
- Egodawatta, P., Thomas, E., Goonetilleke, A., 2007. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surfaces using simulated rainfall. *Water Res.* 41, 3025–3031. doi:10.1016/j.watres.2007.03.037
- Förster, J., 1996. Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and local infiltration, in: *Water Science and Technology*. pp. 39–48. doi:10.1016/0273-1223(96)00329-0
- Gnecco, I., Berretta, C., Lanza, L.G., La Barbera, P., 2005. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmos. Res.* 77, 60–73. doi:10.1016/j.atmosres.2004.10.017

- Gromaire, M., Robert-Sainte, P., Bressy, A., Saad, M., De Gouvello, B., Chebbo, G., 2011. Zn and Pb emissions from roofing materials--modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment. *Water Sci. Technol.* 63.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2009. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *J. Hydrol.* 365, 310–321. doi:10.1016/j.jhydrol.2008.12.001
- He, W., Odnevall Wallinder, I., Leygraf, C., 2001. A laboratory study of copper and zinc runoff during first flush and steady-state conditions. *Corros. Sci.* doi:10.1016/S0010-938X(00)00066-4
- Kanso, A., 2004. Evaluation des modèles de calcul des flux polluants des rejets urbains par temps de pluie: Apport de l'approche bayésienne. Thèse de Doctorat. Paris. Ecole des Ponts Paristech.
- Lemonsu, A., Masson, V., Berthier, E., 2007. Improvement of the hydrological component of an urban soil–vegetation–atmosphere–transfer model. *Hydrol. Process.* 2111, 2100–2111. doi:10.1002/hyp
- MDE, 2009. Maryland Stormwater Design Manual , Volumes I & II. Guide Technique. USA
- MPCA, 2005. Minnesota Stormwater Manual. Guide Technique. USA
- PDEP, 2006. Pennsylvania Stormwater Best Management Practices Manual. Guide Technique. USA
- Petrucci, G., 2012. La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines. Confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique. Université Paris-Est.
- Petrucci, G., Rioust, E., Deroubaix, J.F., Tassin, B., 2013. Do stormwater source control policies deliver the right hydrologic outcomes? *J. Hydrol.* 485, 188–200. doi:10.1016/j.jhydrol.2012.06.018
- Ragab, R., Bromley, J., Rosier, P., Cooper, J.D., Gash, J.H.C., 2003a. Experimental study of water fluxes in a residential area: 1. Rainfall, roof runoff and evaporation: the effect of slope and aspect. *Hydrol. Process.* 17, 2409–2422. doi:10.1002/hyp.1250
- Ragab, R., Rosier, P., Dixon, A., Bromley, J., Cooper, J.D., 2003b. Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation. *Hydrol. Process.* 17, 2423–2437. doi:10.1002/hyp.1251
- Ramier, D., 2004. Bilan Hydrique des Voiries Urbaines: observations et Modélisation. Thèse de Doctorat. Nantes. Ecole Centrale de Nantes et Université de Nantes.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Morena, F., 2008. A distributed hydrological model for urbanized areas - Model development and application to case studies. *J. Hydrol.* 351, 268–287. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.12.007
- Schriewer, A., Horn, H., Helmreich, B., 2008. Time focused measurements of roof runoff quality. *Corros. Sci.* 50, 384–391. doi:10.1016/j.corsci.2007.08.011
- Trowsdale, S.A., Simcock, R., 2011. Urban stormwater treatment using bioretention. *J. Hydrol.* 397, 167–174. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.023
- Wild, T.B., Davis, A.P., 2009. Simulation of the Performance of a Storm-Water BMP. *J. Environ. Eng.* doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000106
- Zhang, S., Guo, Y., 2012. Explicit Equation for Estimating Storm-Water Capture Efficiency of Rain Gardens. *J. Hydrol. Eng.* 18, 1739–1748. doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000734

Une nouvelle structure d'écoulement en bifurcation

Adrien Momplot¹, Gislain Lipeme Kouyi¹, Emmanuel Mignot², Nicolas Rivière², Jean-Luc Bertrand-Krajewski¹

1 Université de Lyon, INSA de Lyon, LGCIE – Laboratoire de Génie Civil et Ingénierie Environnementale, 20 avenue des arts, F-69621 Villeurbanne cedex, France.
adrien.momplot@insa-lyon.fr (auteur correspondant), gislain.lipeme-kouyi@insa-lyon.fr, jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr

2 LMFA, CNRS-Université de Lyon, INSA de Lyon, Bat. Joseph Jacquard, 20 avenue A. Einstein, F-69621 Villeurbanne cedex, France. emmanuel.mignot@insa-lyon.fr, nicolas.riviere@insa-lyon.fr

RESUME

Les bifurcations ont été très étudiées expérimentalement et numériquement, car ces structures spéciales très présentes en réseau d'assainissement sont le siège d'écoulements complexes qu'il est important de comprendre et de maîtriser afin de mieux appréhender le transport de polluants particuliers ou dissous. Cette étude porte sur deux structures différentes observées expérimentalement et numériquement dans la branche latérale d'une bifurcation à 90° et plus particulièrement sur les conditions d'écoulement qui les provoquent. Ces deux structures sont des recirculations, l'une classique (2D), l'autre en hélicoïde (3D). Deux critères ont semblé déterminants : le nombre de Froude dans la canalisation amont et le taux de remplissage dans cette même canalisation. Après avoir validé le modèle numérique grâce aux données expérimentales de vitesse et hauteur, une campagne de simulations a été menée dans le but de déterminer les conditions d'écoulement (nombre de Froude et taux de remplissage de la canalisation amont) qui déclenchent l'une ou l'autre des recirculations. Les résultats de cette campagne ont montré que le nombre de Froude et le taux de remplissage dans la canalisation amont sont de bons indicateurs pour déterminer le type de structure d'écoulement dans la branche latérale (recirculation classique 2D ou recirculation hélicoïde 3D).

MOTS CLES

Approche RANS 3D ; bifurcation ; étude expérimentale ; nombre de Froude ; taux de remplissage

INTRODUCTION

Les bifurcations sont des ouvrages de dérivation très présents en réseau d'assainissement. À titre d'exemple, on peut mentionner les déversoirs d'orage frontaux avec une branche latérale avant le seuil pour acheminer le débit conservé ou les déversoirs latéraux avec une ouverture latérale surélevée permettant l'écoulement du débit déversé. Elles sont le siège d'écoulements complexes et impactent fortement le transport de polluants dissous ou particuliers. L'objectif de cette étude est de simuler les écoulements à travers une bifurcation dans le but de caractériser les structures qui se développent dans la branche aval latérale. En effet, deux structures d'écoulement complexes différentes peuvent apparaître

dans la branche aval latérale : une recirculation classique et une recirculation hélicoïdale (décrite ci-après). Il est important de pouvoir différencier les deux cas de recirculation, car les processus de transport de polluants vont être différents selon le cas. Une recirculation classique va créer un dépôt dans sa zone de recirculation, là où une recirculation hélicoïdale aura des chances de remettre en suspension ce dépôt, avec les courants ascendants qui la caractérisent. Pouvoir prédire le type observé en fonction de la configuration de la bifurcation permettra de définir dès la conception le comportement que l'on voudra privilégier selon ce qui est le plus intéressant ou le comportement réel sur de l'existant, afin d'optimiser la gestion de la bifurcation.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Plusieurs études expérimentales (voir Grace et Priest, 1958 ; Hsu et al., 2002 ; Mignot et al., 2013) et numériques (voir Shettar et Murthy, 1996 ; Ramamurthy et al., 2007) ont été menées sur ces structures, afin de mieux comprendre leur fonctionnement. Cependant, les études numériques ont souvent pris la répartition des débits dans chaque branche aval comme un paramètre et non comme une inconnue (par exemple Rammamurthy et al., 2007). Or être capable de prédire cette répartition est un atout pour mieux comprendre le fonctionnement des ouvrages de dérivation (par exemple les déversoirs d'orage). Les premiers travaux de modélisation menés par Momplot et al. (2013) dans l'optique de pouvoir prédire la répartition de débit ont permis de mettre en évidence une nouvelle structure d'écoulement en bifurcation : une recirculation en hélicoïde de nature tridimensionnelle. Cette structure a également été observée lors d'une étude expérimentale dont les résultats ont permis de valider les modèles 3D.

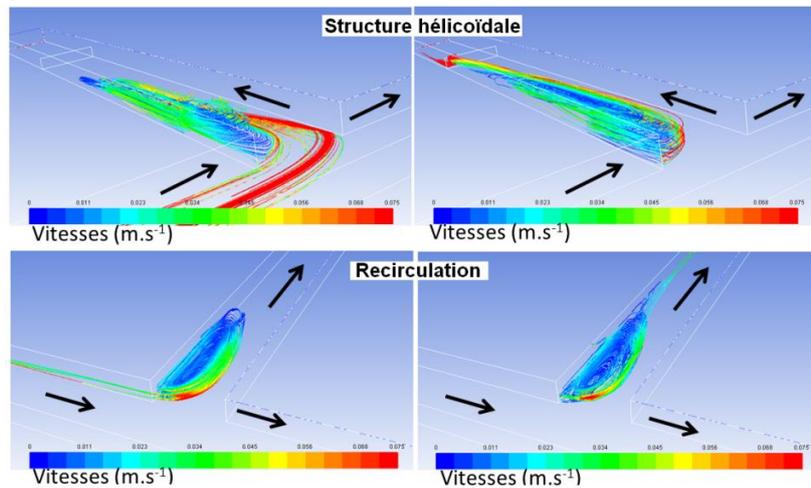


Figure 1. Ligne de courant dans le canal latéral montrant une structure hélicoïdale et une recirculation, observées numériquement. La caractéristique déterminante de la structure hélicoïdale est d'être alimentée par le fond du canal amont. À gauche les lignes de courant qui entrent dans la recirculation, à droite celles qui en sortent.

La nouvelle structure n'est référencée par aucune des études précédentes et semble n'apparaître que dans des conditions d'écoulement particulières. Alors que la plupart des études d'écoulement en bifurcation à 90° font état d'une recirculation classique fermée dans la branche latérale (perpendiculaire à la branche principale), les résultats de modélisation ont mis en évidence une structure hélicoïdale (possibilité pour les lignes de courant de s'extraire

de cette structure contrairement au cas d'une recirculation fermée, voir Fig. 1). Le but visé est donc de trouver les conditions d'écoulement qui favorisent l'apparition de cette structure et de définir les paramètres hydrauliques qui permettent de prédire la naissance de la structure hélicoïdale (moins connue et très rarement identifiée).

Cette structure hélicoïdale diffère d'une recirculation classique par deux aspects : des lignes de courant arrivent dans cette structure d'écoulement depuis le fond de la canalisation amont, ce qui n'est pas le cas dans une recirculation classique et des lignes de courant sortent de cette structure, permettant un écoulement vers l'aval de l'eau initialement emprisonnée dans cette structure, ce qui n'est pas non plus le cas dans une recirculation classique. En effet, dans le cas d'une recirculation classique, les eaux ne peuvent s'en échapper et la recirculation délimite une zone d'eau morte en se comportant comme une paroi vis-à-vis du reste de l'écoulement.

MATERIEL ET METHODE

Données expérimentales

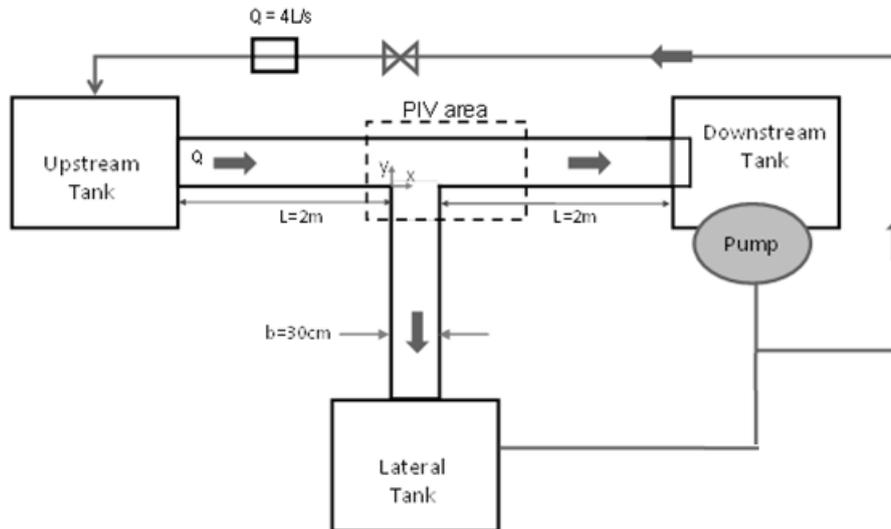


Figure 2. Dispositif expérimental monté en bifurcation - Laboratoire de Mécanique des Fluides et Acoustique (INSA Lyon).

Les expériences sont menées dans une intersection de canaux, installée au LMFA (Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique) de l'INSA (Institut National des Sciences Appliquées, Université de Lyon, France). L'intersection de 90° est formée par trois canaux de plexiglas horizontaux, chacun long de 2 mètres et large de 30 centimètres (figure 2). Le canal amont est appelé « branche principale amont » et suit l'axe x . L'un des deux canaux aval « branche principale aval » est aligné sur cette branche principale, selon l'axe x , l'autre, appelé « branche latérale », est selon l'axe y . Le canal amont est relié à un réservoir de stockage, depuis lequel l'eau est pompée et refoulée dans l'installation. L'eau traverse un nid d'abeille afin de tranquilliser et de stabiliser l'écoulement arrivant dans le système, passe à travers la bifurcation et est collectée à l'aval par deux autres réservoirs, à l'aval des branches latérale et principale. Un seuil se situe à la fin de chaque branche aval et impose les

conditions aux limites de l'écoulement (les régimes étudiés sont principalement fluviaux et donc pilotés par l'aval). La circulation de l'eau est obtenue grâce à une connexion entre le réservoir aval latéral et le réservoir aval principal, depuis lequel l'eau est pompée vers le réservoir amont. Le débit entrant dans le système est mesuré dans la boucle de pompage, à l'aide d'un débitmètre électromagnétique. Les trois paramètres qui gouvernent l'écoulement sont le débit entrant et les deux hauteurs d'eau dans les branches aval, contrôlées à l'aide de seuils. Chaque seuil a une importante influence sur l'écoulement. Le dispositif expérimental est décrit plus en détails dans Mignot et al. (2012).

Les champs de vitesses sont mesurés à l'aide d'une technique de mesure PIV (Particle Image Velocimetry), pour deux élévations ($z = 3 \text{ cm}$ et $z = 9 \text{ cm}$). Des particules de polyamide (diamètre : $50 \mu\text{m}$) sont ajoutées dans l'eau et utilisées comme marqueur de l'écoulement. Un générateur de lumière blanche associé à un dispositif optique spécifique permet d'obtenir une mince lame de lumière blanche (5mm d'épaisseur) pour éclairer une tranche de liquide à la hauteur désirée dans la bifurcation. Une caméra CCD (1280×960 pixels), connectée à un PC et située à environ $1,5 \text{ m}$ au-dessus de la surface libre de la zone de mesure permet d'enregistrer les données, desquelles seront extraits les champs de vitesses. Les données enregistrées sont les positions des particules à la hauteur éclairée, capturées à une fréquence de 30 Hz pendant 133s , avec une résolution horizontale d'environ $0,5 \text{ mm}$. Le logiciel commercial Davis (de Lavisio) permet de corriger les distorsions optiques, d'enlever le bruit de fond et de calculer le champ de vitesse moyen. La répétabilité, la convergence temporelle et la cohérence spatiale des vitesses mesurées ont été vérifiées, avec une précision sur la vitesse d'environ 5 mm.s^{-1} .

Expérimentalement, les deux types de recirculation ont été identifiés de manière qualitative. Afin de les mettre en évidence, des injections de gouache dans le canal amont et dans le coin aval du canal latéral ont permis de mettre en évidence ces deux structures différentes. La gouache est injectée le plus près du fond possible, le long de la paroi opposée au canal latéral, afin de pouvoir suivre les lignes de courant qui vont aller dans le canal latéral en recirculation hélicoïde (cas E1) et qui devrait partir tout droit en recirculation classique (cas E20).

Etude numérique

La modélisation numérique 3D est menée à l'aide du logiciel commercial de CFD Ansys FLUENT (version 14), qui résout les équations de Reynolds en 3D, avec une formulation en régime permanent ou en régime transitoire. Les calculs visant à détecter les différentes structures présentes dans la branche latérale sont réalisés en régime permanent. Les tests réalisés en régime transitoire ont montré une trop faible influence de l'instationnarité sur les structures d'écoulement. Les nombres de Reynolds sont de 30000 dans la branche amont et de l'ordre de 15000 dans les branches aval latérale et principale. Le modèle de turbulence *RSM* est utilisé, du fait de la nature de la turbulence de l'écoulement. La loi de paroi de type *scalable* a été employée (Momplot *et al.*, 2013).

Les équations clés pour le mouvement des fluides dans le domaine défini sont : (1) l'équation de continuité moyennée dans le temps pour les fluides incompressibles, (2) l'équation RANS (Reynolds' Averaged Navier-Stokes) pour un écoulement turbulent de fluide incompressible.

$$\frac{\partial u_i}{\partial x_i} = 0$$

Equation (1)

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} + u_j \frac{\partial u_i}{\partial x_j} = -g \frac{\partial z}{\partial x_i} - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \nu \frac{\partial u_i}{\partial x_j} - u_i' u_j'$$

Equation (2)

avec i et $j = 1, 2$ et 3 , où x_i représente les axes de coordonnées, u_i la vitesse moyennée dans le temps selon l'axe i , z la cote verticale de la surface libre, P la pression moyennée dans le temps, ρ , la masse volumique du fluide et $u_i' u_j'$ le tenseur de Reynolds, le signe « prime » renvoyant aux fluctuations dans le temps et le signe « barre » renvoyant au moyenne dans le temps. En régime permanent, le terme $\frac{\partial u_i}{\partial t}$ est égal à 0. Résoudre les équations (1) et (2) nécessite de faire appel à un modèle de turbulence, qui permet la fermeture du système ouvert défini par ces deux équations. Comme dit précédemment, notre modèle de fermeture est le modèle *RSM*, qui apporte 7 équations supplémentaires et qui décrit parfaitement la turbulence, contrairement à des modèles plus simples.

De plus, l'équation (2) est hyperbolique et nécessite donc des conditions aux limites (elliptique en permanent, avec le premier terme égal à 0 et nécessite aussi des conditions aux limites). Une distribution de vitesse uniforme est imposée en section d'entrée, avec $U = Q/A$ (A étant la section mouillée d'entrée). Une longueur suffisante (3 mètres = 10 fois la hauteur d'eau en entrée) est mis en place avant la bifurcation, afin de laisser l'écoulement développer parfaitement son profil de vitesses avant d'entrer dans la bifurcation. Pour ce qui est des sections de sortie, des seuils étant représentés dans le maillage et pilotant l'écoulement dans la bifurcation, il n'est pas nécessaire de définir une condition de sortie particulière. Ainsi, la condition *pressure-outlet* est utilisée. Les parois du dispositif expérimental présentent une rugosité estimée à $k = 0.00005$ m et la loi de paroi *scalable* (proposée par Grotjans et Menter, 1998) est utilisée. Enfin, la surface libre est modélisée à l'aide du modèle *Volume of Fluid* (VoF, proposé par Hirt et Nichols, 1981). L'algorithme de couplage pression-vitesse utilisé est *PISO*, pour sa robustesse (voir Jang *et al.*, 1986). Enfin, le maillage utilisé est montré en Fig. 3. L'indépendance des résultats vis-à-vis du maillage a été étudiée par Momplot *et al.* (2013).

Le Tableau 1 montre les écoulements pour lesquels nous avons à la fois des données expérimentales et des simulations numériques. Ces cas sont utilisés pour valider les options de modélisation sélectionnées dans le code de calcul et le maillage. L'évaluation porte sur le champ de vitesses dans la branche latérale à deux élévations ($z = 3$ cm et $z = 9$ cm), ainsi que sur la répartition de débit dans chaque branche. Ces évaluations sont présentées en profondeur dans Momplot *et al.* (2013).

Tableau 1. Présentation des cas étudiés numériquement et expérimentalement. Pour les deux cas présentés, le débit amont est de 4 L.s^{-1} .

	Hauteur de seuil principal (m)	Hauteur de seuil latéral (m)	Taux de remplissage dans le canal amont (h/b)	Nombre de Froude dans le canal amont
E1	0.098	0.098	0.403	0.101
E20	0.026	0.022	0.150	0.448

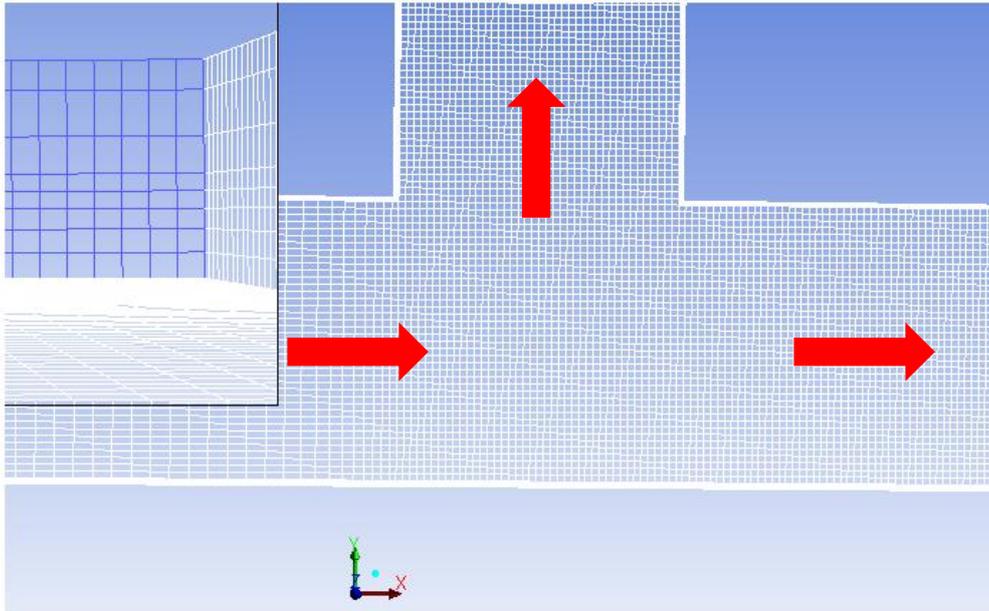


Figure 3. Maillage utilisé pour les calculs en bifurcation, vue de dessus et vue en coupe (voir encadré).

Le Tableau 2 présente les cas explorés uniquement de manière numérique à l'aide des modèles validés, afin de dresser la cartographie des conditions permettant d'obtenir l'une ou l'autre des structures observées dans la branche aval. Des résultats préliminaires montrent que le nombre de Froude $Fr=Q/(g^{1/2} b h^{3/2})$ et le taux de remplissage des canaux (h/b) sont déterminants. Ceci est confirmé par l'analyse dimensionnelle et ce sont les paramètres que l'on choisit de faire varier. Les variations de débits entrant permettent d'agir sur le nombre de Froude. Les variations de hauteurs de seuil à l'aval des canaux latéral et principal permettent de faire varier les taux de remplissage.

Tableau 2. Présentation des cas exploré de manière uniquement numérique.

	Nombre de Froude dans la canalisation amont (-)	Taux de remplissage de la canalisation amont h/B (-)		Nombre de Froude dans la canalisation amont (-)	Taux de remplissage de la canalisation amont h/B (-)
Cas 1	0.204	0.100	Cas 9	0.052	0.240
Cas 2	0.400	0.161	Cas 10	0.172	0.297
Cas 3	0.540	0.210	Cas 11	0.289	0.327
Cas 4	0.558	0.233	Cas 12	0.352	0.364
Cas 5	0.095	0.163	Cas 13	0.035	0.300
Cas 6	0.260	0.227	Cas 14	0.130	0.366
Cas 7	0.333	0.260	Cas 15	0.218	0.400
Cas 8	0.486	0.303	Cas 16	0.266	0.500

RESULTATS ET DISCUSSION

Résultats numériques et expérimentaux pour les cas E1 et E20

Les cas E1 et E20 sont simulés numériquement et étudiés expérimentalement. Les résultats de validation sont décrits dans Momplot *et al.* (2013) et montrent que le modèle représente de manière satisfaisante les deux écoulements en termes de champs de vitesse et répartition des débits.

Les résultats numériques sont présentés en Fig. 4. Cette figure présente les lignes de courant dans le canal aval. Dans le cas E20, c'est une recirculation classique : rien n'arrive dans la zone de recirculation et rien n'en sort. Pour le cas E1, il est possible de voir des lignes de courant de la canalisation amont arriver dans la zone de recirculation, ces lignes de courant venant pour la plupart du fond de la canalisation amont. De plus, toutes les lignes de courant sont capables de sortir de cette zone de recirculation, en formant un tourbillon très allongé. Ces deux caractéristiques seront choisies comme étant déterminantes pour distinguer une zone de recirculation classique d'une recirculation hélicoïdale : l'alimentation de la zone de recirculation par le fond du canal amont et la possibilité pour les lignes de courant de s'en échapper.

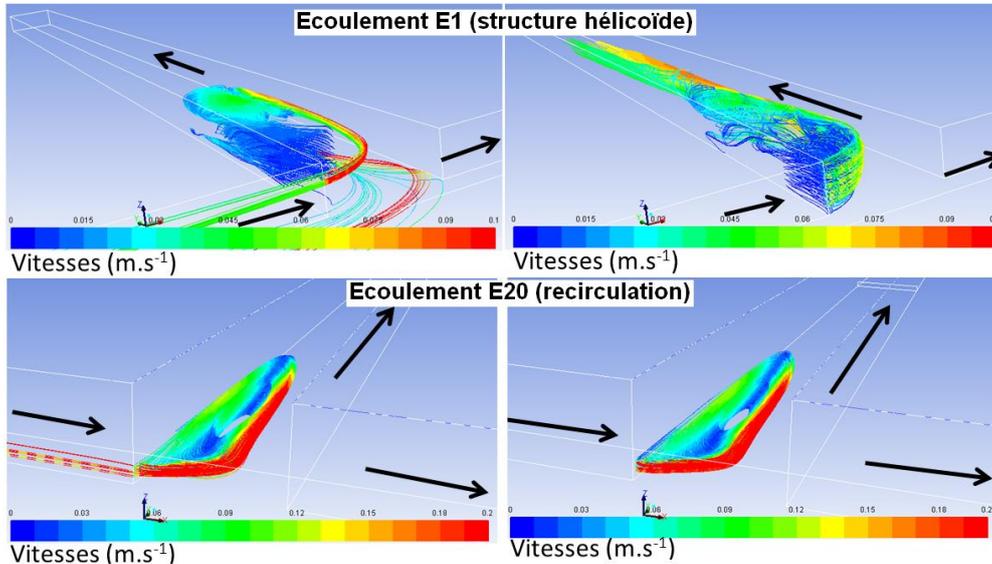


Figure 4. Résultats des simulations des écoulements E1 et E20. Sur la gauche les lignes de courant qui arrivent dans la recirculation, sur la droite les lignes de courant qui s'en échappent.

On peut remarquer sur la Fig. 5 que lors d'une recirculation classique (photos de gauche), la majorité de la gouache injectée se retrouve directement dans le canal aval principal, avec une petite partie allant dans le canal latéral. Cette partie se trouvant dans le canal latéral contourne la zone de recirculation et se dirige vers l'aval. Lors d'une recirculation hélicoïdale, on remarque qu'une part plus importante de gouache est emmenée dans le canal latéral et on peut remarquer que les lignes de courant près du fond sont clairement dirigées vers le canal latéral. De plus, on remarque qu'une partie du colorant est emmenée dans la zone de recirculation hélicoïde, ce qui n'était pas le cas lors d'une recirculation classique. Le

point d'injection dans les deux cas est le même : au fond du canal, proche de la paroi opposée au canal latéral.

Les deux comportements différents de la gouache, pourtant injectée au même endroit (proche de la paroi opposée au canal latéral, près du fond du canal) confirment les résultats des simulations faisant état de deux structures de recirculation différentes. Sur la base de ces résultats expérimentaux et numériques, une cartographie représentant le type de structure obtenue selon les conditions d'écoulement a été dressée (figure 6).

L'enjeu à présent est d'étudier la possible répartition de ces deux structures selon des paramètres adimensionnels (ici le nombre de Froude et le taux de remplissage h/b). Il convient donc de simuler numériquement de nombreux cas différents en faisant varier ces deux paramètres.

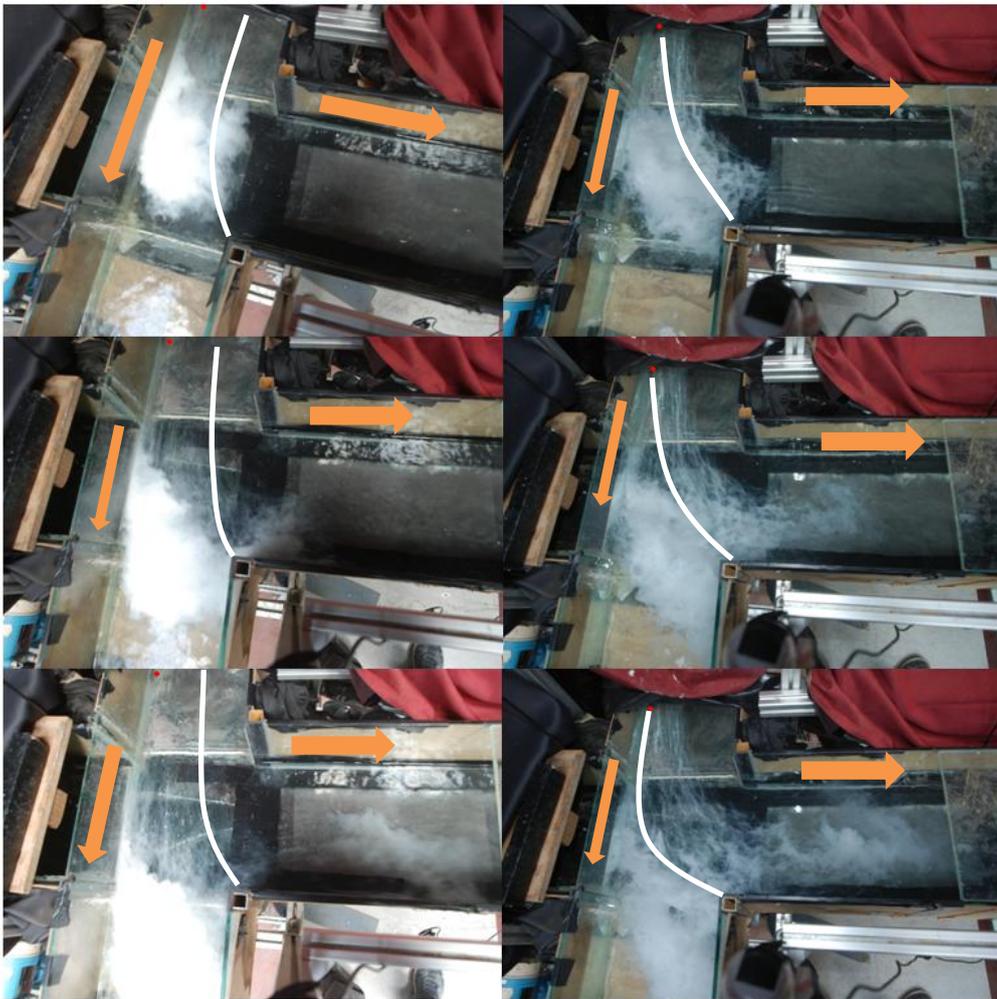


Figure 5. Mise en évidence expérimentale des deux structures d'écoulement dans la branche latérale. Sur la gauche, l'écoulement E20, en recirculation classique, sur la droite, l'écoulement E1, en recirculation hélicoïdale. Le point rouge sur les photos indique le point d'injection de la gouache blanche.

Distinction des structures de recirculation

Les cas présentés dans le Tableau 2 sont simulés numériquement. Ces cas permettent d'explorer une gamme assez large (en régime d'écoulement fluvial uniquement) de taux de remplissage et de nombre de Froude. La Fig. 6 présente la répartition des structures d'écoulement observées, selon les taux de remplissage et les nombres de Froude.

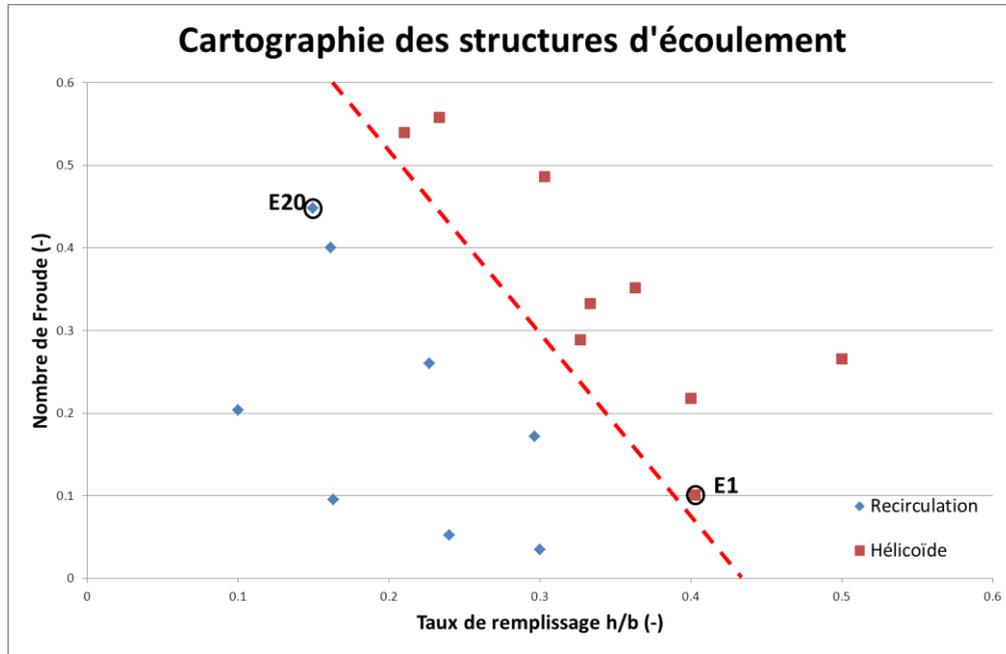


Figure 6. Mise en évidence d'une frontière entre les deux types de structure en fonction du couple (Froude, taux de remplissage): répartition entre les caractéristiques d'écoulement qui engendrent des recirculations classiques et celles qui provoquent les hélicoïdales.

La Fig. 6 permet d'observer une séparation assez nette entre les conditions d'écoulement à l'origine des recirculations classiques et celles provoquant les recirculations en hélicoïde, selon les nombres de Froude et les taux de remplissage. Il apparaît que ces deux critères sont pertinents pour pouvoir prédire le type de structure que l'on observera dans la branche aval latérale.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'objectif de cette étude était de mettre en évidence les paramètres hydrauliques pertinents qui permettent d'observer deux structures particulières d'écoulement : une recirculation en hélicoïde dans la branche latérale de la bifurcation, telle que les lignes de courant peuvent en sortir et qui est principalement alimentée par le fond de la canalisation amont et une recirculation classique. Une étude expérimentale et des simulations numériques à l'aide de l'approche RANS ont été menées dans le but de valider la stratégie de modélisation et d'identifier à l'aide des modèles validés les conditions propices à la formation de l'une ou l'autre des structures particulières. Il a été montré que l'on peut prédire le type de structure

que l'on va observer, selon le nombre de Froude et le taux de remplissage dans la canalisation amont.

En termes de perspectives, on peut définir de manière plus précise la frontière séparant les deux types de recirculation, avec une campagne de simulations des conditions d'écoulement proches de celles permettant d'être à la limite de distinction des deux structures d'écoulement. Il serait également utile d'étudier l'impact de la répartition des débits sur le type de recirculation observé (la répartition des débits est de 50%-50% dans les canaux latéral et principal, des répartitions de type 75%-25% ou l'inverse peuvent être étudié). Enfin, il est également nécessaire d'étudier l'impact de la rugosité des canaux sur les structures obtenues, les canaux de l'étude étant très lisses (rugosité $k = 5 \cdot 10^{-5}$ m).

REMERCIEMENTS

Les travaux de recherche sont menés dans le cadre du laboratoire d'excellence IMU (Intelligence des mondes urbains) et de l'OTHU à Lyon. Les auteurs remercient : le ministère de la recherche pour avoir octroyé la bourse de thèse, ainsi que pour le financement du projet l'ANR (Agence National de la Recherche, contrat ANR-11-ECOTECH-007-MENTOR) et l'INSU (Institut National des Sciences de l'Univers, projet EC2CO-Cytrix 2011 project No 231).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Grace, J. L., & Priest, M. S. (1958). Division of flow in open channel junctions. *Engineering Experiment Station*, Alabama Polytechnic Institute.
- Grotjans H and Menter F. R. 1998 Wall functions for industrial applications. *In Proceedings of Computational FluidDynamics '98, ECCOMAS*, 1(2), Papailiou KD (ed.). Wiley: Chichester, U.K.. 1112–1117.
- Hirt C.W. and Nichols B. D. (1981). Volume of Fluid (VOF) Method for the Dynamics of Free Boundaries. *Journal of Computational Physics*. 39. 201–225.
- Hsu, C. C., Tang, C. J., Lee, W. J., & Shieh, M. Y. (2002). Subcritical 90 equal-width open-channel dividing flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(7), 716-720.
- Jang, D. S., Jetli, R and Acharya, S. (1986). Comparison of the PISO, SIMPLER, and SIMPLEC algorithms for the treatment of the pressure-velocity coupling in steady flow problems. *Numerical Heat Transfer, Part A: Applications*, 10(3), 209-228.
- Momplot, A., Lipeme Kouyi, G., Mignot, E. & Rivière, N. (2013) URANS Approach for Open Channel Bifurcation Flows Modelling. *7th International Conference on Sewer Processes and Network*, Sheffield, August 2013, 8 pages.
- Mignot E., Dominguez G., Zeng C., Li C.W., Rivière N. and Bazin P.H. 2012b. Impact of singularities on the discharge distribution in open-channel bifurcations. *2nd IAHR Europe Congress*, June 27-29 2012, Munich, Germany.
- Mignot, E., Zeng, C., Dominguez, G., Li, C. W., Rivière, N., & Bazin, P. H. (2013). Impact of Topographic Obstacles on the Discharge Distribution in Open-Channel Bifurcations. *Journal of Hydrology*, 494, 10-19.
- Ramamurthy, A. S., Qu, J., & Vo, D. (2007). Numerical and experimental study of dividing open-channel flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(10), 1135-1144.
- Shettar, A. S., & Keshava Murthy, K. (1996). A numerical study of division of flow in open channels. *Journal of Hydraulic Research*, 34(5), 651-675.

Étude numérique et expérimentale du champ de vitesse en canaux composés

Bellahcen¹ S., Vazquez^{1,2} J., Dufresne^{1,2} M., Fisher M^{1,2}.

¹ ICube, équipe mécanique des fluides, 2 rue Boussingault, 67000 Strasbourg.

² ENGEES, 1 quai Koch, 67000 Strasbourg.

Ce travail de thèse propose d'étudier la distribution de vitesse dans les canaux composés. Dans une première partie, un état de l'art des différentes expérimentations qui ont été faites sur le sujet est présenté ainsi que les conclusions de l'étude bibliographique. Deux approches sont ensuite dégagées : une approche expérimentale qui aura pour objectif de fournir des données expérimentales différentes de ce qui se trouve actuellement dans la littérature, et une approche numérique basée sur des modélisations 3D.

MOTS CLES

Canal composé, distribution de vitesse, LES, modèle de turbulence, modélisation 3D, pleinement développé.

INTRODUCTION

L'évaluation du débit dans un collecteur d'assainissement passe souvent par une mesure conjointe de la vitesse et de la hauteur d'eau. En canal composé (collecteur à banquettes), la distribution de la vitesse présente des formes particulières rendant le passage entre la vitesse locale mesurée et la vitesse moyenne nécessaire au calcul du débit particulièrement difficile. Ce travail de thèse se propose de déterminer la distribution de vitesse dans des canaux composés. Cette connaissance du champ de vitesse permettra d'obtenir le débit moyen. Pour cela deux approches seront suivies : une première approche expérimentale est nécessaire pour combler le manque de connaissances sur la distribution de vitesse dans des canaux type réseaux (les données existantes étant surtout transposables aux cours d'eau à lit majeur large par rapport au lit). Ainsi, après avoir passé en revue les différentes expérimentations déjà présentes dans la littérature, une série d'expérimentations sera faite dans le hall expérimental de l'équipe mécanique des fluides du laboratoire ICube. La deuxième approche est la modélisation 3D où il s'agira de modéliser un canal composé pour en déduire la distribution de vitesse dans une section transversale, mais aussi pour pouvoir dimensionner les bonnes conditions aux limites qui permettront de retrouver un écoulement pleinement développé. Cette approche a pour objectif de généraliser d'autres résultats obtenus expérimentalement.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Etat de l'art des expérimentations en canaux composés

La question des canaux rectangulaires de géométrie simple a été longuement étudiée par les chercheurs. Plusieurs équations décrivant l'écoulement dans ces canaux simples ont été

validées. Les canaux composés ont quant à eux une géométrie complexe, il n'est donc pas possible d'y transposer les équations des canaux simples. En effet, la présence de la banquette (ou lit majeur) crée des interactions entre les deux lits. Ces interactions prennent la forme de tourbillons d'axes verticaux qui se développent le long de l'interface entre les deux lits. Il y a ainsi un transfert de la quantité de mouvement du lit mineur vers le lit majeur ce qui a pour conséquence de diminuer la vitesse et le débit dans le lit mineur et les augmenter dans le lit majeur. Les méthodes classiques de calcul de débit dans les canaux composés consistent à diviser le canal en plusieurs sous-sections et à appliquer la formule de Manning-Strickler dans chacune de ces sous-sections. Cependant, ces méthodes ne prennent pas en compte cette interaction entre lit mineur et lit majeur ce qui a pour conséquence de surestimer le débit. (Ackers (1993))

La littérature regorge d'expérimentations sur les canaux composés. Cette géométrie de canal intéresse beaucoup les chercheurs notamment dans le domaine de l'hydraulique fluviale où la configuration du canal se rapproche de celle des rivières (lit mineur et lit majeur).

Beaucoup de chercheurs se sont penchés sur la question de la vitesse dans les canaux composés. Myers (1987) a démontré expérimentalement que les ratios de vitesse en lit mineur par rapport au lit majeur ne dépendent pas de la pente mais de la hauteur d'eau et de la géométrie du canal. En 1964, Sellin (1964) a étudié le mécanisme de transport de la quantité de mouvement au niveau de la jonction lit mineur/ lit majeur et son effet sur la distribution de vitesse dans le lit mineur. D'autres chercheurs ont directement étudié la distribution de la vitesse dans ces canaux tels que Bousmar *et al* (2005) d'autres ont même proposé des relations reliant les vitesses dans chaque sous-section (Al Khatib (1999)).

Un autre aspect de l'écoulement dans un canal composé est la mesure de la turbulence. Knight et Shiono (1990), Nezu *et al* (1999) ou encore Tominaga et Nezu (1991) se sont penchés sur la distribution des différentes structures de la turbulence tels que les tenseurs de Reynolds, l'énergie cinétique turbulente ou encore à ses conséquences sur le champ moyen, par exemple les courants secondaires. Ce dernier paramètre a intéressé beaucoup de chercheurs tels que Nezu et Sanjou (2004), Nezu et Rodi (1985) ou encore Prinos et Townsend (1984).

Un troisième paramètre de l'écoulement à surface libre en canal composé est la force de cisaillement. Knight et Demetriou (1983) proposent des relations qui font intervenir le transfert latéral et vertical du moment dans une section transversale ainsi que la force de cisaillement verticale en lit majeur et lit mineur. Myers (1977) a étudié expérimentalement les répartitions de contraintes de cisaillement pour déterminer l'échange de quantité de mouvement dû à l'interaction des écoulements entre lit mineur et lit majeur.

Toutes ces expérimentations ont été réalisées dans des canaux expérimentaux de type rivière, c'est-à-dire que la banquette (lit majeur) est beaucoup plus large que le lit mineur.

Plusieurs paramètres régissent l'écoulement dans un canal composé, et plus encore, la distribution de la vitesse dans celui-ci.

Knight et Demetriou (1983) ont étudié l'interaction de l'écoulement entre le lit mineur et le lit majeur. Ces derniers, à travers diverses expérimentations, ont conclu que la force de cisaillement est étroitement liée au rapport largeur totale/largeur de la banquette (B/b) et de la hauteur relative définie comme suit : $(H-h)/H$ avec H : hauteur d'eau et h : élévation du lit majeur.

D'autres paramètres adimensionnels peuvent être pris en compte tels que le nombre de Reynolds (Re) et le nombre de Froude (Fr).

Distribution de vitesse dans les canaux composés

Plusieurs chercheurs se sont penchés sur la question de la distribution de vitesse ou de débit dans les canaux composés. Notamment sur la relation entre le débit en lit mineur et celui en lit majeur.

La première méthode apparue fut la SCM (Single Channel Method) qui consiste à traiter le canal à banquettes comme un canal simple et d'y appliquer les formules d'hydraulique à surface libre connues telles que Manning-Strickler, Chézy ou encore Darcy-Weisbach. (Cette méthode est décrite plus en détail dans Seckin (2004)).

Une deuxième méthode de calcul de la distribution de débit en canal composé est la DCM (Divided Channel Method) proposée par Lotter (1933). Celle-ci consiste à diviser le canal en trois sous-sections : le lit mineur et les banquettes latérales. La division classique se fait selon des plans verticaux tels que le débit total est égal à la somme des débits dans chaque sous-section. On écrira :

$$Q = \sum_i Q_i = \sum_i K_i R_i^{\frac{2}{3}} A_i S_0^{\frac{1}{2}} \quad (1)$$

Tel que : K est le coefficient de rugosité dans chaque sous-section, R le rayon hydraulique, A la surface de la section transversale et S₀ la pente du canal. L'index i représente chaque sous-section.

Seckin (2004) se propose de comparer les différentes méthodes et de les valider expérimentalement. Il en déduit que ces méthodes de calcul ne prennent pas en compte l'interaction entre lit mineur et lit majeur ce qui a pour effet de sous-estimer ou surestimer le débit.

Nicollet et Uan (1979) proposent une loi de répartition de débit s'écoulant dans les lits mineur et majeur. À travers des expérimentations en lits prismatiques et l'analyse des équations de l'écoulement la formule de Debord s'écrit de la manière suivante :

$$\frac{Q_m}{Q_M} = \frac{K_m}{K_M} \frac{A S_m}{S_M^2 + S_m S_M (1 - A^2)} \frac{R_m^{\frac{2}{3}}}{R_M} \quad (2)$$

Où A représente la loi expérimentale traduisant la variation du débit en lit mineur en raison de la présence du lit majeur :

$$A = 0.9 \frac{K_m}{K_M}^{-\frac{1}{6}}$$

Avec :

M : Indique le lit majeur

m : Indique le lit mineur

Q_m, Q_M : Débits transitant par les lits mineur et majeur

K_m, K_M : Coefficient de Strickler des lits mineur et majeur

S_m, S_M : Surfaces mouillées mineur et majeur

R_m, R_M : Rayons hydrauliques du lit mineur (S_m/P_m) et du lit majeur (S_M/P_M)

MATERIEL ET METHODE

Etude expérimentale

L'étude expérimentale aura pour but de produire une série de données (mesures de vitesse) pour combler le manque de connaissances sur la distribution de vitesse dans des canaux composés mais aussi pour valider et caler mes modèles numériques.

Les expérimentations auront lieu dans le hall expérimental d'ICube. Il s'agit d'un canal en plexiglas de 16 m de long, 0.6 m de large et de 1 m de profondeur. La pente est ajustable

grâce à un système de vérins. L'alimentation est faite par débordement à partir de deux bâches enterrées équipées de deux pompes d'une capacité maximale de 300 m³/h chacune. Un bac est prévu en aval pour l'évacuation. Le débit est mesuré grâce à deux débitmètres électromagnétiques posés sur chacune des conduites d'amenée.

Un capteur ADV (Acoustic Doppler Velocimeter) sera utilisé pour cartographier la vitesse dans des plans transversaux. Ce capteur est composé d'un émetteur d'ondes acoustiques et de trois récepteurs. L'émetteur produit un signal acoustique qui traverse la colonne d'eau, une fraction de l'énergie acoustique est alors dispersée par les matières en suspension et ensuite détectée par les récepteurs.

L'effet Doppler modifie la fréquence de l'écho selon le déplacement des particules que l'on suppose à la vitesse de l'écoulement. Cette modification captée par les trois récepteurs permet de déterminer la vitesse de l'écoulement. Le capteur peut être déplacé grâce à un portique mobile longitudinalement et disposant d'un système de déplacement automatisé selon les directions transversale et verticale.

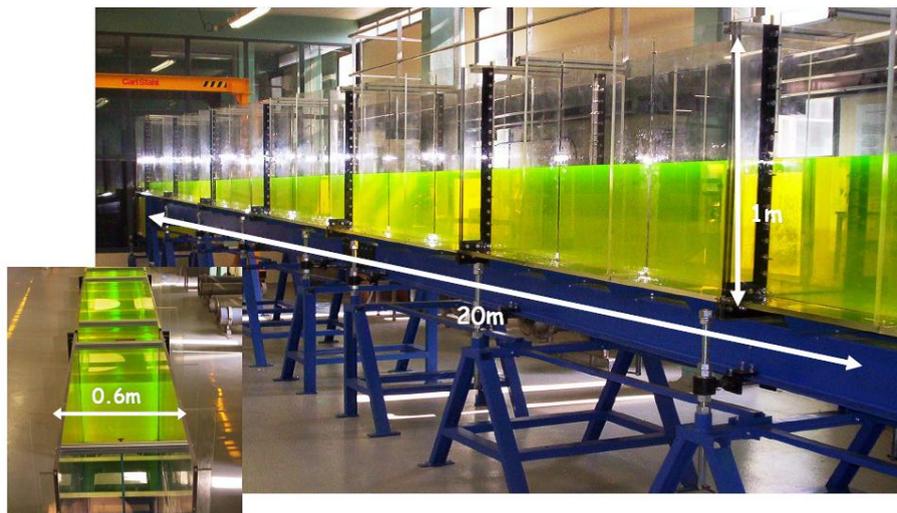


Figure 1. Canal expérimental de l'équipe mécanique des fluides d'ICube

L'analyse bibliographique a permis de décider de la configuration de banquette à mettre en place. Comme la majorité des travaux effectués concernent des lits en rivières, la banquette est souvent plus grande ou égale à la largeur du lit mineur. Afin de se différencier de ces travaux la banquette choisie fera 20 cm de largeur, ce qui correspond à 1/3 de la largeur du canal. Un autre paramètre géométrique a été pris en compte : l'élévation du lit majeur. Dans les réseaux d'assainissement, le lit majeur est très élevé comparé à la rivière. C'est pour cela qu'une hauteur de 20 cm a été prise.

Le canal expérimental étant relativement court, il n'est pas possible d'y observer un écoulement pleinement développé. C'est pour cela qu'il est indispensable d'installer un dispositif permettant de réguler les conditions aux limites amont et aval. Deux dispositifs sont envisagés et seront testés numériquement afin de choisir le plus approprié à installer dans le canal. Le premier est une plaque perforée sous forme de nids d'abeille. Des méthodes de calcul de débits permettent de bien configurer la plaque en faisant varier les diamètres des trous et leur espacement selon le débit recherché. Le deuxième dispositif prend la forme de plusieurs plaques de largeurs différentes. Celles-ci seraient superposées de manière à créer des ouvertures qui permettraient de régler le débit.

Afin de choisir les conditions aux limites les plus appropriées, il est nécessaire tout d'abord de déterminer le profil de vitesse correspondant à un écoulement pleinement développé pour ensuite tester les différents dispositifs de conditions aux limites et en déduire celui qui permettra de retrouver ce profil de vitesse. C'est dans ce cadre-là que la modélisation 3D intervient, celle-ci permettra d'arriver à l'objectif fixé beaucoup plus vite que l'expérimental.

Etude numérique

Dans cette première partie de l'approche numérique, l'objectif est de déterminer les conditions aux limites amont et aval permettant d'obtenir un écoulement uniforme afin de concevoir le dispositif expérimental adéquat.

Avant de pouvoir modéliser le canal expérimental, il est nécessaire de déterminer les paramètres numériques (logiciel, maillage, méthode de résolution, modèle de turbulence...) qui vont permettre de reproduire un écoulement à surface libre en canal composé (bonne recirculation des courants secondaires, apparition du *dip-phenomenon*...). Ce travail a fait l'objet d'un mémoire de master (Bellahcen (2013)) et sera publié lors de la conférence HIC 2014 à New York (USA). Plusieurs critères ont été retenus lors de cette étude. On notera en premier le choix du logiciel de modélisation. Deux logiciels ont été testés : Ansys Fluent®, qui est un logiciel commercial, et OpenFoam®, un logiciel libre. Un autre critère de modélisation est le maillage, dont dépend la résolution des équations dans beaucoup de cas. La méthode du GCI, Roache (1994) et (1997) permet de choisir le maillage le plus adapté en évaluant l'incertitude numérique.

Enfin, il est important de bien choisir le modèle de turbulence. Ce choix dépend de ce que l'on veut obtenir de la simulation. Cette étude a montré que le modèle RSM, traditionnellement utilisé pour reproduire ce type d'écoulement (modèle validé par Tominaga (1989)), ne permet de modéliser la distribution de vitesse dans de faibles Reynolds. Il est plus intéressant de choisir le modèle LES qui est un modèle anisotrope (et qui donc reproduit les courants secondaires), mais surtout simule à chaque pas de temps (régime transitoire), ce qui permet de visualiser l'évolution du profil de vitesse et de la turbulence au cours du temps.

RESULTATS ET DISCUSSION

Une série de simulations a été faite dans le but d'obtenir le profil de vitesse pour un écoulement uniforme. Pour cela le canal expérimental a été simulé avec une longueur très grande (25m) afin de pouvoir observer une zone d'écoulement pleinement développé. Le Tableau 1 décrit les paramètres de ces simulations.

Débit Q (m ³ /h)	Longueur L (m)	Largeur B (m)	Largeur banquette Bf (m)	Hauteur banquette D (m)
100 - 200 - 300 - 400 - 500	25	0.6	0.2	0.2

Tableau 1. Paramètres de la première série de simulations

15 plans transversaux ($x = 8 ; 9 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 14 ; 14.5 ; 15 ; 15.5 ; 16 ; 16.5 ; 17 ; 17.5 ; 18$) ont été extraits. Les profils de vitesse correspondants à chacun de ces plans ont été tracés. Afin de pouvoir quantifier l'évolution de cette distribution de vitesse selon x , un pourcentage d'erreur a été calculé de la manière suivante :

$$\text{erreur } i = \frac{\text{vitesse } x = 18\text{m} - \text{vitesse}(i)}{\text{vitesse}(x = 18\text{m})}$$

Cette erreur a été calculée en tout point (y,z).

La Figure 2 représente l'évolution de la moyenne des erreurs dans chaque plan transversal selon x pour le cas Q = 100 m³/h.

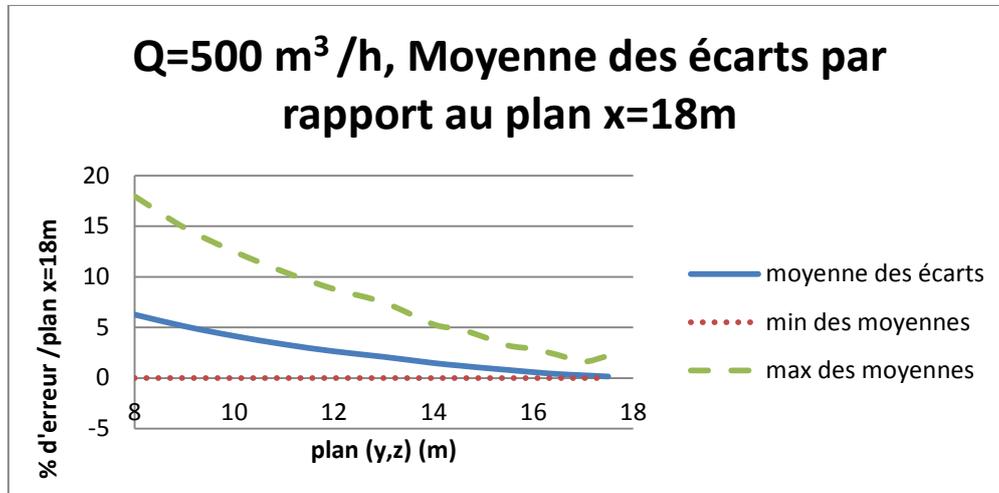


Figure 2. Moyenne des erreurs relatives par rapport au plan x = 18 m pour chaque plan (y,z), Q = 100 m³/h

La courbe des erreurs varie entre 6% et 0%, ce qui signifie qu'à partir d'une certaine valeur de x, le profil de vitesse peut être considéré comme ne variant pas selon x. Il sera décidé que pour 15 m < x < 17.5 m l'écoulement est uniforme. Ainsi il est possible d'en extraire un profil de vitesse correspondant à un écoulement pleinement développé.

(Figure 3) représente un profil de vitesse correspondant à la zone d'écoulement uniforme repérée dans le cas Q = 100 m³/h.

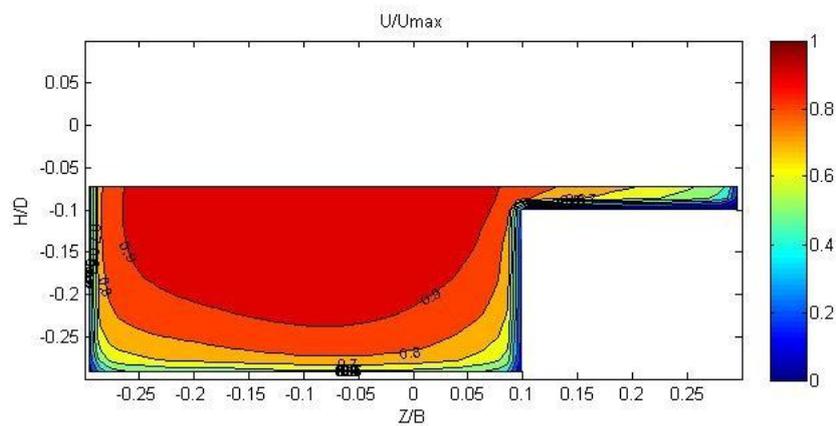


Figure 3. Profil de vitesse d'un écoulement uniforme pour Q = 100m³/h

Afin d'obtenir ce profil de vitesse dans le canal expérimental, ce dernier sera modélisé en imposant comme conditions aux limites amont et aval une répartition du débit aussi proche

que possible de la répartition simulée. Pour cela, deux vitesses moyennes seront calculées : la vitesse moyenne dans le lit mineur et celle sur la banquettes. Elles seront ensuite injectées à l'entrée de l'écoulement. L'écoulement pleinement développé sera alors observé en faisant varier les conditions aux limites amont et aval. Ainsi, un dispositif de conditions aux limites peut être dimensionné et testé expérimentalement.

CONCLUSION

Ce travail de thèse, qui a pour objectif de déterminer le profil de vitesse dans les canaux composés, est la combinaison d'un travail numérique et expérimental. Ces deux parties s'autoalimentent. L'étude numérique servira à optimiser la gestion des conditions aux limites dans le modèle expérimental, et l'expérimentation construira une base de données servant à valider le modèle numérique. Un travail de recherche bibliographique a été fait en amont et a permis de déterminer la géométrie de canal idéale à mettre en place expérimentalement. Une série de modélisations 3D permettra de dimensionner un dispositif de conditions aux limites à mettre en place expérimentalement. Enfin, les données expérimentales qui seront récoltées permettront d'une part de combler le manque de données dans la littérature mais aussi de valider les modèles numériques futurs.

BIBLIOGRAPHIE

- Ackers P. (1993). Flow formulae for straight two stage channels, *J. Hydraulic Res*, 31(4), 509-531.
- Al khatib I. (1999). Velocity distribution in channels of rectangular compound cross section, *J. of Engineering and Environmental Science*, 23, 161 - 171.
- Bellahcen S. (2013). *Modélisation numérique RANS et LES du champ de vitesse en canaux composés* : Travail de fin d'étude, ENGEES.
- Bousmar D., Rivière N., Proust S. (2005) Upstream discharge distribution in compound-channel flumes, *J. Hydraul. Eng*, 131(5), 408-412.
- Knight D.W., Demetriou J.D. (1983). Flood plain and main channel interaction, *J. Hydraul. Eng.* 109(8), 1073-1092
- Knight D.W., Shiono K. (1990). Turbulence measurements in a shear layer region of a compound channel, *J. Hydraul. Res*, 28(2), 175-194.
- Lotter G. K. (1933). Considerations on hydraulic design of channels with different roughness of walls. *All-Union Scientific Research Institute of Hydraulic Engineering*. 9, 238-241.
- Myers W.R.C. (1977). Momentum transfer in compound channel, *International association for Hydraulic Research*, 16(2), 62-63.
- Myers W.R.C. (1987). Velocity and discharge in compound channels, *J. Hydraul. Eng*, 113(6), 753-766.

- Nezu I., Onitsuka I., Sagara Y., Ikenita K. (1990). Secondary currents and bed shear stress in compound open-channel flows with shallow flood plain, *XXVIII Congress IAHR*, Graz, Autriche.
- Nezu I., Rodi W. (1985). Experimental study on secondary currents in open channel flow, *International association for hydraulic research, 21st congress* Melbourne, Australia.
- Nezu I., Sanjou M. (2004). 3D coherent structures of horizontal vortices in compound open channel flows, *Advances in hydro-science and engineering*, Vol. 6 .
- Nicollet et Uan (1979). Ecoulements permanents à surface libre en lits composés, *La Houille Blanche* , n°1, 21-30
- Prinos P., Townsend R.(1984). A comparison of methods for predicting discharge in compound open channels, *Advances in water resources*, vol. 7, 180-187.
- Proust S., Rivière N., Bousmar D. (2006). Flow in compound channel with abrupt floodplain contraction, *J. Hydraul. Eng.*, 132(9), 958–970.
- Roache P. J. (1994). A Method for Uniform Reporting of Grid Refinement Studies, *Journal of Fluids Engineering*, 116-413.
- Roache P. J. (1997). Quantification of uncertainty in computational fluid dynamics. *Journal of fluid engineering*, Vol 29, 123-160.
- Seckin G. (2004). A comparison of one-dimensional methods for estimating discharge capacity of straight compound channels, *Canadian Journal of Civil Engineering*, 31(4), 619-631.
- Sellin R. H. J. (1964). A laboratory investigation into the interaction between the flow in the channel of a river and that over its flood plain, *Houille Blanche*, 20(7), 793-802.
- Tominaga A., et al. (1989). Three-dimensional turbulent structure in straight open channel flows. *J. Hydraul. Res.*, 27(1).
- Tominaga A., Nezu I. (1991). Turbulent structure in compound open-channel flows, *J. Hydraul. Eng.*, 117(1), 21-41.

Les crédits de débit, un instrument incontournable pour une gestion territoriale des eaux pluviales ?

Le Nouveau N.¹, Deroubaix J.-F.², de Gouvello B.², Hubert G.³

¹ Cerema - Direction technique Territoires et ville, 2 rue Antoine Charial, CS 33927 - 69426 Lyon Cedex 3, courriel : nathalie.lenouveau@cerema.fr

² Université Paris Est – École des Ponts Paris tech – Leesu – UMR MA 102, 6-8 avenue Blaise Pascal, 77 455 Champs-sur-Marne Cedex 2.

³ Université Paris Est Marne-la-Vallée - Département Génie Urbain, Leesu –, 5 boulevard Descartes, 77454 Marne La Vallée Cedex.

RESUME

Face aux enjeux de prévention des inondations et de préservation des milieux aquatiques, les pouvoirs publics appellent à une gestion plus intégrée des eaux pluviales urbaines. Le principal levier serait la maîtrise *in situ* des débits. Des collectivités mettent ainsi en place des réglementations limitant les rejets des nouveaux aménagements. Pourtant de telles limitations sont critiquées par des scientifiques. Les bassins versants constitueraient des espaces de réflexion plus adaptés. Dans ce contexte, nous avons cherché à comprendre ce qui conduit les collectivités à instaurer de tels *crédits de débit*, tout en analysant le rôle des territoires de l'eau. Les politiques de trois collectivités associées à des démarches de bassins versants ont été étudiées. Elles sont effectivement passées d'une maîtrise localisée des débits appuyée sur une expertise hydrologique à une maîtrise générale des débits dans une gestion plus partagée. Par ailleurs, le même type de limitations des débits se développe dans plusieurs territoires de l'eau. Elles résultent de processus décisionnels qui impliquent de plus en plus d'acteurs aux rationalités multiples. Les approches simplifiées seraient une condition de gouvernabilité dans une gestion désormais collective des eaux pluviales, où les territoires sont mobilisés comme moteur de l'apprentissage nécessaire aux changements. Le caractère hybride des réglementations a cependant pour effet de sévérer, parfois fortement, les mesures incombant aux propriétaires. Ces constats augurent du besoin d'une nouvelle étape dans la territorialisation de la gestion des eaux pluviales, où les territoires dans toute leur diversité donneraient du crédit à une nouvelle génération d'hydrologues.

MOTS CLES

Acteur ; eaux pluviales ; rationalité ; réglementation ; territoire.

INTRODUCTION

Les eaux pluviales sont longtemps restées cantonnées à des questions de rapports de voisinage, de gestion de la voie publique puis d'assainissement. A présent, elles sont devenues un champ de l'action publique récemment consacré par l'explicitation d'un service dédié dont les collectivités ont la charge. Face aux enjeux de prévention des inondations et de restauration du bon état des milieux aquatiques, le référentiel national « *La ville et son assainissement* » avait souligné le nécessaire changement de paradigme, de l'évacuation à l'intégration des eaux pluviales (Certu, MEDDE, 2003). L'exigence de maîtrise des débits serait l'un des principaux leviers. Dès 1992, le législateur a reconnu le caractère local des problématiques et des réponses à apporter : il a invité les collectivités à définir des « *zones où des mesures doivent être prises pour (...) assurer la maîtrise du débit et de l'écoulement* », qui peuvent être portées dans les documents d'urbanisme. En parallèle, il a renforcé le pouvoir de police de l'eau des services de l'Etat appelés à instruire les déclarations et

demande d'autorisation de rejets d'eaux pluviales aux milieux naturels à partir de 1 hectare. Une multiplication de réglementations locales limitant les débits est observé, particulièrement depuis le début des années 2000 (SOeS, 2011 ; Petrucci, 2012). Elles sont généralement de l'ordre de quelques l/s/ha. Pour décrire ce qui s'approche d'une transaction, nous utilisons la notion de *crédits de débit* : les propriétaires sont crédités de droits à débiter leurs eaux pluviales issues de nouveaux aménagements de manière étalée dans le temps dans la limite fixée et éventuellement différenciée dans l'espace par des *cartes de crédits de débit différé*. Leur principe a été consacré en 2010 par les conditions d'abattements de la taxe pour la gestion des eaux pluviales que les collectivités peuvent instaurer (Le Nouveau *et al*, 2013).

Pourtant les limitations généralisées de débit sont critiquées par des scientifiques. Ils interrogent leur rationalité hydrologique (Petrucci, 2012), les jugent « *non seulement inefficaces mais [potentiellement] contre-productives* » (Chocat, 2013). Dès les années 1990, des hydrologues avaient pointé les risques et limites de rétentions multiples sur le fonctionnement des bassins versants : mise en phase d'hydrogrammes de crues de sous-bassins, accroissement des petites crues, pas de limitation des volumes... (Azzout *et al*, 1994 ; Ferguson, 1995). Le ministère de l'écologie a également attiré l'attention de ses services sur les risques induits (DGALN *et al*, 2011). En outre l'écoulement de la pluie est une loi naturelle reconnue par le code civil : elle ne connaît pas les frontières des territoires institutionnels qui produisent ces réglementations. Le juriste P. Billet suggérait récemment d'inventer les *territoires du ruissellement* (Billet, 2013). Aussi peut-on penser que les bassins versants constituent un espace de réflexion plus adapté. Différents instruments ont été progressivement créés, porteurs de dynamiques institutionnalisantes : contrats de rivière, SAGE, SDAGE, etc. (Bringuier, 2011 ; Narcy, 2013). L'articulation des territoires est recherchée par des principes de subsidiarité, de hiérarchie de normes et de comptabilité des instruments de l'eau, de l'urbanisme et des risques.

C'est pourquoi, dans le cadre de travaux sur la territorialisation de la gestion des eaux pluviales, nous avons cherché à comprendre ce qui conduit les collectivités à instaurer de tels *crédits de débit*, malgré les critiques dont elles font l'objet. Par quels acteurs sont-elles portées pour quelles finalités ? Avec quelles ressources et selon quels processus décisionnels sont-elles établies ? Quels sont les apports des démarches de bassins versants. Plusieurs hypothèses ont été formulées : *i*) de telles limitations de débit constituent une forme de territorialisation de la politique de l'eau, *ii*) sa généralisation serait inévitable dans une approche préventive responsabilisant différents acteurs, *iii*) les territoires de l'eau favorisent une approche plus globale et hydrologiquement rationnelle. Les terrains et méthodes d'études sont présentés ainsi que les réglementations repérées à différentes échelles (1). Ensuite les décisions et processus sont analysés sous l'angle des rationalités des acteurs et de leur hybridation (2). Enfin, des premiers effets de ces réglementations hybrides sont entrevus (3).

1 TERRITOIRES, FORMES ET TRAJECTOIRES DES CREDITS DE DEBITS

1.1 Terrains et méthodes d'études

Des territoires différenciés, aux dynamiques contrastées. Nos terrains d'études sont trois collectivités de la Région Rhône-Alpes où la gestion territoriale de l'eau est largement développée. La communauté urbaine du Grand Lyon est située à la confluence du Rhône et de la Saône. Créée en 1969 sous l'impulsion de l'Etat, elle connaît une stabilité institutionnelle. 58 communes accueillent 1,3 millions en 2013. L'agglomération s'est fortement développée par couronnes successives, de manière plus marquée dans la plaine de l'Est lyonnais. L'eau et l'assainissement sont une compétence communautaire, ainsi que l'urbanisme et les voiries. La ville de Saint-Etienne est située au carrefour de trois vallées : le Gier affluent du Rhône et l'Ondaine et le Furan, affluents de la Loire. Sa population, aujourd'hui de 170 000 habitants, a reculé sous l'effet de l'arrêt de l'activité minière et de la

péri-urbanisation. La ville en renouvellement urbain a récemment transféré à la communauté d'agglomération Saint-Étienne Métropole, 45 communes et 400 000 habitants en 2013, sa compétence eaux usées et eaux pluviales. Elle anime par ailleurs trois contrats de rivière. L'ancienne ville nouvelle de l'Isle d'Abeau, située dans la vallée de la Bourbre, un affluent du Rhône, a été créée par l'Etat à partir des années 1970. Visant à assurer une partie de la croissance lyonnaise à l'Est, sa structure est multipolaire. Le Syndicat d'agglomération nouvelle, progressivement réduit à 5 communes, a été transformé en 2007 en communauté d'agglomération Porte de l'Isère, étendue à 23 communes. Sa population, 100 000 habitants en 2013, a été multipliée par deux en 30 ans. La CAPI a pris en charge l'eau potable, l'assainissement des eaux usées et les eaux pluviales urbaines.

Des interactions avec des démarches de bassins versants.

Depuis les années 1990, ces collectivités sont associées à des démarches concertées de gestion de l'eau et des risques. Les instruments réglementaires mobilisés intégrant les eaux pluviales sont les SAGE et PPR I, outre les SDAGE. Plusieurs PPRI ont été établis après des crues de ruisseaux de l'Ouest lyonnais à régime pluvial : PPRI Ravin sur les 6 communes du bassin (1998) et PPRI Yzeron sur 7 communes (1998), étendu en 2013 au bassin versant (Figure 1). Ce ruisseau a fait l'objet d'un contrat de rivière dans les années 2000, porté par un syndicat de rivières. Pour la protection de la seconde ressource en eau de l'agglomération, partiellement d'origine pluviale, le SAGE de la nappe de l'Est lyonnais a été approuvé en 2009. Porté par le Conseil général du Rhône, il concerne 31 communes. Saint-Etienne et le SAN puis la CAPI sont quant à eux acteurs de deux SAGE. Le SAGE Loire en Rhône-Alpes a été adopté fin 2013 par la CLE. Porté par le Conseil Général de la Loire, il concerne 290 communes, pratiquement le département. Le SAGE Bourbre, initié après d'importantes inondations, a été approuvé en 2008. Concernant 70 communes, il est porté par le Syndicat d'aménagement du Bassin qui anime un contrat de rivière pour sa mise en œuvre.

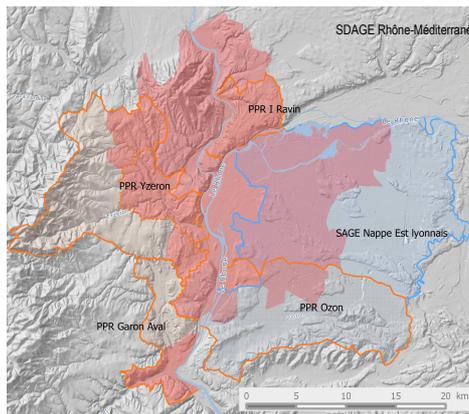


Figure 1 : Démarches de bassins versants à portée réglementaire intéressant le Grand Lyon.

La reconstitution des processus décisionnels. Les décisions et processus à l'échelle des trois collectivités et des bassins versants ont été repérés, reconstitués et étudiés par deux approches complémentaires et croisées. Différents documents ont été analysés : schémas directeurs, réglementations, rapports d'études, notes internes, guides, compte-rendu de réunion, etc. Des entretiens semi-directifs ont été conduits avec une cinquantaine d'acteurs au sein des services de collectivités, des services de l'État et de bureaux d'études.

1.2 Des premières limitations à leur généralisation par les collectivités

Grand Lyon : des principes généraux réglementés, des crédits de débits pratiqués. Des premiers bassins de rétention et d'infiltration sont réalisés dès les années 1970 lors de la création de ZAC par différents opérateurs (CCI, COURLY ou SERL). A la même époque, la COURLY est reconnue responsable de dommages dus à des inondations. Peu à peu les réseaux en majorité unitaires sont saturés en centre-ville, leurs capacités progressivement précisées grâce au modèle SERAIL développé avec l'INSA de Lyon. Aussi en 1992, l'acceptation systématique des eaux pluviales est remise en cause lors de l'adoption du schéma général d'assainissement adopté par le Conseil Communautaire. Les stratégies dépendent des secteurs : « *il ne sera accepté qu'un débit plafonné à une certaine valeur correspondant du réseau, voire refuser tout apport (Ouest lyonnais plus particulièrement)* ». Le zonage ruissellement et eaux pluviales élaboré en 1998 confirme que dans les zones de production-aggravation des bassins versants à forte vulnérabilité, il convient de « *limiter au*

maximum l'imperméabilisation des sols et compenser les débits issus des surfaces imperméabilisées » par des techniques alternatives¹. Le PLU de 2004 auquel il est annexé rappelle que « *la gestion des eaux pluviales est de la responsabilité du propriétaire et le rejet au milieu naturel est à privilégier* » et que le Grand Lyon n'ayant pas d'obligation de collecte, il se réserve le droit, si les eaux pluviales sont acceptées, d'imposer une limitation des débits et des traitements éventuels. Le règlement d'assainissement adopté en 2004 précise également les conditions de contrôle de conception lors des demandes d'urbanisme. Seule la procédure-qualité pour l'instruction de ces demandes vient préciser les paramètres nécessaires au dimensionnement des ouvrages : norme EN 752 pour les périodes de retour (10, 20, 30 ans...) associées aux zones du PLU, et éventuellement accrues selon la vulnérabilité en aval, débits limités à prendre en compte à partir de 200 m². Le guide pour les aménageurs établi en 2008 indique que le rejet est « *traditionnellement fixés à 5 l/s/ha lotis* », valeur fréquemment citée par les subdivisions lors d'un état des lieux conduit par le service études. Mais celui-ci n'a pas souhaité à jour les réglementer. Pour les rejets au milieu naturel soumis au code de l'environnement, la police de l'eau du Rhône a également co-construit avec le Grand Lyon un guide de préconisations, diffusé dès 2004. Il fait également référence pour la protection des biens et des personnes à la norme EN 752, et pour la protection du milieu récepteur à des débits de fuite de 5 à 10 l/s/ha pour des pluies plus fréquentes de 2 à 5 ans².

Saint-Etienne : une limitation municipale uniforme des débits d'eaux pluviales, dans une ville fortement exposée aux inondations. Un diagnostic général du réseau d'assainissement établi par un bureau d'études à la fin des années 1980 avait également mis en évidence des insuffisances hydrauliques et proposé des travaux d'optimisation, avec notamment la création de bassin de rétention. Le premier est mis en service en 1992. Par la suite, le zonage pluvial réalisé par le même bureau d'études propose, outre une actualisation du programme de travaux et une cartographie des zones d'accumulation des eaux du ruissellement pluvial urbain, de limiter désormais les nouveaux rejets dans le réseau, inévitables du fait l'inaptitude réputée des sols à l'infiltration, à 15 l/s/ha. Cette limitation des débits est ensuite inscrite par la ville de Saint-Etienne dans son PLU en 2007, applicable aux opérations à partir de 400 m² d'imperméabilisation et à tout parking de plus de 10 emplacements. Fin 2006, le règlement du service assainissement exploité par la Stéphanoise des Eaux formule un principe plus général de maîtrise du ruissellement³. Comme dans le cas du Grand Lyon, c'est la note d'instruction des permis de construire établie par le service assainissement propose une méthode de dimensionnement indicative des petits projets, s'apparentant à la méthode de l'hydrogramme, avec des coefficients de ruissellement, trois périodes de retour pour le stockage (10 ans à Terrenoire, 30 ans à Saint-Etienne, 100 ans zone inondable) et une pluie de 12 minutes. La police de l'eau de la Loire quant à elle n'a pas établi de doctrine pour les rejets au milieu naturel. Un instructeur constate que pour les débits de fuite, « *maintenant c'est vrai qu'on prend plutôt une valeur a priori en l/s/ha plutôt que de se fier à une valeur de débit initial. (...). Le 15 l/s/ha commence à faire un peu jurisprudence* ».

L'Isle d'Abeau : un écrêtement « génétique » des eaux pluviales qui perdure dans les pratiques, soutenu par les procédures loi sur l'eau. Des principes d'assainissement pluvial alors nouveaux pour les années 1970 ont été mis en œuvre pour la construction de la ville nouvelle. La mission d'études puis l'établissement public d'aménagement ont développé des principes différenciés selon les exutoires naturels : les débits d'eaux pluviales, collectées par réseaux séparatifs, sont écrêtés par des bassins en vue de leur infiltration dans la plaine ou par des plans d'eau préexistants sur le réseau hydrographique préservé dans les sites

¹ Il ne recouvre qu'une partie du territoire communautaire : 12 bassins versants à problématique immédiate et de prévention dans l'Ouest lyonnais et 4 bourrelets morainiques dans l'Est lyonnais.

² Il indique que « *Les valeurs les plus contraignantes de ces fourchettes seront utilisées si le projet est situé à l'amont du cours d'eau, s'il présente une proportion conséquente de la surface du bassin versant du cours d'eau, si le bassin versant est soumis à une forte pression des rejets d'eaux pluviales.* »

³ « *Seul l'excédent de ruissellement peut être rejeté au réseau public, après qu'aient été mises en œuvre, toutes les solutions susceptibles de limiter et d'étaler les apports pluviaux* ».

vallonnés. Ces principes d'écêtement ont perduré dans les pratiques. L'ancien ingénieur hydraulicien du SAN et puis de la CAPI distingue plusieurs situations : en amont des réseaux selon la capacité des réseaux, sinon le débit d'écoulement avant urbanisation qui peut varier du simple au triple, selon la surface, le coefficient de ruissellement et la pente, par exemple de 15 l/s/ha à 50 l/s/ha. Le responsable actuel du service assainissement de la CAPI fait référence à la valeur la plus faible. Un zonage pluvial a été lancé pour argumenter et d'affiner ces contraintes. Pour les rejets au milieu naturel relevant de la police de l'eau de l'Isère, la DDT a diffusé en 2010 un guide à destination des pétitionnaires : elle invite à « *ne pas aggraver la situation à l'état initial et à limiter l'incidence des projets sur les milieux récepteurs* », en privilégiant l'infiltration, puis la limitation aux écoulements naturels.

1.3 Des territoires de l'eau et du risque inondation mobilisés

Des crédits de débits du SDAGE Loire-Bretagne adaptés par le SAGE LRA⁴. Le SDAGE a effectivement défini des limites de débits spécifiques pour les rejets dans les réseaux pluviaux et dans les milieux naturels à partir de superficie d'aménagement de 1 ha. Les valeurs, relatives à une pluie décennale, sont de 3 l/s/ha dans les hydroécocorégions de niveau 1 (massif armoricain et massif central) et 1 l/s/ha dans les autres hydro-écocorégions, avec une valeur technique minimale (20l/s)⁵. Les valeurs peuvent être adaptées localement pour des critères d'ordre géomorphologique, climatique, technique, foncier ou environnemental. Elles ont effectivement été adaptées et spatialisées dans le cadre de la stratégie de gestion des eaux pluviales du SAGE LRA. Il a été établi une carte associée à la « *Règle Réduire les rejets d'eaux pluviales* ». Elle définit par commune: *i*) les débits de fuite maximaux pour les rejets dans les réseaux séparatifs et unitaires et les milieux naturels (5, 10 ou 15 l/s/ha respectivement pour les secteurs de plaine de colline et de montagne) avec un débit minimal de 2 l/s, *ii*) les occurrences du volume de rétention (10, ou 30 ans en zone de forte urbanisation). Ces règles peuvent être adaptées sur la base d'études menées à l'échelle de bassins versant, après validation par la CLE. Une étude de ce type a été initiée en 2011 sur les bassins versants de l'Ondaine, du Lizeron et du Furan par Saint-Etienne Métropole, animateur des contrats de rivière. Pour la maîtrise des eaux pluviales des nouveaux aménagements, le prestataire a repris les mêmes principes de limitation des débits que le SAGE, en relevant notamment une des valeurs jugée trop faible. Il s'agit de valeurs « *par défaut* », que les zonages communaux préciseront⁶. Il propose d'harmoniser les périodes de retour de dimensionnement des ouvrages à 50 voire 100 ans sur des sous-bassins versants à contraintes particulières.

Des PPR Inondation pour limiter le ruissellement dans les zones de production. Dans le territoire du Grand Lyon, le PPR Inondation du Ravin approuvé en 1998 à l'échelle du bassin versant a été co-produit par la DDE, le Grand Lyon et l'Agence d'urbanisme. Dans les zones d'aggravation du risque correspondant au plateau, l'autorisation des constructions nouvelles, parkings et voiries secondaires est conditionnée à leur accompagnement « *de tous les moyens notamment d'infiltration ou de rétention des eaux de pluie, et ce afin de limiter le ruissellement. Ces dispositifs (...) devront être dimensionnés pour pouvoir contenir des volumes de pluie centennale et devront faire partie des équipements collectifs des ZAC et PAE* ». C'est une forme de *crédit de débit nul*. Plus récemment, à la faveur de son élargissement par la DDT du Rhône à l'ensemble du bassin versant, le PPRI de l'Yzeron prescrit également pour les eaux pluviales une « *compensation de toute nouvelle*

⁴ Les CLE des SAGE de la nappe de l'Est lyonnais et de la Bourbre n'ont pas mobilisé de telles approches. La première privilégie des « *bonnes pratiques d'assainissement pluvial* » portant une attention à la qualité des eaux (un guide doit être élaboré), et la « *limitation des ruissellement et de l'érosion sur les reliefs* ». La seconde cartographie et hiérarchise les sous-bassins versants à risque ruissellement pour l'élaboration prioritaire des zonages pluviaux.

⁵ Cette valeur de 1/l/ha provient du bassin Seine-Normandie. Des services de la police de l'eau appartiennent en effet aux deux bassins. La note de la MISE du Loiret de 2010 précise que le débit limite doit correspondre à la restitution naturelle d'un bassin versant non aménagé, soit 1 l/s/ha. Elle a été portée à 3 l/s/ha à dire d'experts « *La proposition de base, c'était 1 l/s/ha. Et disons que l'on a regardé à peu près la différence de pluviométrie que l'on avait par rapport au secteur breton et au secteur Massif Central. Nous, on estime qu'à l'échelle du bassin, on va avoir trois fois plus de ruissellement* », a expliqué un ingénieur de la DREAL de bassin. Le choix des hydroécocorégions répond à la volonté de ne pas rajouter de zonage supplémentaire dans le SDAGE.

⁶ 15 l/s/ha pour 5 communes (secteurs montagneux ; 2 l/s si < 1500 m²) et 10 l/s/ha pour les autres (2 l/s si < 2000 m²).

imperméabilisation » dans les zones blanches de maîtrise du ruissellement et les zones vertes HMG, en spécifiant les règles à respecter dans l'attente des zones pluviales que les communes doivent élaborer dans un délai de 5 ans et intégrer dans le PLU. Les projets soumis à autorisation ou déclaration ne doivent pas augmenter le débit naturel de la parcelle ou du tènement jusqu'à une pluie d'occurrence 100 ans ; en cas d'ouvrage de rétention, pour les débits de fuite de faible intensité (< 5 ans), le débit de fuite ne pourra être supérieur au débit maximal de ruissellement sur la parcelle ou le tènement avant aménagement pour un événement d'occurrence 5 ans. Pour les autres projets, y compris ceux pour lesquels le rejet se fait dans un réseau existant, les débits devront être écrêtés au débit naturel avant aménagement pour toute imperméabilisation nouvelle supérieure à 100 m² (avec une valeur technique à 5 l/s), jusqu'à une pluie d'occurrence 100 ans. La possibilité d'un traitement collectif ou combiné pour les opérations d'aménagement en ZAC ou lotissement est donnée⁷.

2 LA LIMITATION DES DEBITS OU L'HYBRIDATION DES RATIONALITES A L'OEUVRE

2.1 L'expression des rationalités d'une pluralité d'acteurs

G. Petrucci a mené une première analyse des rationalités à l'œuvre dans les politiques de contrôle à la source à partir de terrains principalement franciliens (Petrucci, 2012). Il en a caractérisé deux grandes familles, technique et politique. Nos travaux confirment et affinent ces constats, dans des contextes territoriaux multi-scalaires. Les analyses soulignent que ces limitations assez généralisées expriment les rationalités d'une pluralité d'acteurs impliqués aux différentes échelles et étapes de définition et de mise en œuvre des stratégies de gestion des eaux pluviales, désormais collective. Passer d'un opérateur public spécialisé à une multiplicité d'opérateurs publics et privés conduit inévitablement mais de manière différenciée à des réglementations des rejets comme une condition de gouvernabilité. Elles trouvent différents traductions dans l'expression des règles, les conditions d'emploi et les outils d'accompagnement.

Tableau 1 : Typologie des rationalités en jeu dans la construction des crédits de débits

Rationalité	Objectifs recherchés
Environnementale	<ul style="list-style-type: none"> - Ne pas aggraver les écoulements. - Ne pas saturer les réseaux en aval. - Protéger les milieux récepteurs de l'érosion, des déversements. - Prévenir l'accroissement des inondations de cours d'eau. - Adapter les mesures selon vulnérabilité au sein du projet, en aval.
Technique	<ul style="list-style-type: none"> - Adapter les conditions de rejets aux exutoires (dont infiltration) - Seuil minimal, réalisable / faisabilité
Urbaine	<ul style="list-style-type: none"> - Encadrer les constructions et imperméabilisations nouvelles (parcelle, hectare) - Valoriser les eaux pluviales dans l'aménagement urbain.
Economique	<ul style="list-style-type: none"> - Limiter les nouveaux investissements. - Partager les coûts entre public et privé. - Réduire les coûts de transaction pour les collectivités, l'Etat, les BET.
Social et territorial	<ul style="list-style-type: none"> - Mettre en mouvement les acteurs, inciter au changement. - Soutenir une solidarité de bassin versant. - Assurer une cohérence hydrologique et territoriale. - Garantir une équité territoriale. - Témoigner d'une action publique auprès des inondés. - Favoriser l'apprentissage.
Organisationnelle, procédurale	<ul style="list-style-type: none"> - Rationaliser, simplifier l'instruction : PC, raccordement, DLE. - Limiter le nombre de zonages. - Ménager une capacité de négociation, d'adaptation.

⁷ Préalablement le PPRI du Garon aval approuvé en 2007 avait retenu le principe d'une compensation jusqu'au débit naturel de période de retour de 30 ans, ou au plus à 6 l/s/ha.

2.2 Une construction territoriale de la gestion des eaux pluviales

Des hybridations pour partie conscientes et assumées. Ces limitations de débits sont ainsi un *construit territorial* et non plus seulement un construit sectoriel. Elles sont le produit d'une hybridation de ces rationalités d'acteurs qui procèdent à des ajustements mutuels pour une prise en compte globale. Le règlement-type des PPR du Rhône, rédigée avec le service de police de l'eau intègre la prévention de l'érosion des cours d'eau lors des petites crues, la prévention du risque d'inondation centennal, les procédures loi sur l'eau et les zonages pluviaux. Les démarches d'association ou de concertation tendent mécaniquement à amplifier cette hybridation par l'accroissement des acteurs en jeu. Des choix qui apparaîtraient irrationnels à des hydrologues sont pour partie conscients et assumés comme le résultat de ces processus territorialisés. « *Ce sont aussi des documents qui sont en partie politique et pas uniquement technique, souligne un ingénieur en délégation de bassin Loire-Bretagne. Même si le lien n'est pas net, [des associations d'inondés] ressentent ce type de disposition comme 'On s'occupe d'eux, des inondations' (...). La règle générale donnée au niveau du bassin oblige à ce que localement les acteurs concernés s'en saisissent si elle ne leur plaît pas. Et la possibilité d'adaptation, cela permet de la rendre éventuellement plus adéquate par rapport aux conditions locales* », ce que fit la CLE du SAGE LRA.

Un encadrement de plus en plus précis et global au fil de l'expérience. « *Autant de bureaux d'études, autant de calcul de crues de projet, de débits de fuite, de rétention...* » constataient unanimement les services de la police de l'eau. Les services instructeurs des trois collectivités et de la police de l'eau du Rhône et de l'Isère ont été conduits à un moment donné à préciser voire établir un *cadre commun de référence* pour eux-mêmes voire pour les pétitionnaires et leurs prestataires. Ce cadre a pu recouvrir les valeurs de limitation des débits, les périodes de retour de dimensionnement des ouvrages, les données pluviométriques à utiliser, les méthodes de calculs, etc. Plus les règles ou doctrines ouvrent sur des adaptations locales, plus le cadre produit serait de nature à guider les choix. C'est le cas du Grand Lyon ou de la police de l'eau de l'Isère, peu favorables à une uniformité des crédits de débits. Ils ont en commun d'intervenir dans des contextes géographiques contrastés et d'entretenir des liens avec des réseaux territoriaux ou nationaux d'expertise.

Le territoire, moteur d'un apprentissage collectif nécessaire au changement. Cette fonction territoriale est souvent présente dans les discours et confirmé par des modes d'action qui accompagnent ces réglementations. Elle concerne la gestion alternative des eaux pluviales, la mobilisation des instruments réglementaires ou le travail collectif. Un ingénieur du Grand Lyon se souvient ainsi de l'invitation de l'ingénieur de la police de l'eau à « *faire un code en commun de bonne conduite, de bon assainissement pluvial* ». Tout en collaborant au guide de la MISE, le Grand Lyon a élaboré un document interne puis l'a adapté pour les aménageurs et les particuliers. Saint-Etienne Métropole a organisé une journée de sensibilisation pour les élus et les maîtres d'œuvre locaux. La ville a organisé une formation interne puis développé un document de sensibilisation en régie. Pratiquement tous ont « rendez-vous » au GRAIE. Au final, les polices de l'eau des trois départements ont pu constater l'amélioration de la qualité des dossiers soumis par les pétitionnaires.

2.3 De la subsidiarité à la stratégie interterritoriale

Compétence non exclusive, subsidiarité et gouvernance multi-niveaux. Le principe de subsidiarité que l'Union européenne a contribué à vulgariser « *visé à déterminer le niveau d'intervention le plus pertinent dans les domaines de compétences partagées (...)* ». ⁸ Alors qu'au niveau européen, le ruissellement urbain est réduit aux questions de traitement des eaux résiduaires collectées ⁹, au niveau national le législateur a reconnu en 1992 le niveau

⁸ « *Le principe de subsidiarité* », Europa, synthèse de la législation. Plusieurs critères sont examinés : le besoin de médiation entre deux territoires à un même niveau, le risque d'action contraire ou d'absence d'action à un niveau par rapport aux exigences du niveau supérieur, les avantages manifestes d'intervention d'action à un niveau supérieur.

⁹ Les exigences de traitement jusqu'aux « *pluies fortes* » sont telles qu'elles peuvent être lues comme une invitation à la prévention du ruissellement voire à la non collecte, ce que fera le législateur français en réglementant le fait de ne plus pouvoir raccorder des réseaux pluviaux sur des réseaux unitaires, « *sauf justification expresse de la commune* ».

local comme le plus pertinent pour résoudre les problématiques. Responsabilisant Collectivités, Etat territorial et propriétaires / pétitionnaires, il a recomposé leurs relations. Les terrains étudiés sont marqués par la multiplication, parfois le foisonnement, des niveaux de décision impliqués. Les limitations de débits mobilisent également des acteurs collectifs : comités de bassin, commissions locales de l'eau voire comité de rivière. Les approches tendent à converger de manière généralisée. Le phénomène est particulièrement marqué à Saint-Etienne : la définition de débit-limite aux niveaux municipal et du bassin Loire-Bretagne a induit un nécessaire positionnement de la CLE sur cet aspect.

Cinq types de relations territoriales dans la fabrication des crédits de débit. La première forme est l'*anticipation* du niveau supérieur : la communauté urbaine de Lyon ou le SAN de l'Isle d'Beau ont anticipé des exigences fixées au niveau national en 1992. La seconde est la *responsabilisation* par un niveau supérieur : les collectivités définissent les crédits de débits octroyés aux aménageurs, le SDAGE RMC demande aux agglomérations de plus de 10 000 EH d'élaborer un zonage pluvial, de même que les PPR I de ruisseaux ou le SAGE LRA. Pour les y contraindre, des exigences par défaut peuvent être fixées, par substitution. La troisième est l'*adaptation* de normes issues du niveau supérieur, généralement associé à une interprétation : le SAGE Loire-en Rhône-Alpes a adapté les valeurs de débits limites et élargi le domaine d'application du SDAGE Loire-Bretagne. La quatrième est la *diffusion* à un niveau supérieur : le Grand Lyon a porté dans le SAGE de la nappe de l'Est Lyonnais et le SCOT ses pratiques en matière de gestion in situ des eaux pluviales, Saint-Etienne Métropole soutient la limitation des débits dans le SAGE. Et la cinquième est le *détour* par un autre niveau : le Grand Lyon sollicite le Préfet pour l'élaboration d'un PPRI sur le Ravin, des ingénieurs de la ville de Saint-Etienne préviennent leurs collègues « *Attention, il y a le SAGE qui arrive* », des DDT soutiennent des inscriptions de limitations dans le SDAGE vis à vis des instructions de dossiers loi sur l'eau.

Vers des stratégies inter-territoriales. Ces exemples soulignent que collectivités et services de l'Etat appartiennent à une pluralité de territoires qui se superposent, se juxtaposent ou s'imbriquent. Des démarches structurées comme l'élaboration des SAGE ou des SCOT, tendent par ailleurs à institutionnaliser des comportements d'acteurs initialement marginaux-sécants¹⁰. Ce multi-positionnement est suscité et mobilisé par certaines collectivités pour développer et intensifier différents registres de relations territoriales, faisant écho au concept d'inter-territorialité développé par M. Vanier, qu'il qualifie de « *pouvoir des territoires* » (Vanier, 2008). Cette capacité inter-territoriale, qui dépasse le registre de la coopération entre institutions, caractérise plus particulièrement le Grand Lyon, présent du niveau hyper-local au niveau national voire européen. Elle est renforcée par l'insertion dans des réseaux territoriaux comme le GRAIE, également multi-positionné. Plus récemment, Saint-Etienne Métropole développe de telles capacités, en appui notamment sur ses missions d'animateur de contrats de rivières, à la faveur de structuration d'une direction assainissement et rivières, tout en étant fortement mobilisée, comme la CAPI, par les transferts de compétences.

3 L'INTEGRATION DES EAUX PLUVIALES A L'EPREUVE DE LA GESTION TERRITORIALE

3.1 Une sévèrisation incrémentale de normes territorialisées...

Des changements plus ou moins gradués. Les trajectoires des limitations de débit s'inscrivent dans un temps long par évolutions progressives, même si certains discours évoquent volontiers une rupture radicale au moment la décision d'instauration. F. Scherrer parle ainsi de la « *fin d'un droit* », à propos de la restriction de rejet introduite par le schéma général d'assainissement lyonnais (Scherrer, 1992). Les trois collectivités ont pris en charge les premiers ouvrages d'écêtement des débits, qu'elles ont ensuite généralisés dans une

¹⁰ Concept de H. Jamous (1969). La position de marginal-sécant est celle de « *l'acteur qui est partie prenante dans plusieurs systèmes d'action en relation les uns avec les autres et qui peut, de ce fait, jouer le rôle indispensable d'intermédiaire et d'interprète entre des logiques d'action différentes, voire contradictoires* » (Crozier, Friedberg, 1977).

gestion partagée. De telles mesures peuvent être interprétées comme la transformation de la servitude d'écoulement naturel de droit privé en règle de droit public permettant aux autorités locales de la contrôler¹¹. Les exigences ont pu être accrues à la faveur de différentes démarches : réduction des débits-limites de rejets à Saint-Etienne par le SAGE Loire en Rhône-Alpes, accroissement des niveaux de protection par PPR du Ruisseau du Ravin à Lyon... Ces observations rejoignent la théorie de l'incrémentalisme formulée en 1959 par E. Lindblom selon laquelle les décideurs politiques corrigent progressivement des erreurs pour se débrouiller au mieux. Seule la décision initiale d'imposer une limitation de débit, éventuellement nul, apparaît majeure. L'accélération récente du rythme des évolutions incrémentales à la faveur des changements d'échelles, à Saint-Etienne par exemple, soulève alors la question de l'instabilité des normes.

Une juxtaposition plus qu'une intégration d'une pluralité de rationalités. A plusieurs reprises, l'hybridation a conduit à une simple juxtaposition des rationalités d'acteurs sectoriels dans la formulation des règles ou dans leur mise en œuvre, plus qu'à une véritable intégration. Elle peut avoir pour effet une sévrisation des exigences dans les pratiques. Par exemple, la doctrine de la DDT de l'Isère propose au pétitionnaire déterminer le débit de fuite des ouvrages en considérant le débit naturel de période de retour un an, puis le volume à stocker en considérant les périodes de retour de la norme EN 752 relative aux réseaux d'assainissement, de 10 à 30 ans¹² : les conditions pluviométriques déterminant les paramètres dimensionnants sont disjointes en terme de période de retour mais aussi probablement de durée de pluie. C'est aussi le cas de la valeur de 5 l/s/ha mobilisée à Lyon. De même pour le SAGE Loire en Rhône-Alpes, les débits de fuite sont calculés considérant une parcelle-type de 2 000 m², dont le ruissellement naturel ne doit pas être aggravé pour une pluie de période de retour d'1 an sur la base du code civil, faute d'autre référence : les ouvrages sont ensuite dimensionnés pour des périodes de retour de 10 ou 30 ans. Un autre prestataire a ensuite conduit la première étude de bassin versant proposée par le SAGE : il préconise de les porter à 50 voire 100 ans.

Des effets induits par la dimension collective de l'action publique. Plusieurs facteurs renforcent cette dimension : changements d'échelles, développement des intercommunalités, recherche de transversalité, ouverture des démarches par la participation, l'association, la concertation, etc. Tout en légitimant les décisions, cela entraîne mécaniquement un accroissement des rationalités en jeu et certains effets induits. Pour la solidarité territoriale désormais inversée, on cherche d'une certaine manière à s'opposer à la gravité entre l'amont et l'aval, on insiste sur la *non-aggravation* à la connotation culpabilisante particulièrement après des inondations, on fait adhérer aux objectifs ambitieux un hésitant qui craint d'être taxé de mauvais élève. Cette solidarité fait également susciter, à l'exemple du SAGE Loire en Rhône-Alpes, des demandes de convergence des débits-limites entre l'amont et aval : comment expliquer à l'aval que l'amont se voit octroyer un crédit de débit plus élevé du fait de la pente plus importante des terrains ?

3.2 ...partiellement masquée par des amnésies territoriales

Des phénomènes d'amnésie touchant particulièrement les crédits de débit. Cette sévrisation incrémentale des limitations de débits est partiellement révélatrice de troubles de la mémoire territoriale, pourtant nécessaire à la cohérence et à l'évaluation des politiques conduites. Ils ont été mis en évidence par la reconstitution de processus décisionnels, les efforts requis pour y parvenir ou les impasses rencontrées. L'étonnement récent d'hydrologues cherchant à comprendre ces limitations de débits constitue un autre symptôme

¹¹ Plusieurs rédactions sont assez proches de l'article 640 du code civil, quand elles ne s'y rapportent pas expressément. Les procédures au titre de la loi sur l'eau, appellent le même principe de limitation des incidences.

¹² Il est apparu dans plusieurs entretiens que cette norme européenne a été vulgarisée par l'ouvrage « *La ville et son assainissement* » édité par le Certu et le MEDDE, ces institutions apparaissant alors comme une caution pour l'emploi de cette norme.

de ces troubles mémoriels¹³ (Savary, 2011 ; Petrucci, 2012). Ils concernent d'abord les valeurs de débit-limite. Si elles sont principalement diffusées par des instruments à portée juridique, en revanche les modalités de fabrication de la valeur elle-même qui devraient guider les conditions d'utilisation sont généralement occultées : pluviométrie, période de retour, échelle spatiale, etc. Seule la consultation des rapports et l'interview des acteurs impliqués peuvent permettre, éventuellement, d'y accéder. Ces pertes concernent ensuite les crédits de débits effectivement octroyés aux pétitionnaires, les ouvrages réalisés, etc. Ainsi un instructeur de police de l'eau de la DDT du Rhône ne perçoit pas spontanément le besoin d'enregistrer les crédits de débits, au contraire des volumes de ressources en eau prélevés.

Quatre principaux facteurs à l'origine des troubles mémoriels, se combinant. Le *temps* : les premières décisions sont anciennes, les démarches et processus sont longs, les souvenirs deviennent parfois confus. Un ingénieur d'études a oublié sur quelles bases il a proposé en 2003 un débit-limite de 15 l/s/ha à Saint-Etienne. La consultation du rapport non explicite ne permet pas non plus de réactiver sa mémoire. La *forme* : la détermination de la valeur n'est généralement pas motivée dans les documents officiels : PLU de Saint-Etienne, règlement de PPR dans le Rhône ou SDAGE Loire-Bretagne. La rationalité limitée de la valeur pourrait-elle expliquer un tel silence ? La *mobilité* des acteurs : alors que les services des trois collectivités ont connu une certaine stabilité, les services de l'Etat ont connu une très forte mobilité par cycle de trois ans. A cela s'ajoutent parfois les difficultés d'accès aux archives dans un contexte de fusion et déménagement des services. Le *nombre croissant de démarches et d'échelles en jeu* : toute interface est potentiellement sujette à différence d'interprétation. Par exemple, la limitation de débit à Saint-Etienne a été fixée successivement dans le zonage pluvial, le PLU, le règlement d'assainissement, la note interne pour l'instruction des permis de construire, le SAGE et plus récemment l'étude à l'échelle de bassin versant, ceci avec à chaque fois pratiquement un nouvel acteur à la plume.

Démarches de concertation et TIC, outils de préservation de la mémoire territoriale. Les démarches de concertation et de consultation appellent une explicitation des propositions et une formalisation des débats et des avis. Les comptes rendus des réunions de groupes de travail des SAGE, les bilans de concertation établis dans le cadre des PPR comme l'Yzeron ou des bilans d'enquête publique favorisent la reconstitution et le partage des processus décisionnels. Ce sont des productions à part entière, conservées comme les documents finaux. Par ailleurs leurs porteurs mobilisent de plus en plus les technologies de l'information et de la communication comme outil de travail collaboratif et informationnel. Le site intranet du SAGE Loire en Rhône-Alpes capitalise l'ensemble des documents produits, à valeur patrimoniale. Cela rappelle les cahiers qui accompagnaient sous l'Ancien Régime la Coutume transposée en droit écrit par des représentants des acteurs sociaux réunis en assemblée de rédaction : traces d'une « *médiation fondatrice* », ils mémorisaient les usages, les débats, les négociations et les choix conservés ou écartés (Grinberg, 1997).

3.3 Une (re)privatisation des eaux pluviales, parfois excessive ?

De la publicisation à la (re)privatisation des eaux pluviales. Inspiré par le droit romain et le droit coutumier, le code civil avait consacré pour l'ordre social un principe de non aggravation des écoulements naturels, limitant le droit de propriété privée. La publicisation des eaux pluviales qui a accompagné le développement des villes, avec la généralisation des aisanes de voiries pour leurs riverains, avait fini sans doute par dénaturer cette servitude (Billet, 2013). La gestion à la source nouvellement imposée conduit à une forme de (re)privatisation des eaux pluviales, son ampleur reste cependant encore peu caractérisée.

Une restriction accrue et peut-être parfois immodérée du droit de la propriété. Si les enjeux ont beaucoup évolué, certaines limitations de débit dépassent ce principe de non-aggravation

¹³ Comme l'illustrent ces extraits d'entretiens, à l'échelle nationale : « *C'est un peu de l'obscurantisme* », « *On ne sait pas d'où cela vient, on l'a perdu de vue* », « *On n'a pas d'explication* », « *On ne comprend pas* », « *On n'arrive pas à les relier à une logique technique* », « *On a l'impression que cela sort du chapeau* », « *Je m'arrache les cheveux, c'est aberrant* », etc.

des écoulements, restreignant de manière accrue le droit de propriété. Cela revient parfois à faire supporter par les nouveaux aménageurs des réductions de vulnérabilité des constructions existantes inondables en aval. Cette sévèrisation de la norme rencontrerait peu de résistance : le bon sens du principe est reconnu, les valeurs peu discutées, les débats focalisés sur les zones rouges qui, elles, privent du droit à construire. Plusieurs observateurs externes ont cependant interrogé le caractère excessif de ces *restrictions de crédits* et les risques juridiques et hydrologiques associés. Des modérations apparaissent néanmoins aux lecteurs avertis : le PPR I du Ravin prescrit des rétentions de volume centennial *collectives* dans certaines conditions d'urbanisation, le PPR I de l'Yzeron prescrit des mesures de *non aggravation* (et non de rétention) des écoulements pour la centennale. Une rédaction de règle avec deux niveaux de débit de fuite a été tentée par la police de l'eau de la Loire dans le SAGE LRA en fin de négociation, sans aboutir.

Des coûts à mieux considérer. Enfin les coûts des mesures prescrites sont relativement peu abordés dans les débats, si ce n'est pour argumenter la préconisation des techniques alternatives réputées *low cost*. Il faut attendre les dernières négociations au sein de la CLÉ du SAGE LRA pour relever la valeur la plus faible de limite de rejet, suite à l'intervention d'une commune jugeant son coût trop élevé. Plus globalement, ces considérations soulèvent le besoin d'une nouvelle intelligence hydrologique et territoriale. « *Je suis orpheline de mes services de l'Etat* » regrette un responsable de bureau d'études. « *Il n'y a plus d'interlocuteurs, il n'y a plus de curé, on ne peut plus se confier* » lui fait écho un autre...

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Au final, ces trois collectivités sont passées d'une maîtrise spécifique des débits relevant d'une gestion interne à une maîtrise générale des débits relevant d'une gestion partagée, portée à un certain stade par un instrument de nature réglementaire. Autant la première était adaptée au cas par cas par une expertise en lien étroit avec les réseaux territoriaux alors en construction, autant la seconde tend vers une normalisation territorialisée de l'action collective, la simplification étant jugée comme une nécessaire condition de gouvernabilité. En quelque sorte, sont reproduites localement les pratiques que l'Etat central avait été conduit à développer face aux enjeux de la Reconstruction, avec ses instructions techniques, ses normes de calcul et puis sa régionalisation pluviométrique. Des résistances à cette simplification transparaissent néanmoins localement : elles seraient liées à la permanence de liens avec les réseaux territoriaux d'expertise. Par ailleurs la diversité des territoires mobilisables amène des acteurs multi-positionnés, collectivités et Etat, à développer des stratégies visant à activer et intensifier différentes formes de relations (inter)territoriales. Aujourd'hui, il s'agit de franchir une nouvelle étape dans la territorialisation de la gestion des eaux pluviales où les territoires, moteurs de l'apprentissage collectif nécessaire au changement, redonneraient du crédit à une nouvelle génération d'hydrologues.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Azzout Y., Barraud S., Cres F.N., Alfakih E. (1994). *Techniques alternatives en assainissement pluvial. Choix, conception, réalisation et entretien*. Ed. Lavoisier, Collection Tec & Doc, 372 p.
- Billet P. (2013). *La pluie et le code. Une histoire de responsabilité*. Revue M3 Société urbaine et action publique n°5 printemps / été 2013, Grand Lyon, pp. 62-63.
- Bringuier P. (2011). *Le territoire de l'eau : approche juridique d'un territoire écologique*. In Michum S., Démographie et mutations économiques : les territoires en mouvement, Ed. Cereq, pp. 79-83.
- Chocat B. (coord.) (2013). *Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques. Pourquoi ? Comment ?* Ed. ASTEE, pp. 97-99.
- Certu, MEDD (2003). *La ville et son assainissement : principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau*. 514 p.
- Crozier M., Friedberg E. (1977). *L'acteur et le système*. Editions du Seuil, 436 p.

- DGALN, Certu, Agences de l'eau (2011). *Procédures de déclaration et d'autorisation des projets d'aménagement au titre du Code de l'Environnement. Rubrique 2.1.5.0 – Rejets d'eaux pluviales. Repères à destination des instructeurs de la police de l'eau et des milieux aquatiques*. 40 p.
- Fergusson B. K. (1995). *Downstream hydrographic effects of urban stormwater detention and infiltration*. Conférence de Georgie sur les ressources en eau, 11-12 avril 1995, pp. 128-131.
- Grinberg M. (1997). *La rédaction des coutumes et les droits seigneuriaux : nommer, classer, exclure*. In : *Annale. Histoire, Sciences sociales*, 52^{ème} année, n°5, 1997, pp. 1017-1038.
- Le Nouveau N., Deroubaix J.-F., Diou G. Tardivo B. (2013). *La taxe pour la gestion des eaux pluviales urbaines, un révélateur de l'action publique : analyse des premières expériences en France*. TSM n°6/2013, pp. 20-30.
- Lindblom C. E. (1959). *The science of « Muddling through »*. *Public administration review*, vol. 19 n°2, pp. 79-88.
- Narcy J.-B. (2013). *Regards des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques de l'eau*. ONEMA, Comprendre pour agir. 154 p.
- Petrucci G. (2012). *La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines : confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique*. Thèse de l'Université Paris-Est, 390 p.
- Savary P. (2011). *Débits de fuite à l'aval des ouvrages d'écrêtement. Questions...* Note de d'analyse et de réflexion, 11 avril 2011, 16 p.
- Scherrer F. (1992). *L'égout, patrimoine urbain. L'évolution dans la longue durée du réseau d'assainissement de Lyon*. Thèse de doctorat d'urbanisme, Université de Paris-Val de Marne.
- Service de l'Observation et de la Statistique (2011). *Enquête Eau 2008*.
- Vanier M. (2008). *Le pouvoir des territoires. Essai sur l'interterritorialité*. Ed. Economica, 164 p.

Représentation vectorielle d'un réseau de drainage urbain complet pour une modélisation hydrologique à l'échelle de l'agglomération

Aude ALLARD^{1*}, Katia CHANCIBAULT¹, Hervé ANDRIEU^{1, 2}

¹LUNAM, IFSTTAR/GERS/LEE, Route de Bouaye, 44340 Bouguenais, France.

²LUNAM, IRSTV, FR CNRS 2488 ECN - Bâtiment T, 1 rue de la Noë, BP 9210144321, Nantes cedex 3, France.

*Corresponding author's e-mail: aude.allard@ifsttar.fr

RESUME

La modélisation hydrologique à l'échelle de la ville, pour l'évaluation de scénarios d'aménagement, nécessite, entre autres, une vision intégrée de l'ensemble des cheminements de l'eau de pluie en ville. Une telle vision n'existe pas encore à l'échelle de l'agglomération. Il s'agit donc de représenter le réseau hydrographique complet d'une ville: les rivières naturelles, les différents types de réseaux d'assainissement (unitaire, séparatifs), leurs connexions entre eux ainsi que celles avec le sol liées aux eaux parasites. Le travail présenté dans ce document vise ainsi à développer une méthodologie permettant de reconstruire un réseau hydrographique simplifié mais complet correspondant à cette vision intégrée. Même si de plus en plus de données sont disponibles (MNT, base de données urbaine...), notre objectif est d'utiliser uniquement des données largement disponibles, robustes et cohérentes les unes avec les autres. Cette méthodologie sera ainsi plus facilement transposable à différentes villes. Les données nécessaires sont un MNT, les informations concernant l'occupation des sols et les données sur le réseau d'assainissement de la ville telles que les regards, les stations de relèvement, les déversoirs d'orage, ... Cette méthodologie a été appliquée sur la ville de Nantes (France), sur une zone couvrant la partie Est de Nantes (115,2 km²). L'évaluation de la méthodologie, sur différents bassins de la zone, selon trois approches, montre des résultats satisfaisants. .

MOTS CLES

Agglomération, Réseau d'assainissement, Réseau naturel, SIG, Transfert

INTRODUCTION

La population urbaine mondiale augmente depuis plusieurs décennies. Selon les experts des Nations Unies, elle devrait encore s'accroître de 2,6 milliards d'habitants jusqu'en 2050 (Nations-Unies, 2011). Les zones urbaines sont connues pour impacter le cycle de l'eau avec une augmentation des volumes ruisselés annuels et des débits de pointe ainsi qu'une diminution des temps de réponse des bassins versants (Leopold, 1968 ; Jacobson, 2011). Ces effets peuvent conduire à un plus grand risque d'inondation et de pollution en milieu urbain. L'impact hydrologique des zones urbaines se combine avec celui du changement climatique attendu et variable selon les zones géographiques (GIEC, 2013). Par conséquent, pour une meilleure planification urbaine, il est nécessaire de prévoir l'impact de l'urbanisation dans le contexte du changement climatique. Cela exige des modèles capables de fonctionner à de grandes échelles spatio-temporelles telles que l'agglomération et l'échelle annuelle.

A l'échelle d'une agglomération, les cheminements de l'eau sont variés : ruissellement sur les surfaces imperméabilisées, écoulements souterrains, transfert au sein du réseau hydrographique. Le réseau hydrographique d'une zone urbaine est composé du réseau naturel (rivières), généralement d'un réseau unitaire et d'un réseau séparatif. Tous ces réseaux sont de plus potentiellement connectés. En cas de surcharge, le réseau unitaire, normalement connecté à la station d'épuration, déverse dans le réseau naturel via les déversoirs d'orage. Le réseau d'eaux pluviales est généralement directement connecté au réseau naturel. Quant au réseau d'eaux usées, connecté à la station d'épuration, il transporte malgré tout une quantité d'eaux pluviales non négligeable à cause des eaux claires parasites dues aux infiltrations de l'eau du sol et aux erreurs de branchement (Dupasquier, 1999). Compte-tenu des différents opérateurs gérant ces réseaux à des fins variées, il n'existe pas ou rarement, à notre connaissance, une représentation intégrée du réseau hydrographique complet des agglomérations françaises. De plus, l'échelle spatiale visée nécessite l'utilisation d'un modèle hydrologique « simplifié » que ce

soit du point de vue de la segmentation de l'espace et/ou de la représentation des processus du cycle de l'eau pris en compte.

Ainsi, l'objectif du travail présenté dans cet article est de développer une méthodologie permettant d'obtenir une représentation intégrée des cheminements de l'eau à l'échelle de l'agglomération. Les réseaux obtenus doivent être adaptés à l'échelle de l'agglomération et au modèle hydrologique adapté à cette échelle. Cependant, ils doivent rester cohérents avec l'utilisation de l'occupation du sol, le relief naturel et la description du réseau d'assainissement présente dans les bases de données urbaines. Afin que le modèle final puisse être facilement appliqué à différents sites d'étude et à différents scénarios, nous avons souhaité développer une méthodologie basée uniquement sur des données facilement disponibles.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Afin de représenter le cheminement de l'eau à partir d'informations géographiques, trois techniques sont généralement distinguées : la première consiste à reconstruire un graphe orienté basé sur les données vectorielles présentes dans les bases de données urbaines, la deuxième s'appuie sur un MNT (modèle numérique de terrain) raster et représente les écoulements sur une grille régulière, la troisième utilise un MNT sous forme de triangulation (TIN : « triangular irregular network ») qui découpe la surface selon des triangles irréguliers (Rodriguez et al, 2013). Les deux méthodes basées sur des MNT représentent des écoulements basés sur la pente du terrain naturel, cependant, elles peuvent prendre en compte des éléments vectoriels issus de bases de données urbaines. Ainsi, Gironas et al. (2010) ont réussi à prendre en compte un réseau d'assainissement vectoriel au sein d'une approche sur MNT raster grâce à la méthode de l'incrustation (« stream burning ») qui consiste à creuser artificiellement certaines mailles de la grille du MNT raster. Le MNT TIN peut lui aussi prendre en compte des obstacles selon les informations disponibles (voirie, bâti, fossés) (Bocher, 2005, Rodriguez et al, 2013). Cependant, ces deux méthodes ne permettent pas de prendre en compte les différents réseaux et leurs connexions

La représentation des cheminements de l'eau sous forme de graphe orienté basé sur des données vectorielles est souvent implémentée dans les logiciels de gestion des réseaux d'assainissement. Les logiciels Canoë (<http://www.canoe-hydro.com/>) et Infowork (<http://www.innovyze.com/>) sont des exemples de cette représentation des réseaux artificiels pour des simulations hydrauliques pour la gestion de réseaux d'assainissement. Cette méthode est également utilisée pour les applications hydrologiques, en particulier pour la modélisation de bassins urbains, comme dans le modèle hydrologique urbain URBS (Rodriguez et al., 2008, Rodriguez et al, 2013). URBS est capable de connecter le réseau unitaire, le réseau d'eau pluviale, le réseau d'eaux usées, les rivières et les eaux souterraines (sans simuler les rejets d'eaux usées). Le réseau hydrographique est décrit de manière exhaustive, ce qui nécessite un important travail de prétraitement des données des banques de données urbaines. Cela limite l'utilisation de ce modèle à l'échelle de la ville.

Afin de limiter le travail de prétraitement des données et pour être cohérent avec la discrétisation spatiale des modèles hydrologiques fonctionnant à grande échelle (maillage régulier, sous bassins versants...), une représentation simplifiée des différents réseaux hydrographiques urbains est souhaitable. Les méthodes de simplification de réseau actuelles sont basées sur la structure du réseau et utilisent l'ordre d'Horton Strahler (Horton, 1945) (Strahler, 1957). Toutefois, ces méthodes ne s'appliquent qu'à des graphes orientés détaillés (Touya, 2007). Or, le réseau d'assainissement artificiel est rarement disponible sous cette forme dans les banques de données urbaines.

Ainsi, il n'existe pas encore, à notre connaissance, de méthodologie permettant de représenter un réseau hydrographique simplifié basé sur des données vectorielles sans passer par la reconstruction complète de ce réseau sous la forme d'un graphe orienté détaillé. De même, la question de la mise en cohérence du relief, de l'occupation des sols et du réseau hydrographique urbain, en tenant compte de ses connexions et de sa complexité, ne nous semble pas résolue. Dans ce cadre, notre objectif est de développer une telle méthodologie afin d'obtenir une représentation simplifiée du réseau d'assainissement permettant, à termes, de représenter les transferts d'eau au sein d'un modèle hydrologique à l'échelle de l'agglomération.

Nous allons dans un premier temps détailler la méthodologie développée. Puis nous présenterons la zone d'étude sur laquelle cette méthodologie a été appliquée. Dans un second temps, nous présenterons les résultats obtenus et leur évaluation. Enfin, nous concluons quant aux perspectives de ce travail.

METHODOLOGIE

Seules des données géographiques robustes et disponibles sont utilisées : le réseau hydrographique naturel de la BD Carthage (base de données du réseau hydrographique naturel français sous forme de graphe orienté : <http://www.sandre.eaufrance.fr/>), le relief, les marqueurs de la présence des réseaux artificiels (eaux usées, eau pluviale, unitaire). Dans cette étude, nous avons considéré qu'une zone était desservie par un réseau artificiel lorsqu'elle contenait des regards associés à ce réseau, nos marqueurs sont donc les regards. La méthodologie vise à reconstruire directement les réseaux artificiels simplifiés, adaptés à l'échelle des mailles d'une grille régulière, et connectés à des cours d'eau naturels.

Réseaux artificiels

La méthodologie mise au point peut être décrite en trois étapes : la première consiste à déterminer les zones drainées par le réseau artificiel ; la seconde sélectionne les nœuds caractéristiques de chaque réseau ; et la dernière joint ces nœuds caractéristiques.

1. Les zones drainées par les réseaux artificiels

Les zones drainées par les réseaux artificiels sont sélectionnées. Selon le niveau de détail de la zone d'étude, ces surfaces doivent être seuillées. Sous la surface minimale (A_{min}), les zones drainées ne sont pas traitées car considérées comme non significatives à notre échelle d'étude. Au-dessus de la surface maximale (A_{max}), elles sont discrétisées, car il devient trop simplificateur de les traiter comme un bloc homogène. Nous avons choisi une discrétisation suivant un maillage régulier.

2. Les nœuds caractéristiques

Les nœuds caractéristiques des réseaux simplifiés sont définis pour chaque type de réseau. Ce sont, d'abord, pour l'ensemble des zones drainées définies dans la première étape, les exutoires, assimilés aux regards les plus bas de chaque zone. Les ouvrages spéciaux des réseaux artificiels sont également considérés comme des nœuds caractéristiques. Ce sont : les déversoirs d'orage, car ils peuvent connecter le réseau unitaire aux rivières ou au réseau d'eau pluviale, et les stations de relèvement, car elles conduisent l'eau à contre-pente.

3. La jonction des nœuds caractéristiques

Dans la dernière étape, les nœuds caractéristiques sont joints pour former les arcs des graphes orientés simplifiés des différents réseaux. Ces jonctions sont réalisées en respectant les règles de conception des réseaux afin d'obtenir une représentation réaliste. L'échelle des réseaux simplifiés nous permet de fixer des règles générales sans tenir compte des exceptions locales. Ainsi, les réseaux artificiels suivent habituellement la pente naturelle, sauf dans le cas des stations de relèvement. De plus, ils sont aussi directs que possible pour réduire les longueurs des collecteurs. La jonction de chaque nœud à son nœud aval se fait alors grâce à l'équation 1, cette équation est calculée pour les 20 nœuds les plus proches du nœud traité. Le nœud pour lequel la valeur C calculée est maximale sera choisi comme nœud aval du nœud traité.

$$C = aS + bD_o + cD_N \quad (1)$$

Avec C , le coefficient permettant de déterminer le nœud à connecter ; a , b (m^{-1}) et c (m^{-1}), les paramètres à caler en fonction du réseau et du site d'étude ; S ($m.m^{-1}$), la pente entre les deux nœuds ; D_o (m) la différence entre les distances à l'exutoire en ligne droite depuis chacun des deux nœuds ; et D_N (m), la distance en ligne droite entre les deux nœuds.

Le choix d'un nœud aval est fait en maximisant la valeur de C . Les exutoires sont la STEP pour le réseau unitaire et le réseau d'eaux usées et les rivières naturelles pour le réseau d'eau pluviale. La distance entre deux nœuds (D_N) est considérée car l'extension d'un réseau artificiel se fait, autant que possible, par connexion au réseau artificiel existant afin de limiter les longueurs de canalisation.

La combinaison (a , b , c) (équation 1) est la même pour chaque réseau (eau pluviale, eaux usées ou unitaire). Cependant trois cas différents ont été distingués pour déterminer ces paramètres : les arcs sortants de regards, les premiers arcs sortants d'une station de relèvement et les autres arcs sortants d'une station de relèvement. En effet, l'arc sortant d'un regard doit avoir une pente positive. Le premier arc sortant d'une station de relèvement doit avoir une pente négative et les arcs suivants peuvent avoir des pentes positives ou négatives car la station de relèvement peut agir sur plusieurs arcs.

Connexion aux rivières naturelles

Les différents réseaux hydrographiques sont connectés les uns aux autres ; généralement, les réseaux artificiels sont connectés au réseau hydrographique naturel, c'est pourquoi les graphes orientés simplifiés obtenus précédemment doivent être connectés.

Les graphes orientés simplifiés du réseau unitaire sont connectés aux rivières au niveau des stations d'épuration, cette connexion se fait grâce à une ligne droite partant de la station d'épuration pour rejoindre la rivière la plus proche. Cependant, les stations d'épuration ne sont pas les seuls liens entre le réseau unitaire et les cours d'eau naturels, les déversoirs d'orage sont aussi à prendre en compte. Ces déversoirs d'orage peuvent être proches des rivières ou connectés à elles par des canalisations enterrées non référencées dans les bases de données urbaines. Comme ils sont généralement peu nombreux, même à l'échelle de la ville, nous avons choisi de faire la jonction entre les déversoirs d'orage et les réseaux naturels manuellement.

Dans les villes françaises, les anciens réseaux artificiels sont généralement en unitaire alors que les nouvelles zones urbaines sont conçues en séparatif avec à la fois un réseau d'eaux pluviales et un réseau d'eaux usées. Le réseau d'eaux usées peut donc être connecté à la station d'épuration par l'intermédiaire du réseau unitaire. Pour prendre en compte ces éventuelles connexions, le graphe orienté simplifié du réseau unitaire a été utilisé comme potentielle arrivée du graphe du réseau d'eaux usées. La connexion à la station d'épuration a été ensuite effectuée au travers du réseau unitaire. Cette station d'épuration est connectée au réseau naturel, comme pour le réseau unitaire, par une simple ligne droite.

Le réseau d'eau pluviale, directement connecté aux cours d'eau naturels, a de nombreux exutoires. Pour représenter le réseau d'eau pluviale sous forme de graphe orienté simplifié, les nœuds exutoires doivent être distingués des autres nœuds. Les exutoires de l'eau pluviale sont définis comme les nœuds les plus bas ou ceux au moins deux fois plus près de la rivière que de leurs voisins les plus proches. Les exutoires des graphes orientés simplifiés du réseau d'eau pluviale sont alors connectés à la rivière par une ligne droite.

La zone d'étude

La zone d'étude se situe dans la communauté urbaine de Nantes. Sa population est de 580 500 habitants (Kerdommarecet al. 2011) pour une superficie de 534 km². Cette zone est constituée par différents types d'occupation des sols : urbain dense dans le centre-ville, zones commerciales, zones périurbaines et zones rurales à la périphérie. Le relief n'est pas très marqué (de 0 à 90 m). Toutefois, le réseau de drainage est assez dense. Nantes est positionnée sur la Loire, le plus long fleuve de France. Dans la ville, il est rejoint par de nombreux affluents plus ou moins importants (figure 1). La zone urbaine de Nantes est également drainée par des réseaux artificiels : le réseau unitaire, dans le vieux centre-ville et une combinaison de réseaux d'eau pluviale et d'eaux usées dans les zones plus récentes.

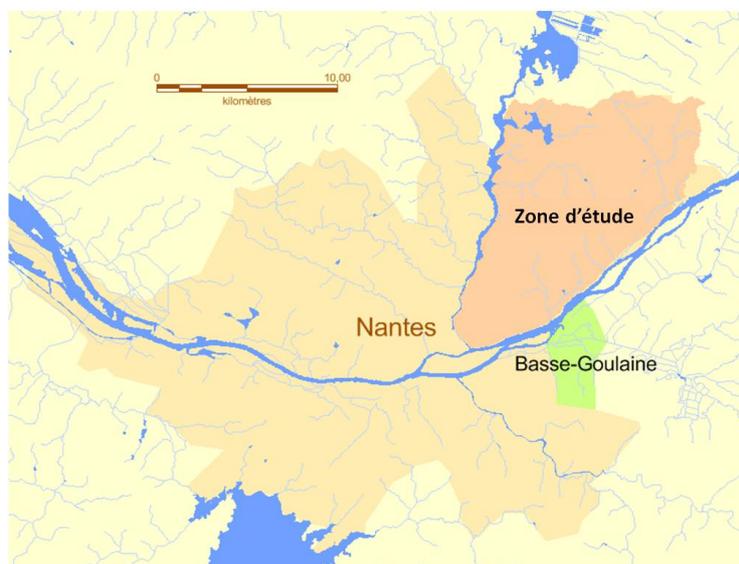


Figure 1 : Carte de communauté urbaine de Nantes Métropole (orange clair) avec la zone d'étude (partie est de la ville, orange foncé). Les paramètres de la méthodologie ont été fixés sur la commune de Basse-Goulaine (en vert).

La méthodologie présentée ci-dessus a été appliquée à la partie est de l'agglomération nantaise (115,2 km²) (Figure 1), représentative de toute la ville. En effet, tous les types d'occupation du sol y sont représentés (urbain dense, zones commerciales, zones périurbaines et zones rurales). En outre, cette zone contient tous les types de réseaux hydrographiques : rivières naturelles, réseau unitaire, réseau d'eau pluviale et réseau d'eaux usées (figure 2).

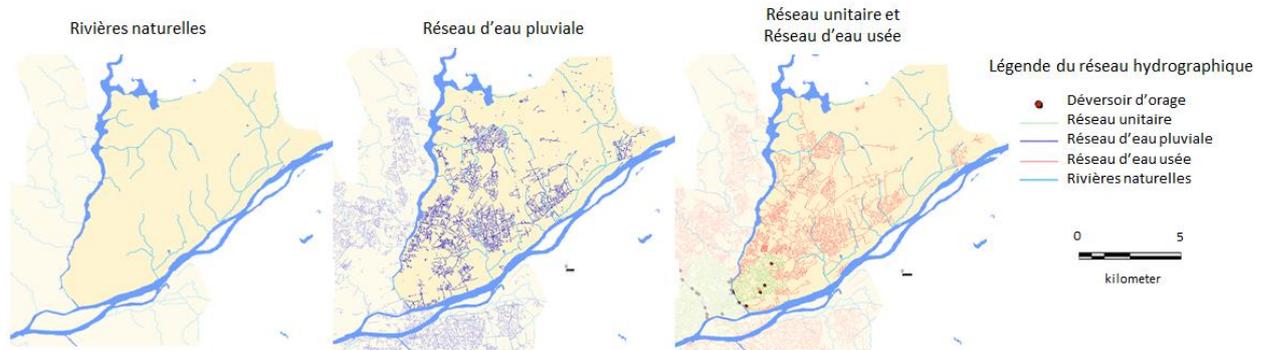


Figure 2 : Réseaux hydrographiques de la partie est de l'agglomération nantaise (la zone d'étude): le réseau naturel à gauche, le réseau d'eau pluviale au milieu, le réseau unitaires (vert) et le réseau d'eaux usées (rouge) sur la droite.

Cependant, les paramètres de la méthodologie ont d'abord été déterminés sur une zone indépendante plus petite : la commune de Basse-Goulaine (Figure 1). Situées dans le sud-est de la ville de Nantes (13,85 km²) elle possède l'avantage d'avoir des réseaux artificiels indépendants. Par conséquent, les graphes orientés exhaustifs des réseaux artificiels ont pu être entièrement reconstruits à partir des informations présentes dans les bases de données urbaines. Ces graphes ont ensuite été utilisés comme «références» pour caler les paramètres des graphes modélisés. La première étape a consisté à fixer les seuils minimum (A_{min}) et maximum (A_{max}) des zones contributives. Plusieurs valeurs ont été testées : les meilleurs résultats en termes de distances aux exutoires ont conduit à $A_{min} = 0,01$ km² et $A_{max} = 0,25$ km. Les paramètres de jonction a, b, c (Equation 1) ont été choisis pour donner la représentation la plus proche des graphes "de références". Toutefois, la robustesse du processus a été privilégiée. Le tableau 1 illustre les paramètres choisis pour chaque situation.

Tableau1. Synthèse des paramètres définis sur la commune de Basse-Goulaine

Arcs sortant d'un regard	Premiers arcs sortant d'une station de relèvement	Autres arcs sortant d'une station de relèvement
Pente > 0	Pente < 0	Pente indéterminée
a = 50	a = 50	a = 0
b = 0.5	b = 5	b = 5
c = -0.004	c = -0.004	c = -0.004

RESULTATS ET DISCUSSION

La méthodologie a ensuite été appliquée à la zone d'étude Nantes-Est, avec les paramètres définis sur Basse-Goulaine. Les résultats sont présentés et évalués dans cette partie.

Résultats

Les réseaux d'eaux usées et unitaires sont traités simultanément car le réseau d'eaux usées est connecté au réseau unitaire. La station d'épuration n'est pas à l'intérieur de la zone d'étude. Par conséquent, le regard le plus proche de la station d'épuration, par lequel est évacué l'ensemble des eaux usées et l'unitaire, est considéré comme la station d'épuration de cette zone. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 3a.

Le réseau d'eau pluviale est traité après le réseau unitaire, afin de ne prendre en compte que les zones non drainées par le réseau unitaire. Pour le réseau d'eau pluviale, les exutoires sont des rivières. Par conséquent, les distances aux exutoires (D_o , Equation 1) ont été assimilées pour chaque nœud à la distance la plus courte à la rivière la plus proche. Le résultat est présenté sur la figure 3b.

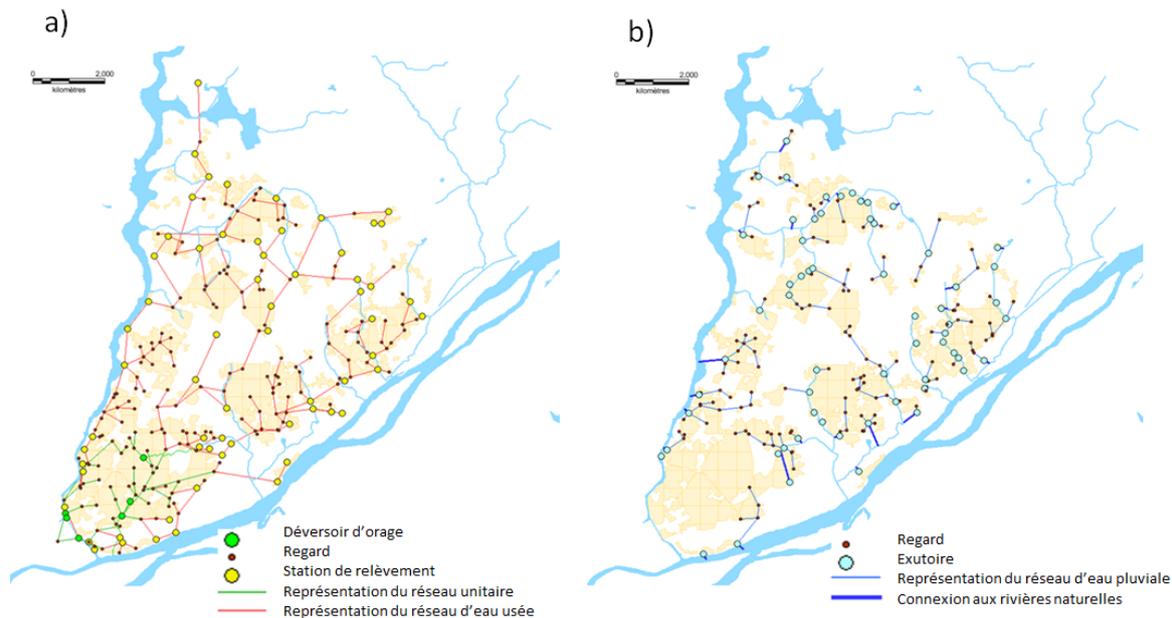


Figure 3 : Réseaux simplifiés obtenus sur Nantes Est à partir de la méthodologie proposée: a) le réseau unitaire (vert) et le réseau d'eaux usées (rouge), b) le réseau d'eau pluviale connecté aux rivières naturelles.

Evaluation

Différents critères peuvent être utilisés pour l'évaluation. Trois d'entre eux ont été retenus: la structure du réseau (dans une petite zone avec un "graphe de référence" entièrement reconstruit), les distances à l'exutoire (par rapport au "graphe de référence" dans une petite zone), et la bonne connexion de l'eau pluviale aux rivières naturelles.

Structure du réseau

La structure du réseau est évaluée dans la zone drainée par le réseau unitaire. Une comparaison est effectuée entre la structure du "graphe de référence", et le réseau obtenu par notre méthodologie. Les résultats sont présentés sur la figure 4.

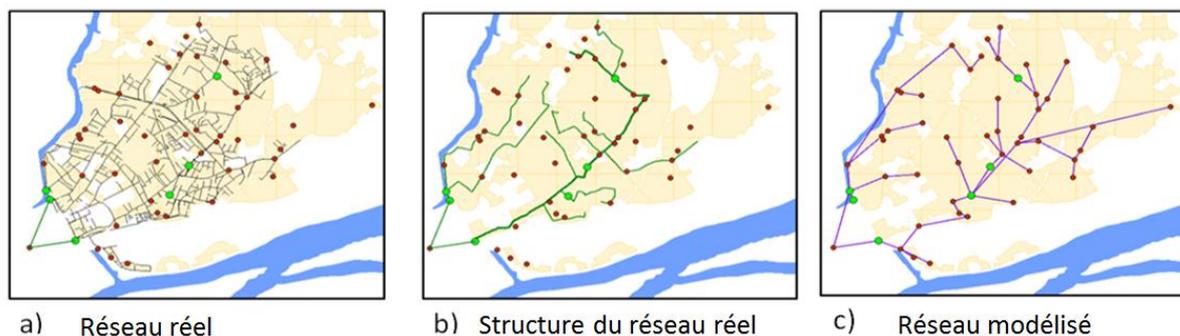


Figure 4 : Evaluation de la structure du réseau sur le territoire drainé par le réseau unitaire. Les points verts sont des déversoirs d'orage. De gauche à droite: "réseau de référence" issu de la base de données urbaine, structure du réseau unitaire obtenue par généralisation cartographique, réseau simplifié obtenu par notre méthode.

La structure du "réseau de référence" est obtenue par des méthodes de généralisation cartographique des réseaux hydrographiques. Elles sont basées sur les ordres d'Horton Strahler (seuls les tronçons d'ordres supérieurs à 4 sont conservés) et nécessite le réseau détaillé sous forme de graphe orienté en entrée (Touya, 2007). La comparaison est évaluée visuellement (figure 4b et 4c). Les principales différences sont dues à des erreurs dans la base de données urbaine : certains regards sont classés comme appartenant au réseau unitaire alors qu'ils appartiennent au réseau d'eau pluviale ou d'eaux usées (les cercles rouges isolés sur la figure 4a). D'autres imperfections sont directement liées à l'échelle de l'étude : un maillage de 500m de résolution a été utilisé pour

discrétiser l'espace, donc, certaines branches de la structure du réseau sont dans la même unité spatiale : elles ne peuvent pas être distinguées dans le réseau modélisé. Cependant, la structure générale a été reproduite. En particulier, les zones contributives à chaque déversoir d'orage sont cohérentes.

Distances aux exutoires

Les distances aux exutoires sont évaluées sur un petit bassin versant périurbain : "l'Aubinière" (Gironás *et al.*, 2010). En effet, les distances à l'exutoire sont un critère qui peut permettre, sous certaines conditions, de s'approcher d'une fonction de transfert. Dans ce bassin versant les distances à l'exutoire final de la rivière sont calculées pour chaque nœud caractéristique du réseau d'eau pluviale simplifié. Elles ont ensuite été comparées aux distances à l'exutoire calculées à partir du "réseau de référence".

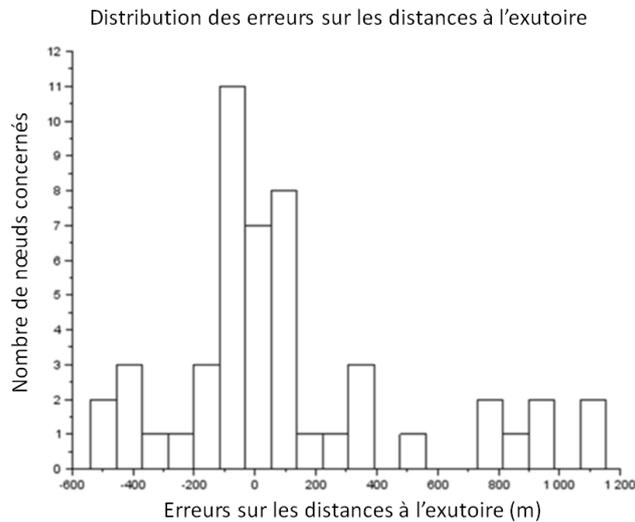


Figure 5 : Distribution des erreurs sur les distances à l'exutoire du bassin versant de l'Aubinière

Les erreurs sont centrées autour de zéro (Figure 5). Cependant, on constate des erreurs positives élevées. Une analyse approfondie a montré que ces erreurs étaient regroupées dans une même zone qui, probablement pour des raisons historiques n'a pas été connectée au réseau le plus logique. Toutefois, la distance moyenne à l'exutoire de la zone d'étude est supérieure à 11 km pour le bassin versant. Ainsi, les erreurs maximales sur la distance à l'exutoire dues à la simplification (1 100 m) sont inférieures à 10 % de cette distance à l'exutoire, ce qui peut être considéré comme acceptable.

Connexion de l'eau pluviale des zones urbaines aux rivières naturelles

La dernière évaluation a été effectuée sur la connexion aux rivières. L'objectif est de contrôler que les zones urbaines drainées par les réseaux d'eau pluviale sont connectées à la bonne rivière. Pour cela, les bassins versants de chaque rivière de la zone d'étude ont été reconstruits en utilisant l'algorithme D8 (O'Callaghan et Mark, 1984) associé à la méthode de l'incrustation de réseau (« stream burning »), (Gironás *et al.*, 2010). Les zones drainées par le réseau d'eau pluviale sont comparées aux bassins versants topographiques (figure 6). La plupart des erreurs (zones de couleur rouge) sont situées sur les limites entre bassins versants. Comme la méthode ne permet pas la connexion d'une maille à plusieurs bassins versants, une partie de ces mailles n'est pas correctement connectée.

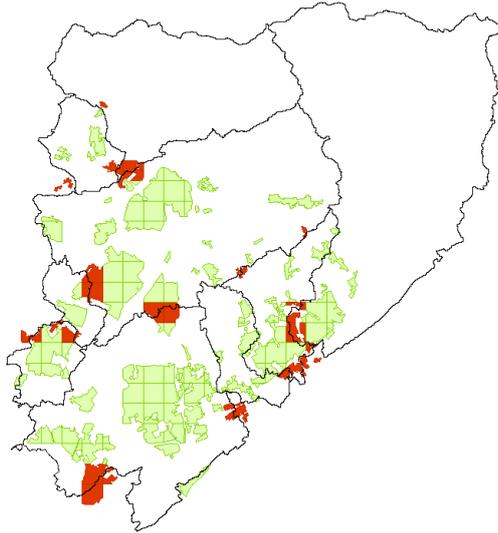


Figure 6 : Surfaces drainées par le réseau d'eau pluviale. Les zones vertes sont correctement connectées aux rivières, les zones rouges ne sont pas entièrement connectées à la bonne rivière.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Cette communication présente une méthode de reconstruction du réseau hydrographique urbain intégré, compatible avec l'échelle visée de l'agglomération. Tous les écoulements transversaux sont pris en compte : le ruissellement de surface, les écoulements de subsurface et les écoulements au sein du réseau hydrographique. Le ruissellement de surface et les écoulements de subsurface sont représentés en utilisant l'algorithme D8 (O'Callaghan et Mark, 1984). Les écoulements au sein des réseaux hydrographiques suivent des graphes orientés. Ces graphes orientés sont la BD Carthage pour le réseau hydrographique naturel et les graphes orientés simplifiés pour les réseaux artificiels.

Les graphes orientés simplifiés des réseaux artificiels sont réalistes parce qu'ils sont construits en s'appuyant sur des règles logiques de conception des réseaux artificiels. En outre, les résultats des évaluations sur les structures de réseaux, les distances à l'exutoire et les connexions aux rivières naturelles sont satisfaisants. De plus, les graphes orientés simplifiés sont topologiquement cohérents. En effet, les graphes orientés relient les nœuds des réseaux et les différents types de réseaux les uns aux autres. Par ailleurs, les liens topologiques entre les zones drainées et les cheminements de l'eau sont respectés.

Le niveau de détail de la représentation est adapté à l'échelle de la ville. Les surfaces drainées par les réseaux sont discrétisées grâce à un maillage régulier de 500m de résolution, conformément à la résolution du modèle hydrométéorologique que nous souhaitons mettre en œuvre. La simplification des réseaux artificiels est importante, mais il n'est pas utile d'avoir une représentation plus détaillée des réseaux artificiels alors que les processus de production d'un modèle adapté à cette échelle, sont résolus à une échelle plus grossière.

Pour finir, la représentation des réseaux artificiels est peu coûteuse. En effet, toutes les données géographiques nécessaires sont disponibles sans prétraitements importants. Les réseaux artificiels ne sont pas nécessaires sous forme de graphes orientés détaillés, seuls les marqueurs de leur présence sont utiles, ces informations étant plus faciles à trouver dans les bases de données urbaines.

La prochaine étape de ce travail est d'intégrer cette représentation des écoulements dans un modèle hydrologique adapté aux échelles spatiale de l'agglomération et temporelle de l'année. La représentation sera ensuite évaluée au sein du modèle choisi (Chancibault et al., 2014, De Munck et al., 2013). Les limites de validité de la simplification seront alors testées à l'aide de variables hydrologiques simulées (débit, humidité du sol, ...).

REMERCIEMENTS

Projet ANR trafipollu

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bocher, E. (2005). *Impacts des activités humaines sur le parcours des écoulements de surface dans un bassin versant bocager : essai de modélisation spatiale*. Thèse de doctorat en Géographie, Rennes , Université de Rennes 2, 232p.
- Chancibault K., Lemonsu A., Brun J.M, De Munck C., Allard A., Long N., Bellec A., Masson V., Andrieu H., (2014) Hydrological evaluation of urban greening scenarios: application to the City of Nantes, in France. *Proceedings of the 13th ICUD*, Sarawak, Malaysia, 7-12 September 2014.
- De Munck C. A. Lemonsu, R. Bouzouidja, V. Masson, R. Claverie, (2013) "The GREENROOF module (v7.3) for modelling green roof hydrological and energetic performances within TEB", *Geoscientific Model Development*, 6 , 1941-1960, doi:10.5194/gmd-6-1941-2013
- Dupasquier, B. (1999). *Modélisation hydrologique et hydraulique des infiltrations d'eaux parasites dans les réseaux séparatifs d'eau usée*. Thèse de doctorat en hydrologie. Paris : Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts, 282p
- GIEC. (2013). *Changements climatiques 2013 – les éléments scientifiques. Contribution du groupes de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. GIEC, Stockholm, Suède.
- Gironás, J., Niemann, J., Roesner, L., Rodriguez, F., Andrieu, H. (2010). Evaluation of Methods for Representing Urban Terrain in Storm-Water Modeling. *Journal of hydrologic engineering*, 377 (3-4), 317-334.
- Horton, R. (1945). Erosional development of Streams and their Drainage Basins; Hydrophysical approach to Quantitative Morphology. *Bulletin of the geological society of America*, 56, 275-370.
- Jacobson, C. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments : A review. *Journal of Environmental Management* 92(6), 1438 – 1448.
- Kerdommarec et Pailloux (2011) *Nantes Métropole pourrait gagner 100000 habitants d'ici 2030*, INSEE Pays de la Loire, Etudes n°96, 4p.
- Leopold, L.B., (1968) *Hydrology for Urban Land Planning – A Guide Book on the Hydrologic Effects of Urban Landuse*. US Department of the Interior Geological Survey Circular 554. <http://pubs.er.usgs.gov/pubs/cir/cir554>.
- O'Callaghan, J., & Mark, D. (1984). The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28(3), 323-344.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., & Morena, F. (2008). A distributed hydrological model for urbanized areas – model development and application to case studies. *Journal of Hydrology*, 351(3-4), 268-287.
- Rodriguez, F., Bocher, E., Chancibault, K. (2013). Terrain representation impact on periurban catchment morphological properties. *Journal of Hydrology*, 485, 54-67.
- Strahler, A. (1957). Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *American Geophysical Union*, 38, 913-920.
- Touya, G. (2007). Un processus de sélection du réseau hydrographique, basé sur la détection de structures. *Comité Français de Cartographie*, 194, 46-56.
- United-Nations. (2011). *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision, Highlights*. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York.

Modélisation de la survie à long terme des canalisations d'eau potable pour optimiser leur renouvellement

Large A.^{1,2}, Le Gat Y.¹, Elachachi S. M.², Renaud E.¹, Breyse D.² et Tomasian M.¹

¹ IRSTEA, Unité ETBX, Equipe GPIE, 50 avenue de Verdun, 33600 Cestas, France.

² Université de Bordeaux, I2M, CNRS UMR 5295, Département GCE, 351 cours de la Libération, 33405 Talence, France.

RESUME

Dans les pays développés, l'eau potable est distribuée au domicile des usagers. Ce confort requiert un long linéaire de réseau de forte valeur patrimoniale. Pour optimiser ressources et performances, il est important d'essayer de renouveler les tronçons au meilleur moment possible. Dans ce cadre cet article présente les modèles « court terme » (1 à 3 ans) et « long terme » (> 70 ans) actuellement employés. Les processus « court terme » semblent assez efficaces, mais les méthodes « long terme » restent frustes. Cet article propose de mettre en place une approche « long terme » pour obtenir une vision globale du patrimoine de canalisations et rationaliser sa gestion. Cette approche est ensuite testée à partir des données réelles du SEDIF, le plus grand syndicat d'eau potable français. Dans un premier temps nous exposons la courbe de survie empirique passée des linéaires de réseau en fonction de leur âge à la mise hors service. Après analyse et traitement de cette courbe nous déduisons des indicateurs de réalisation tels que les futurs taux de renouvellement, et des indicateurs financiers tels que les montants futurs à investir.

MOTS CLES

Distribution, planification, remplacement, réseau, transport

INTRODUCTION

Contexte

Dans les pays développés, l'eau potable est distribuée au domicile des usagers. Ce confort implique un long linéaire de réseau (plus de 900 000 km en France en 2014) avec une valeur des ouvrages élevée (entre 120 et 170 milliards d'euros en France dont 70 % correspond aux canalisations) (Bouleau et Guérin, 2011 ; ASTEE *et. al.*, 2013).

Le renouvellement annuel d'une fraction du linéaire des canalisations est nécessaire du fait du vieillissement « naturel » de ces objets techniques, qui entraîne l'érosion progressive de leur niveau de performance. En parallèle du vieillissement, l'évolution des besoins et des contraintes (coordination avec d'autres domaines de l'ingénierie urbaine, aménagement du territoire, législation, obsolescence) peut nécessiter la pose de nouvelles canalisations. Dans une optique d'optimisation des ressources et des performances, il est essentiel de renouveler les tronçons au meilleur moment possible, évitant des travaux trop précoces ou curatifs, après défaillance.

Problématique et questions scientifiques associées

Les questions scientifiques que nous nous sommes posées sont les suivantes :

- les gestionnaires utilisent-ils des méthodes « court terme » (CT) et « long terme » (LT) pour gérer leur patrimoine de canalisations ?
- s'ils en utilisent, quels sont les atouts et les faiblesses de ces méthodes ?
- comment assure-t-on une cohérence entre les visions de CT et de LT au sein d'un même service d'eau ?
- quelle est la marge d'amélioration de ces méthodes ? Si celle-ci est importante, comment la mettre en oeuvre ?

Selon nous, le plus pertinent pour optimiser ressources et performance serait de partir d'une vision « long terme » (>70 ans, durée typique de maintien en service des tronçons) permettant de prédire le linéaire de canalisations qui doivent être renouvelées chaque année pour respecter des objectifs stratégiques en termes de performances, puis d'en déduire le besoin annuel en investissement à « moyen terme » (≈10 ans, échelle du « master plan »). Il faudrait ensuite appliquer des méthodes de « court terme » permettant d'obtenir pour l'année à venir une liste de tronçons hiérarchisés par niveau de besoin en renouvellement, en s'assurant que ces opérations permettent effectivement d'atteindre les performances visées.

L'objectif principal de notre travail est de construire une méthode « long terme » (>70 ans) permettant d'aider le gestionnaire dans le choix des réalisations (linéaire, matériaux, etc.) à effectuer, en lien avec son propre processus décisionnel « court terme » et ses objectifs à plus long terme.

Le problème est que les modèles « long terme » utilisés actuellement en gestion patrimoniale sont trop réducteurs. La plupart considère le renouvellement comme déterminé par l'atteinte d'une durée de vie fixée à dire d'expert (cf. les modèles dans NESSIE, Patrimoine Expert, Cador) (AWWA, 2010 ; Naldeo, 2013 ; Cador, 2002), or il n'est pas rare de rencontrer de vieilles canalisations (100 ans) en parfait état de fonctionnement. De fait, nul ne dispose de réelles « fonctions de survie » décrivant la détérioration effective des canalisations du fait de leur seul vieillissement : les courbes de survie que l'on peut reconstruire à partir des données observées intègrent obligatoirement les causes multiples des renouvellements (coordination, urbanisation, etc.). Sachant qu'une **fonction de survie**, dans cet article, est une fonction qui donne, pour un linéaire de réseau étudié, sa **probabilité de « survivre »** (= ne pas avoir été mis hors service) **au-delà d'un certain âge t** (cf. Figure 2).

Le premier enjeu sera d'identifier des courbes de survie des tronçons (fonction de l'âge à la mise hors service) à partir des données observées mais corrigées de l'ensemble des effets parasites. Ces courbes pourront, dans un second temps, être utilisées pour estimer à « long terme » les linéaires à renouveler chaque année et les coûts engendrés.

REVUE / SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

Les méthodes à « court terme » (< 3 ans)

La revue bibliographique et les enquêtes menées auprès des gestionnaires ont démontré que les méthodes « court terme » appliquées sont en général assez robustes. Un processus décisionnel a été mis au point par les gestionnaires qui utilisent plusieurs modèles et logiciels

permettant d'établir une liste de tronçons hiérarchisés selon le niveau d'opportunité de leur renouvellement. Ce processus peut se diviser en 5 étapes :

1. La probabilité future de défaillance est estimée pour chaque tronçon. Pour les défaillances impactant la quantité d'eau (fuite, ruptures) l'estimation est effectuée par exemple par les logiciels « Casses » ou « CARE-W-Poisson », à base d'un modèle statistico-probabiliste (Le Gat, 2013), et utilisant l'historique des défaillances, des données environnementales et des caractéristiques des tronçons (Eisenbeis et al. 2003). Pour les défaillances impactant la qualité d'eau (eaux rouges, noires, etc.) l'estimation peut être réalisée par des modèles comme Q-WARP (Liu et al., 2012).

2. Les niveaux de différents risques de dommages associés à la défaillance d'un tronçon sont calculés. C'est le cas par exemple du risque de coupure d'eau chez l'utilisateur (rupture de la continuité du service) ou du risque de perturbation du trafic dans la voie concernée, d'inondation, d'effondrement etc. Ces calculs sont effectués par des logiciels comme « CARE-W-ARP » ou « CARE-W-Relnet » à partir du croisement de la probabilité de défaillance obtenue à l'étape 1, du temps de réparation, et des caractéristiques des éléments vulnérables (usagers, véhicules, biens, etc.) : leur quantité, leur vulnérabilité et leur valeur (Le Gauffre et al., 2002).

3. Des indicateurs de coûts peuvent être calculés. A partir du niveau de risque de l'étape 2 on peut estimer le coût des dommages potentiels, ainsi que des coûts de réparation et de renouvellement des canalisations.

4. Les indicateurs de risque et/ou de coûts sont pondérés par le gestionnaire et intégrés dans un modèle décisionnel tel qu'ELECTRE TRI dans lequel il indique ses préférences (orientant ses futures solutions de compromis). En sortie, le gestionnaire obtient plusieurs groupes de tronçons classés par besoin en renouvellement croissant. Il peut établir une carte SIG colorée (du plus urgent au moins urgent) (Poinard, 2006).

5. Le gestionnaire prend enfin en compte les opportunités et les contraintes externes à son service. Elles répondent à des besoins de coordination avec d'autres services (travaux de renouvellement de la voirie, de gaz, d'électricité, d'urbanisme, etc.), ou sont induites par des éléments extérieurs, comme la sécurité incendie (p. ex. augmentation de la capacité hydraulique de conduites existantes). En croisant toutes ces informations, le gestionnaire établit la liste définitive des chantiers (groupes de tronçons adjacents) à mettre en œuvre.

Notons que ces étapes et les critères pris en compte peuvent varier sensiblement d'un service à l'autre. Pour enchaîner ces différentes étapes, il existe une grande variété de modèles et de logiciels sensiblement différents (Large, 2013 ; Large et al., 2014). Ces modèles ne sont certes pas parfaits mais les meilleurs d'entre eux sont capables de réaliser des prédictions qui sont assez voisines de ce qui est observé sur le terrain ensuite. La marge de progression dans le domaine des modèles à « court terme » est limitée. Ce ne sera pas notre objectif, mais nous avons formalisé ce processus de décision « court terme », dans une logique d'évaluation et d'interrelation avec le processus de décision « long terme » (Large, 2013).

Les méthodes à « long terme » (> 70 ans)

Notre enquête a illustré que la vision sur le « long terme » au sein des services d'eau est généralement soit inexistante soit trop simple et déconnectée du processus de décision « court terme ». Lors de la recherche bibliographique des modèles ont été recensés [Cador (Cador, 2002), Nessie (AWWA, 2010), Patrimoine Expert (Naldeo, 2013)]. Ils se résument souvent simplement à additionner une durée de vie « à dire d'expert » à la date de pose pour obtenir la date de mise hors service présumée. Cette démarche ne convainc pas les praticiens.

Elle est cependant, dans la pratique, utilisée par l'un des services partenaires de nos travaux pour estimer les linéaires à renouveler : à partir de durées de vie fixées « à dire d'expert » pour 5 matériaux, il estime ses besoins annuels futurs en renouvellement. Cette méthode fait l'hypothèse que les canalisations doivent être remplacées à âge fixe, ce qui est non pertinent : en fonction des contraintes que subit une canalisation, certaines très âgées peuvent être en bon état et d'autres très jeunes en mauvais état. De plus aucun lien n'est fait entre cette valeur « à dire d'expert » et le processus décisionnel opérationnel de « court terme » (coordination, risques, etc.), dont résulte effectivement l'âge à la mise hors service.

Un modèle prometteur est celui utilisé par Kanew (Herz, 2002 ; Kropp, 2013) et PiREM (Fuchs et al., 2008). Il suppose que les canalisations ne sont pas renouvelées à âge fixe mais selon une distribution statistique (survie) de l'âge à la mise hors service par cohorte¹. Néanmoins ces modèles allemand et autrichien ne sont, à notre connaissance, utilisés par aucun service d'eau en France. La faiblesse majeure de ce modèle est que les courbes de survie des tronçons (fonction de l'âge à la mise hors service) ne sont pas identifiées à partir des données du service d'eau, mais, elles aussi, établies a priori, à « dire d'expert ». La question de la représentativité et de la pertinence de ces courbes de survie par rapport aux données du service, à son processus de décision « court terme » passé, et à ses objectifs futurs demeure entière.

METHODOLOGIE

Préliminaire

Nous avons tout d'abord synthétisé la bibliographie se rapportant à ce sujet (Large, 2013), puis afin de documenter de manière précise les modèles, les méthodes et les pratiques, nous avons mené des entretiens avec les professionnels de trois grands services d'eau européens : le Syndicat des Eaux d'Ile de France (SEDIF), la communauté urbaine de Lyon (Grand Lyon) et le Service des Eaux de Lausanne (eauservice) dont les linéaires respectifs sont de 8 300 km, 3 900 km et 900 km. Nous avons ensuite collecté leurs données concernant les tronçons, les défaillances et l'environnement du réseau.

Afin de pallier les faiblesses des méthodes « long terme » et leur manque de cohérence avec les méthodes « court terme », en nous appuyant sur les données réelles des trois partenaires, nous avons travaillé en 3 étapes. Dans un premier temps, nous avons reconstruit la courbe de survie passée des linéaires de canalisation en fonction de leur âge. Cette courbe est issue de la somme des différents processus court terme passés. Puis nous avons choisi d'appliquer la stratégie « **same as in the past** » à l'avenir. Cette stratégie considère que, par le passé, les âges à la mise hors service ont été bien choisis et consiste à reproduire les mêmes distributions (courbe de survie) pour les décisions à venir. Nous simulons ensuite les conséquences de cette stratégie sur les réalisations induites (linéaire, taux de renouvellement futurs) et les moyens pour la mettre en œuvre (coût d'investissement).

Mise en œuvre concrète de la démarche

Concrètement il faut d'abord estimer les **courbes de survie « brutes »** $S_b(t)$ des tronçons hors service (état des lieux au 31/12/2012) sur la fenêtre d'observation (ici 1995-2012). Les tronçons sont indexés i . Chaque tronçon a une longueur L_i et un âge à la mise hors

¹ groupe de tronçons posé la même année.

service b_i . Les tronçons peuvent être censurés ($c_i=1$) c'est-à-dire que la date de mise hors service de ce tronçon n'est pas dans la période d'observation, ou non-censurés ($c_i=0$) c'est-à-dire que leur date de mise hors service est dans la fenêtre d'observation. Posons $I\{\dots\}$ la fonction indicatrice qui prend la valeur 1 si les conditions entre accolades sont respectées et 0 sinon. On estime d'abord la distribution $D(t)$ puis la fonction de répartition brute $F(t)$ et enfin la survie brute $Sb(t)$.

$$D(t) = \sum_i (L_i \times I\{c_i = 0 \ \& \ b_i = t\}) / \sum_i (L_i \times I\{c_i = 0\}) \quad \text{Eq. 1}$$

$$Sb(t) = 1 - F(t) = 1 - \sum_{k \leq t} D(k) \quad \text{Eq. 2}$$

Dans les données archivées, les dates de mise hors service ne sont disponibles sous une forme réellement exploitable que sur une fenêtre d'observation assez récente (souvent depuis le milieu des années 90 ou le début des années 2000). Les âges à la mise hors service sont donc tronqués à gauche, les canalisations mises hors service avant la période d'observation étant ignorées. La courbe « brute » de survie est donc biaisée, elle ne prend en compte ni la troncature à gauche, ni la censure à droite (on ne sait pas quand seront mises hors service les canalisations qui sont encore en service à la fin de la période d'observation). La méthode de Turnbull (Turnbull, 1976 ; Le Gat et al., 2013) est employée pour corriger ces biais d'échantillonnage et établir la **courbe de survie « empirique »** $Se(t)$ débiaisée.

Comme l'explique (Malm et al., 2012) cette courbe « empirique » n'est pas seulement représentative de l'évolution physique du patrimoine (« vieillissement ») mais elle résulte aussi, de manière complexe, des décisions passées (coordination avec la voirie ou non, aversion plus ou moins grande aux conséquences des défaillances...), qu'il est impossible de reconstituer finement. Si le gestionnaire applique à l'avenir la stratégie « **same as in the past** » (*i.e.* rien ne change ni dans les objectifs, ni dans les mécanismes impliqués, ni dans les pratiques de gestion), on peut cependant utiliser cette courbe de survie pour calculer les taux de renouvellement à venir.

La démarche suit une procédure itérative pour reconstituer les linéaires posés dans le passé à partir des linéaires observés aujourd'hui. Posons $C\theta$, l'ensemble des tronçons (cohorte) posés la même année (θ). Au début du processus itératif, l'année de pose (θ) varie de 1851 à 2012 (cf. Figure 1 à gauche). Pour chaque année N , chaque cohorte est caractérisée par une longueur en service : $LES_{C\theta}(N)$ et un âge : $t_{C\theta}(N)$. La survie de la cohorte $C\theta$, dépend de son âge à l'année N : $S[t_{C\theta}(N)]$.

On souhaite prédire la longueur de la nouvelle cohorte en 2013. On calcule alors pour la cohorte la longueur en service.

$$LES_{C\theta}(2013) = LES_{C\theta}(2012) \times \frac{S[t_{C\theta}(2013)]}{S[t_{C\theta}(2012)]} \quad \text{Eq. 3}$$

Puisque l'on souhaite conserver un linéaire en service constant, on calcule alors la longueur de canalisations à poser et le taux de renouvellement (TR) de cette nouvelle année.

$$LES_{C2013}(2013) = \sum_{\theta=1851}^{2012} [LES_{C\theta}(2012) - LES_{C\theta}(2013)] \quad \text{Eq. 4}$$

$$TR(2013) = LES_{C2013}(2013) / \sum_{\theta=1851}^{2012} LES_{C\theta}(2012) \quad \text{Eq. 5}$$

θ varie maintenant de 1851 à 2013. On itère cette méthode année par année pour établir des prévisions jusqu'à l'échéance future souhaitée.

RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats suivants correspondent au SEDIF ayant environ 8 300 km de réseau (de transport et de distribution) en service fin 2012 (Figure 1 à gauche). Des informations sur environ 610 km hors service ont été archivées correctement depuis 1995 (Figure 1 à droite). La fenêtre fiable d'observation de cette information est donc de 18 ans [1995, 2012]. Les dates de mise hors service sont censurées après 2012 et tronquées avant 1995.

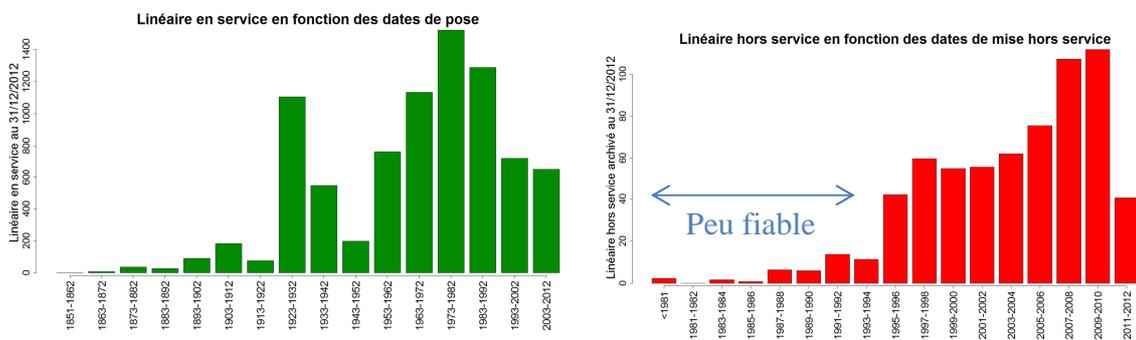


Figure 1. Gauche : Le linéaire (km) en service fin 2012 au SEDIF par décennie de la date de pose
Droite : Le linéaire (km) hors service archivé fin 2012 au SEDIF tous les 2 ans par date de mise hors service.

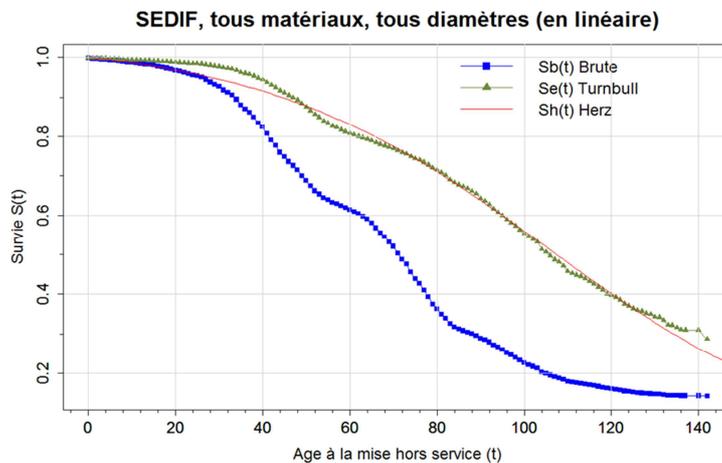


Figure 2. $S(t)$ = Probabilité pour un mètre linéaire de tronçon de ne pas avoir été mis hors service au-delà d'un âge t , tous matériaux confondus, réseau de transport et de distribution du SEDIF.

La courbe empirique (Turnbull) (cf. Figure 2) de survie des linéaires des canalisations est décalée de la courbe brute vers la droite. Ce phénomène s'explique par la censure. On constate que, pour l'ensemble des informations résultant du passé, un mètre de tronçon a une probabilité égale à 0,5 de survivre au moins **105 ans** (cf. Figure 2 et Tableau 1).

Nous avons ajusté sur la courbe de survie empirique du SEDIF une fonction analytique de « survie de Herz » (Herz, 2002) $[Sh(t)]$ par la méthode des moindres carrés (cf. Eq. 6).

$$Sh(t) = (\alpha + 1) / (\alpha + e^{\beta \times t}) = 26 / (25 + e^{0,031 \times t}) \quad \text{Eq. 6}$$

C'est cette fonction (cf. courbe rouge Figure 2) qui permet d'estimer les besoins en renouvellement futurs, si la stratégie « *same as in the past* » est appliquée (cf. Eq. 3 à 5).

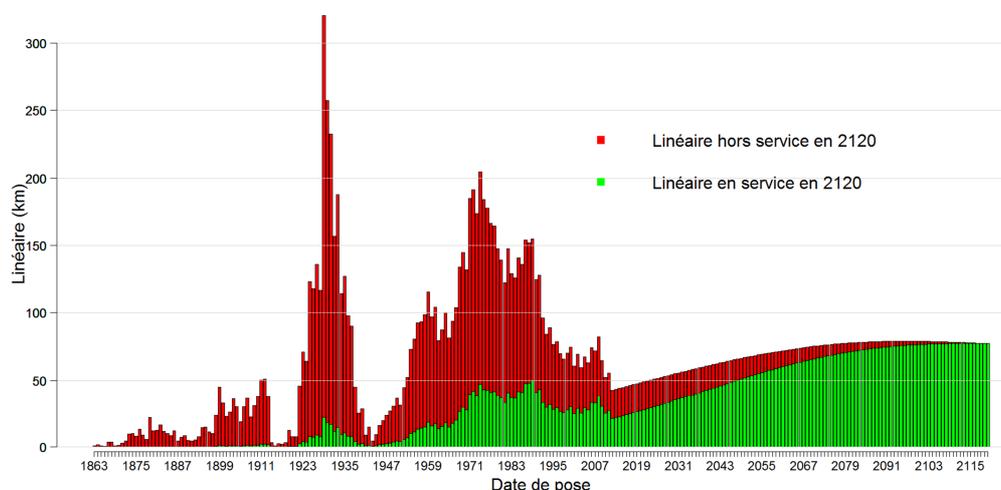


Figure 3. Reconstitution du linéaire passé et prévision des besoins (en linéaire) futurs jusqu'en 2120, photographie de la situation en 2120, réseau de transport et de distribution.

Le point de démarrage de nos simulations est le 1^{er} janvier 2013. Pour les simulations budgétaires, nous faisons l'hypothèse que le renouvellement d'un mètre de canalisation coûte 530 €². Suite à l'analyse de (Hardelin et Marical, 2011) sur les valeurs du taux d'actualisation (r), nous avons choisi d'effectuer trois simulations budgétaires : une avec taux d'actualisation nul, une autre avec le taux fixé par le « commissariat général du Plan » (Lebègue, 2005) soit 4% de 2013 à 2043 puis décroissant après 2043 (asymptote à 2%) et la dernière avec un taux fixe de 1%.

Avec ce scénario « *same as in the past* », le taux de renouvellement annuel futur du SEDIF reste dans une fourchette étroite assez stable entre 0,5% et 1% (cf. Figure 4 à gauche). Les résultats sont légèrement supérieurs aux taux de renouvellement appliqués par le SEDIF dans le passé proche, qui était en moyenne entre 2005 et 2012 de 0,44% avec un pic en 2009 à 0,8%. Ces taux sont proches des objectifs du SEDIF qui souhaite effectuer 1% de renouvellement annuel à partir de 2015. Pour les conséquences budgétaires, un taux

² Ce coût correspond à : 500€ (comprenant maîtrise d'œuvre et études connexes pour un diamètre 100 mm en fonte) + 6% (prise en compte de la diversité des diamètres au SEDIF).

d'actualisation même faible a un très fort impact financier sur du « long terme ». Par conséquent, le scénario avec taux d'actualisation nul, nous semble, ici, le plus adapté. Ce scénario indique un pic budgétaire en 2096 à 41,8 millions d'euros en investissement pour renouveler les canalisations du réseau principal (hors branchement) (cf. Figure 4 à droite courbe noire). Ce montant est à comparer aux investissements du SEDIF (sous maîtrise d'ouvrage publique uniquement) dans ce domaine en 2012 qui s'élevaient à 19,6 millions d'euros (SEDIF, 2012).

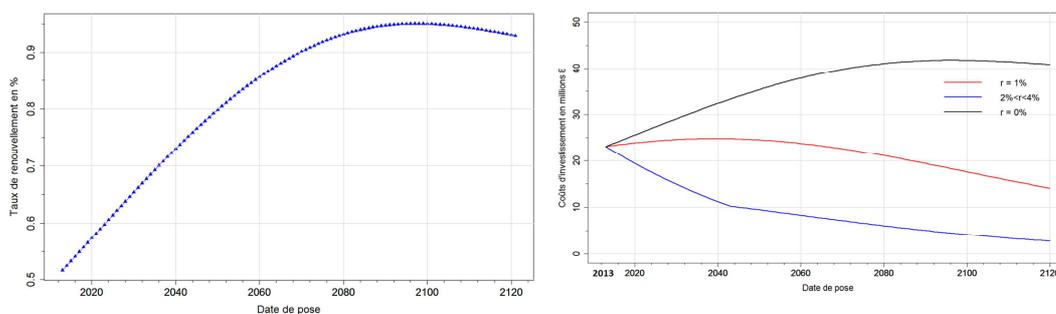


Figure 4. A gauche : Prévission des taux de renouvellement futurs de 2013 jusqu'en 2120 au SEDIF. A droite : Prévission des budgets nécessaires pour le renouvellement entre 2013 et 2120 avec 3 taux d'actualisation différents, réseau de transport et de distribution

La courbe empirique corrigé $Se(t)$ de survie du réseau du SEDIF doit être mise en perspective avec celles obtenues sur deux autres services d'eau (Grand Lyon et eauservice Lausanne) (cf. Tableau 1). Les résultats illustrent clairement que la survie passée des canalisations dépend fortement des pratiques de gestion. Par exemple eauservice Lausanne a un fort taux de renouvellement (1,3% en moyenne) de ses canalisations ce qui a induit un âge moyen à la mise hors service deux fois plus faible que celui du SEDIF.

Tableau 1. Quartile de la survie empirique passé $Se(t)$ des linéaires de canalisations (transport et distribution) du SEDIF, du Grand Lyon et d'eauservice Lausanne, tous diamètres et tous matériaux confondus.

S(t)	Age à la mise hors service (ans)		
	SEDIF	Gd Lyon	Lausanne
0,75	74	50	43
0,5	105	66	53
0,25	145	88	65

Il est clair que les pratiques de gestion « court terme » pèse énormément sur la courbe de survie passé. Or en général les gestionnaires dans les grands services d'eau ont des processus décisionnels très différents sur le réseau de transport (diamètre > à 300 mm) et le réseau de distribution (diamètre ≤ à 300 mm hors branchement)³. Il serait donc pertinent de construire des courbes de survie en stratifiant par diamètre afin de visualiser si elles sont significativement différentes. De même il faudrait stratifier par famille de matériau ou par localisation. C'est une étape ultérieure que nous réaliserons.

³ Ces définitions du réseau de transport et du réseau de distribution sont celles du SEDIF.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Après un grand travail de consolidation des données et d'analyse des pratiques, la mise en œuvre d'une méthode d'estimation de « long terme » reposant sur l'exploitation de courbes de survie résultant des données observées a permis d'obtenir de premiers résultats prometteurs. Nous devons maintenant simuler les effets de cette stratégie sur l'évolution future d'autres indicateurs de performance, permettant aux gestionnaires de juger si cette stratégie est cohérente avec leurs objectifs. Par exemple nous pourrions calculer des indicateurs de coûts de maintenance prévus, des indicateurs du nombre de défaillances prévues etc. De plus nous pouvons stratifier l'ensemble des tronçons selon des variables pertinentes regroupés en classe comme le type de matériau, le diamètre ou la longueur. Cette méthode nous permet d'obtenir des courbes de survie par strate, puis d'effectuer des calculs sur les indicateurs (linéaire, coûts, etc.) de manière plus fine.

Il est à mettre en avant que cette démarche est très reproductible, nous pouvons l'appliquer sans problème sur des réseaux plus modeste. Nous l'avons notamment appliqué sur le réseau d'eau de la ville de Lausanne en suisse (900 km).

Une autre piste sera de nous écarter de la stratégie « **same as in the past** » en recherchant des stratégies optimales. Ce travail devra se faire en deux étapes. Dans un premier temps, à partir d'une analyse fine des processus opérationnels de décision « court terme », nous étudierons comment les diverses causes de mise hors service des tronçons contribuent à la construction des courbes de survie observées. Les courbes de survie brutes seront donc doublement corrigées, d'abord pour tenir compte des censures et troncatures, ensuite pour en extraire les effets des décisions prises lors de la programmation des travaux. Nous pourrions alors, dans un second temps reconstruire de nouvelles courbes de survie opérationnelles, qui intégreront de manière explicite les éléments essentiels qui président au processus de décision (par exemple le pourcentage des travaux pilotés par le vieillissement vs le pourcentage piloté par le renouvellement de la voirie). Nous pourrions alors estimer comment des stratégies différentes (par exemple profiter plus largement des opportunités de travaux) modifient les performances de « long terme ».

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le SEDIF, le Grand Lyon, eauservice Lausanne, le FOWA (Forschungsfonds Wasser) et l'agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse pour l'aide technique et financière qu'ils nous apportent dans ce programme de recherche.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ASTEE, ONEMA, AITF et MEDDE. (2013). *Gestion patrimoniale des réseaux d'eau potable. Elaboration du descriptif détaillé des ouvrages de transport et de distribution d'eau, coordonné par S. Charrière*. 52 p.

AWWA. (2010). *Buried no longer: confronting america's water infrastructure challenge*. American Water Works Association (AWWA), 16 p.

Bouleau G., Guerin-Schneider L. (2011). *Des tuyaux et des hommes*. Paris (France) : Editions Quae, 200 p. ISBN : 978-2-7592-1674-1.

Cador J. (2002). *Le renouvellement du patrimoine en canalisations d'eau potable en France. Rapport technique*. Université de Caen, 18p.

- Eisenbeis P., Laffrechine K., Le Gauffre P., Le Gat Y., Røstum J., Tuhovčák L., Valkovič P. (2003). *CARE-W : WP2 Description and validation of technical tools, tests and validation of technical tools, rapport de recherche n° 2.2*. Cemagref, INSA, NTNU, Brno University, 58 p.
- Fuchs-Hanusch D., Gangl G., Kornberger B., Kölbl J., Hofrichter J., Kainz, H. (2008). PiReM, Pipe rehabilitation management developing a decision support system for rehabilitation planning of water mains. *Water Practice and Technology*, vol. 3, 9 p.
- Hardelin J., Marical, F. (2011). *Taux d'actualisation et politiques environnementales : un point sur le débat*. Commissariat général au développement durable (CGDD), 2011, 18 p.
- Herz R. (2002). Developing rehab strategies for drinking water networks. *Proceedings of the 9th International Conference on Durability of Building Materials and Components-DBMC*, Dresden, Germany, 2002, 11 p.
- Kropp I. (2013). *Kanew software, version 4, manual*. 3SConsult GmbH Inc., Dresden, Germany, 76 p.
- Large A. (2013). *Optimisation du renouvellement des canalisations*. Rapport de première année de thèse : revue bibliographique et cadre méthodologique. IRSTEA et Université de Bordeaux, 2013, 109 p.
- Large A., Le Gat Y., Elachachi S. M., Renaud E., Breysse D. (2014). Decision support tools: Review of risk models in drinking water network asset management. *Proceedings of the 2nd International Conference on Vulnerability and Risk Analysis and Management - ICVRAM, and the 6th International Symposium on Uncertainty Modelling and Analysis- ISUMA*, Liverpool, 13-16 July, édition en cours.
- Le Gat Y. (2013). Extending the Yule Process to model recurrent pipe failures in water supply networks. *Urban Water Journal*, published online, 15 p.
- Le Gat Y., Kropp I., Poulton M. (2013). Is the service life of water distribution pipelines linked to their failure rate? *Water Science & Technology: Water Supply*, vol.13.2, 386-393.
- Le Gauffre P., Laffrechine K., Baur R., Di Federico V., Eisenbeis P., Koning A., Kowalski M., Saegrov S., Torterotot J. P., Tuhovcak L. et Wery, C. (2002). *CARE-W : WP3 Decision Support for Annual Rehabilitation Programmes, D6 Criteria for the prioritisation of rehabilitation projects, rapport de recherche n° 3.1*. EU project under the 5th Framework Program, contract n°EVK1-CT-2000-00053., INSA-URGC, 72 p.
- Lebègue D. (2005). *Révision du taux d'actualisation des investissements publics*. Rapport du groupe d'experts présidé par Daniel Lebègue. Commissariat général du Plan, 112 p.
- Liu Z., Kleiner Y., Rajani B., Wang L., Condit W. (2012). *Condition assessment technologies for water transmission and distribution systems*. United States Environmental Protection Agency (EPA) Edition, 108 p. EPA/600/R-12/017
- Malm A., Ljunggren O., Bergstedt O., Pettersson T. J. R., Morrison G. M. (2012). Replacement predictions for drinking water networks through historical data. *Water research*, vol. 46, 2149-2158.
- Naldeo. (2013). *Patrimoine expert, outil de simulation du vieillissement du patrimoine canalisations AEP, Manuel de l'utilisateur, Version 3.4*. Naldeo Inc. 25 p.
- Poinard D. (2006). *Modèles pour la conception de stratégies et de programmes de réhabilitation des réseaux urbains d'eau potable*. Thèse de doctorat en Génie Civil. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées (INSA) de Lyon, 243 p.
- SEDIF. (2012). Programme d'investissement 2013. Syndicat des eaux d'île de France, 174 p.
- Turnbull B. W. (1976). The empirical distribution function with arbitrarily grouped, censored and truncated data. *Journal of the Royal Statistical Society*, vol. 3, 290-295.

Caractérisation des eaux de vaisselle : cas des phtalates et des alkylphénols

DESHAYES S^{1,2}*, EUDES V¹, DROGUET C¹, BIGOURIE M¹ et MOILLERON R²*

1 : Laboratoire central de la Préfecture de police (LCPP), 39 bis, rue de Dantzig, 75015 Paris

2 : Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (Leesu), Université Paris-Est,

AgroParisTech, UMR MA-102, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex

* contacts : steven.deshayes@interieur.gouv.fr, moilleron@u-pec.fr

RESUME

Récemment, il a été démontré, à l'échelle de l'agglomération parisienne, bassin fortement urbanisé mais faiblement industrialisé, que les flux d'alkylphénols et de phtalates provenaient essentiellement des eaux usées domestiques (plus de 95%) (Bergé, 2012). Cependant, aucune étude concernant la contribution relative des différents types d'eaux domestiques rejetées n'a encore été réalisée à ce jour. Afin de combler ce manque, les concentrations de quatre phtalates (DEP, DnBP, BBP et DEHP) et de deux groupes d'alkylphénols : octylphénol (OP) et isomères du nonylphénol (NP), parmi les congénères les plus couramment étudiés, ont été quantifiées dans les fractions dissoutes et particulaires de plusieurs types d'eaux grises (eaux usées domestiques excluant les eaux vannes). Cet article présente la méthodologie suivie pour caractériser un des types d'eaux étudiés : les eaux de vaisselle manuelle et de lave-vaisselle. L'analyse de la phase dissoute a été effectuée dans les 24 à 48 heures après le prélèvement, pour éviter toute dégradation microbienne, et après congélation et lyophilisation pour la phase particulaire. Après extraction, les analyses ont été réalisées par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (simple quadripôle, Agilent Technologies). Afin de déterminer s'il existe une corrélation entre la concentration des contaminants étudiés (phtalates et alkylphénols) et la qualité de l'eau, les paramètres « classiques » de caractérisation des eaux usées : pH, matières en suspension (MES), demande chimique et biochimique en oxygène (DCO et DBO₅), azote total Kjeldahl (NTK) et détergents anioniques (SABM), Carbone Organique Dissous et Particulaire (COD et COP) ont également été déterminés.

MOTS CLES

Alkylphénols, eaux grises, lave-vaisselle, origines, phtalates, vaisselle.

INTRODUCTION

Les alkylphénols et les phtalates (ou esters d'acide phtalique) sont classés comme perturbateurs endocriniens. Malgré un nombre relativement faible d'études, certaines informations laissent supposer que les phtalates pourraient avoir un effet négatif sur la reproduction chez l'homme (Bocken, 2001). Ces deux familles de composés organiques sont présentes dans les produits de la vie courante. Les phtalates sont fréquemment utilisés dans l'industrie et dans les produits ménagers comme les adhésifs, les peintures, les encres, le caoutchouc, etc. (Fu et al., 2007). Les alkylphénols sont des agents surfactant non ioniques couramment employés comme additifs dans les détergents et pour la production d'alkylphénols éthoxylates. Ces substances sont habituellement présentes dans les cosmétiques, les produits de soins corporels, les peintures, comme solubilisant, etc. Leurs

productions mondiales atteignent un total de 6 millions de tonnes pour les phtalates (Peijnenburg and Struijs, 2006) et d'environ 500 000 tonnes pour les alkylphénols (Berryman *et al.*, 2003).

Récemment, Bergé (2012) a étudié les alkylphénols et les phtalates dans les eaux usées industrielles et domestiques à l'échelle de l'agglomération parisienne : un bassin fortement urbanisé mais faiblement industrialisé. Ce type de bassin versant, avec 8,5 millions d'habitants et moins de 2 % des eaux usées provenant de l'industrie, peut être utilisé pour modéliser le devenir de ces contaminants dans les grandes villes des pays industrialisés. Il a été démontré que les alkylphénols et les phtalates proviennent majoritairement des eaux usées domestiques. En effet, plus de 95 % de la charge était véhiculée par les eaux usées domestiques (Bergé, 2012). Ces résultats confirment ceux d'Eriksson *et al.* (2003). Cependant, la contribution des différents types d'eaux grises à la pollution en alkylphénols et phtalates n'a pas encore été déterminée. Les caractéristiques des eaux provenant de douches, baignoires, lavabos, lave-linge, lave-vaisselle et vaisselle manuelle sont encore peu connues. Nous avons mis en place un protocole spécifique pour collecter et caractériser chacun de ces types d'eaux. Dans cette étude, nous nous concentrons sur les rejets d'eaux de lave-vaisselle et de vaisselle manuelle.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Peu de données sont disponibles concernant la consommation d'eau domestique par la population française. Les données les plus pertinentes ont été compilées dans le tableau 1.

Tableau 1. Utilisation des eaux domestiques en France

Utilisation	Consommation d'eau (l/j/hab.)		
	CIEAU (2012) ^a	Eau de Paris (2013) ^b	SEDIF (2013) ^c
Douche/bain	49	46.8	57-78
Toilette	25	24	30-40
Lave-linge	25	14,4	18-24
Vaisselle et lave-vaisselle	12	-	15-20
Jardin	8	-	9-12
Préparation des repas	9	12	9-12
Eau de boisson	1	1.2	1,5-2
Autres utilisations	8	21,6	9-12
Total	137	120	150-200

a : www.cieau.com, b : www.eaudeparis.fr, c : www.sedif.com

Le volume moyen d'eau utilisé par jour et par habitant pour faire la vaisselle est d'environ 15 l/j/hab. Cependant, nous ignorons la proportion d'eau spécifiquement utilisée, et donc rejetée, lors de la vaisselle manuelle ou de l'utilisation de lave-vaisselle. Trois études réalisées aux États-Unis (Howard-Reed et Corsi, 1999), en Allemagne (Richter, 2011) et en Grèce (Antonopoulou *et al.*, 2013) démontrent qu'automatiser la vaisselle permettait de réduire la consommation en eau jusqu'à 50 %. Le CNRS, quant à lui, (<http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/>) estime que le volume d'eau nécessaire pour effectuer une vaisselle manuellement est plus faible que celui utilisé pour un cycle de lave-

vaisselle, 5 à 15 litres contre 13 à 21 litres, respectivement. Cependant, la fréquence d'utilisation des lave-vaisselle expliquerait les conclusions des trois études précédentes. Selon Berkholz et al. (2010) et Abeliotus et al. (2012), la majorité des personnes interrogées déclarent faire la vaisselle manuellement une à plusieurs fois par jour alors que le lave-vaisselle est utilisé une fois par jour voire tous les deux jours. De plus, une vaisselle manuelle est réalisée quotidiennement en complément de l'utilisation du lave-vaisselle (Berkholz et al., 2010 ; Abeliotus et al., 2012). Au vu de ces résultats, nous avons estimé que la consommation d'eau est deux fois plus importante pour la vaisselle manuelle que pour le lave-vaisselle. Avec une moyenne de 15 l/j/hab., nous avons fait l'hypothèse que 10 l/j/hab. d'eau sont utilisés pour le lave-vaisselle et 20 l/j/hab. pour la vaisselle manuelle.

Très peu d'articles ont été publiés sur la caractérisation des eaux grises. Les quelques résultats concernant les eaux de vaisselle voire d'évier au sens large, tirés des revues internationales, sont détaillés dans le tableau 2.

Tableau 2. Paramètres généraux des eaux grises (valeurs moyennes, min-max)

Types d'eaux	pH	MES (mg/l)	DCO (mgO ₂ /l)	DBO ₅ (mgO ₂ /l)	NTK (mgN/l)	SABM (mg/l)
Vaisselle manuelle	6,7 ± 0,7 ^{a,d,e}	299 ± 324 ^a	26-2050 ^{a,d,f}	536-1.460 ^{b,c,d,f}	51 ^c	55 ^c
	5,58 ^c	134-1300 ^{b,d,f}	2244 ^c	490 ± 550 ^e	11,4-74 ^f	170 ± 240 ^e
	5,9 - 7,4 ^f	210 ± 260 ^e	990 ± 1500 ^e			
Lave-vaisselle		440 ^b		1040 ^b		

a : Antonopoulou et al. (2013), b : Eriksson et al. (2002), c : Halalsheh et al. (2008), d : Jamrah et al. (2008), e : Jiwkok et al. (2013), f : Li et al. (2009)

Bergé (2012) a démontré la présence d'alkylphénols et de phtalates dans des eaux usées domestiques strictes (mélange d'eaux grises et d'eaux vannes, sans effluents industriels) Les concentrations médianes s'échelonnaient de 0,89 µg/l pour l'OP à 40,7 µg/l pour le DEHP. Palmquist et Hanæus (2005) ont montré l'absence de phtalates dans les eaux vannes et une répartition homogène des alkylphénols entre eaux grises et eaux vannes : 0,11 µg/l dans les eaux grises contre 0,19 µg/l d'OP dans les eaux vannes, et 3,80 µg/l contre 3,91 µg/l, respectivement dans les eaux grises et les eaux vannes, pour les isomères du NP. Cependant ces travaux ne permettent pas de déterminer avec précision quels types d'eaux grises contribuent à la contamination des eaux usées.

MATERIEL ET METHODES

Sites et stratégie d'échantillonnage

Les échantillons ont été directement prélevés par les habitants des différents logements. Toutefois, pour s'assurer de la représentativité de ces échantillons, il a été demandé aux bénévoles de ne pas changer leurs habitudes et un guide a été édité afin d'expliquer les bonnes pratiques d'échantillonnage. Le flaconnage approprié, prétraité afin d'éliminer toutes traces de contamination organique, a été fourni par le Laboratoire central de la Préfecture de police (LCP). Pour chaque type d'eaux, les échantillons ont été initialement récupérés dans un récipient unique puis, après homogénéisation, répartis dans quatre flacons différents :

- un en verre de 500 ml pour les alkylphénols, les phtalates, le COD et le COP ;
- un deuxième en verre de 1000 ml pour les MES et SABM ;
- un troisième en polyéthylène de 500 ml pour la DBO et le pH ;
- un dernier en polypropylène de 500 ml pour la DCO et le NTK.

Les flacons en polyéthylène et polypropylène étaient à usage unique.

Les échantillons ont été conditionnés dans des glacières à température contrôlée ($5 \pm 3^\circ\text{C}$) et acheminés au laboratoire dans un délai de 24 heures.

Pour cette étude, dix-huit foyers, composés de 1 à 5 personnes, se sont portés volontaires. L'âge des personnes en charge de la vaisselle (manuelle ou automatique) est compris entre 26 et 57 ans.

Paramètres généraux suivis

Pour chaque échantillon, les paramètres permettant de définir la qualité des eaux usées, tels que le pH, les matières en suspension (MES), le carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP), les demandes chimique et biochimique en oxygène (DCO et DBO₅), l'azote total Kjeldahl (NTK) et les détergents anioniques (SABM) ont été analysés par le LCPP selon les normes en vigueur (pH : NF EN ISO 10523 ; MES : NF EN 872 ; DCO : NF T90-101 ; DBO₅ : NF ISO 1899-1 ; NTK : NF EN 25663 ; SABM : NF EN ISO 16265) et par le Laboratoire, Eau, Environnement et Systèmes Urbains (Leesu) pour le COP (méthode interne, combustion thermique puis détection par infra-rouge) et le COD (méthode adaptée de la norme NF T90-102).

Alkylphénols et phtalates

Extraction. Les échantillons homogénéisés ont été filtrés à 0,7 µm afin d'obtenir, d'une part, la phase dissoute et, d'autre part, la phase particulaire.

Les alkylphénols et les phtalates ont été extraits comme suit :

- pour la phase de dissoute, après filtration, un volume de 100 ml a été traité par extraction en phase solide (SPE) sur cartouche de C18 (Supelclean), préalablement conditionnée par éluions successives d'acétate d'éthyle (6 ml) et de méthanol (2 x 6 ml). Après séchage de la cartouche C18, les composés d'intérêts ont été récupérés dans l'éluat obtenu après passage sur la cartouche de 2 ml d'acétate d'éthyle contenant les étalons internes (DnBP-D4-RING et 4n-NP-d₄) ;
- après lyophilisation, le filtre contenant environ 10 à 50 mg de la phase particulaire a été extrait par 20 ml d'acétate d'éthyle dans un bain à ultrasons pendant 15 minutes. Cette étape a été répétée deux fois. Les deux extraits regroupés ont ensuite été purifiés sur une colonne d'alumine (1 g), préalablement conditionnée avec 6 ml d'acétate d'éthyle, puis concentrés sous un courant d'azote jusqu'à un volume final de 1 ml. Le concentrat ainsi obtenu a été repris dans 1 ml d'acétate d'éthyle contenant les étalons internes.

Tous les produits chimiques et solvants étaient de qualité « *for pesticide residue analysis* ».

Quantification. Les alkylphénols et les phtalates ont été analysés sur un GC-MS (simple quadripôle, Agilent Technologies), équipé d'une colonne DB-5MS (Agilent Technologies, 30 m, 0,25 mm, 0,25 µm). Les molécules ont été ionisées par impact électronique. L'analyse a été réalisée en mode SIM avec un ion quantifiant et un ou deux ions qualifiant selon la molécule considérée. Des contrôles qualité ont été injectés tous les dix échantillons pour la validation des données. Par ailleurs, la méthode a été validée par des essais interlaboratoires (Bergé, 2012).

RESULTATS ET DISCUSSION

Caractérisation des eaux de vaisselle

Trois pratiques différentes de lavage de la vaisselle ont été étudiées : l'utilisation de lave-vaisselle (LV) et le lavage manuel pour lequel le nettoyage et le rinçage ont été réalisés soit dans un bac unique (vaisselle manuelle mixte ou VMM) soit dans deux bacs séparés. Dans ce dernier cas, les eaux de nettoyage (VMN) et les eaux de rinçage (VMR) ont été collectées séparément. Vingt-sept échantillons ont été suivis : 16 pour le lavage manuel « 2 bacs » (8 VMN et 8 VMR), 5 eaux issues de vaisselle mixte et 10 échantillons de lave-vaisselle.

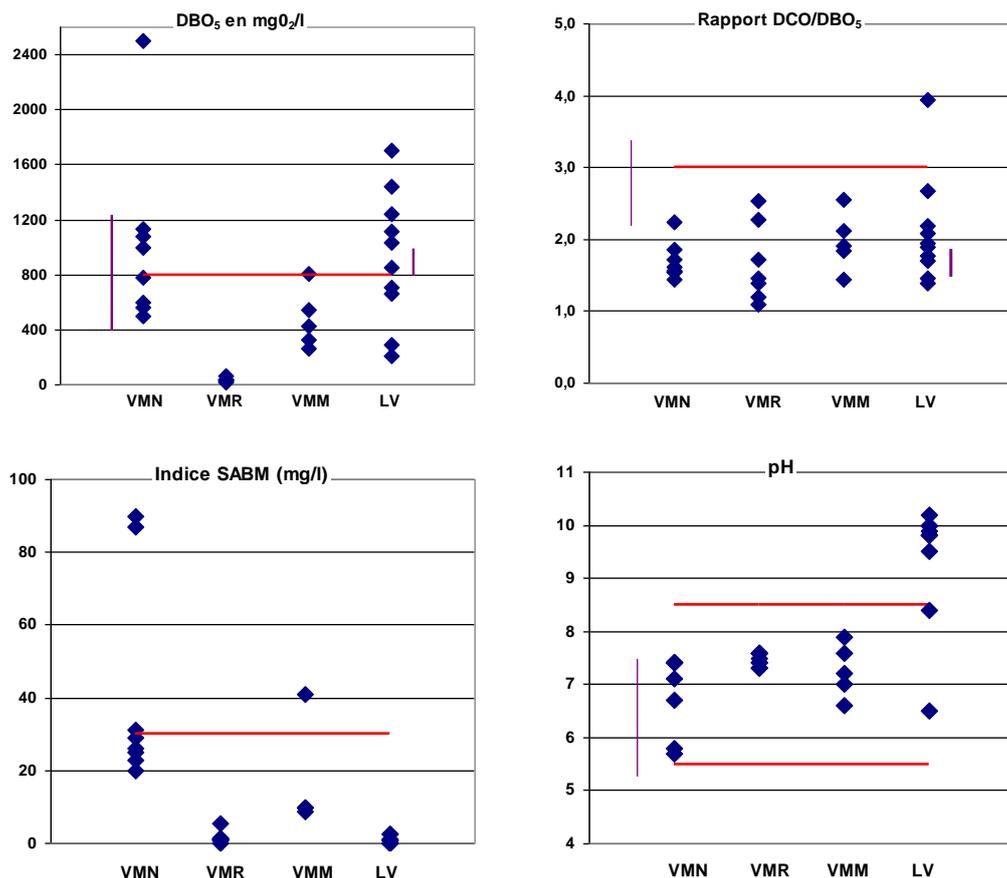
La figure 1 synthétise les concentrations obtenues pour les eaux grises issues des différentes pratiques pour 4 des 8 paramètres étudiés : DBO₅, le rapport DCO/DBO₅, l'indice SABM et le pH. Excepté pour les eaux de lave-vaisselle, pour lesquelles une comparaison des concentrations déterminées avec la seule référence disponible dans la littérature (Eriksson et al., 2002) s'avère hasardeuse, les résultats obtenus sur les eaux de vaisselle manuelle sont concordants avec les valeurs issues de la bibliographie (tableau n°2), soulignant ainsi la représentativité de nos échantillons.

La tendance observée pour les paramètres DCO, MES et NTK est la même que celle obtenue pour la DBO₅, à savoir une dispersion plus importante des concentrations mesurées sur les eaux issues de lave-vaisselle que sur celles générées lors de la vaisselle manuelle. Plus précisément pour le paramètre DBO₅, si les concentrations pour les VMN se situent entre 560 et 1130 mgO₂/l (une valeur à 2500 mgO₂/l a été jugée aberrante dans le cadre de cette étude), les concentrations obtenues pour les lave-vaisselle s'étendent de 210 à 1700 mgO₂/l. Par ailleurs, si les VMR présentent des valeurs significativement plus faibles (entre 15 et 60 mgO₂/l), la DBO₅ des eaux de vaisselle mixte correspond à la moyenne de celles des VMN et VMR. Ce constat est vrai pour tous les paramètres : en tenant compte des flux (20 l/j/hab. pour les eaux de VMM et 10 l/j/hab. pour celles des VMN et VMR) et en considérant que les bacs ont des volumes identiques, les rejets générés par les deux types de vaisselle manuelle sont comparables.

Si l'on compare les eaux issues de vaisselle manuelle à celles générées par le lave-vaisselle, la charge en DCO et DBO₅ apportées par ces deux pratiques sont similaires et amènent à une même biodégradabilité, par ailleurs élevée (rapport DCO/DBO₅ < 3). Par contre, les eaux de vaisselle manuelle sont génératrices de rejet en MES et détergents anioniques non négligeables voire importants, contrairement aux eaux issues du lave-vaisselle, qui possèdent une charge très faible en SABM (entre 0,6 mg/l, limite de quantification de la méthode analytique, et 2,7 mg/l) se rapprochant de celle des eaux de rinçage de la vaisselle manuelle (environ 1,9 mg/l). L'eau de lave-vaisselle est 40 fois moins chargée en détergents que l'eau de lavage manuelle qui offre par ailleurs une dispersion des valeurs plus étendues.

Pour les deux types de vaisselle, les rejets en azote sont faibles (voisins de 10 mgN/l pour les eaux de vaisselle manuelle et de 25 mgN/l pour le lave-vaisselle).

Aussi, en règle générale, la charge polluante apportée par le lave-vaisselle semble moins importante, cependant, le pH de ces eaux s'avère particulièrement alcalin (pH voisin de 9,5) au contraire des eaux issues de vaisselle manuelle, à tendance plutôt neutre. Afin d'identifier la provenance de l'alcalinité des eaux de lave-vaisselle, des pastilles des produits utilisés dans celui-ci ont été diluées dans un litre d'eau. Le pH mesuré dans ces échantillons était de 10,6. Les détergents sont donc responsables du pH basique dans les rejets des eaux de lave-vaisselle alors que les eaux de vaisselle manuelle sont neutres.



VMN : vaisselle manuelle – eau de nettoyage, VMR : vaisselle manuelle – eau de rinçage, VMM : vaisselle manuelle – eaux mélangées (mixte), LV : lave-vaisselle

Traits verticaux : valeurs de la littérature (à gauche pour la vaisselle manuelle, à droite pour les lave-vaisselle), traits horizontaux : valeurs seuil d'admissibilité des eaux usées non domestiques et des eaux issues d'activités ayant une utilisation de l'eau assimilable à un usage domestique. Conseil général des Hauts-de-Seine (2012)

Figure 1. Comparaison entre vaisselle manuelle (VM) et lave-vaisselle (LV)

Alkylphénols et phtalates

Occurrence. Comme l'indique le tableau 3, il existe de fortes disparités concernant l'occurrence des composés recherchés. L'OP a été retrouvé uniquement dans la phase particulière avec des valeurs très variables (entre 20 et 75%). Aussi, les concentrations pour l'OP seront-elles données à titre indicatif mais ne seront pas interprétées. Au contraire, le NP a été systématiquement observé dans tous les échantillons à l'exception de la phase particulière des eaux de nettoyage pour lesquelles il a été mesuré dans 62,5% des cas. Une tendance similaire a été observée pour les phtalates. Toutefois, le BBP est moins présent (entre 40 et 100 % en fonction des types d'eaux) que les trois autres congénères, présents dans 80 à 100% des échantillons.

Tableau 3. Occurrences des alkylphénols et des phtalates (en %)

	Vaisselle manuelle						Lave-vaisselle	
	VMN		VMR		VMM		LV	
	D	P	D	P	D	P	D	P
OP	0	38	0	75	0	20	0	60
NP	100	62,5	100	100	100	100	100	100
DEP	100	88	100	88	100	80	100	90
DnBP	100	100	100	100	100	100	100	100
BBP	57	100	63	75	40	100	80	40
DEHP	100	100	100	100	100	100	100	100

(D : phase dissoute; P : phase particulaire)

Concentrations. La comparaison des niveaux moyens de contamination entre les différents types d'eaux (figure 2) souligne que les eaux de lave-vaisselle sont environ trois fois plus contaminées en NP et en DnBP que celles de la vaisselle manuelle. Ainsi la concentration en NP pour la vaisselle manuelle (VM – moyenne des concentrations des trois types d'eaux de vaisselle manuelle) est de l'ordre de 0,6 µg/l contre 2 µg/l pour le lave-vaisselle (LV). Alors que pour le DnBP, la concentration dans VM est proche de 3,2 µg/l et celle des LV atteint 11 µg/l.

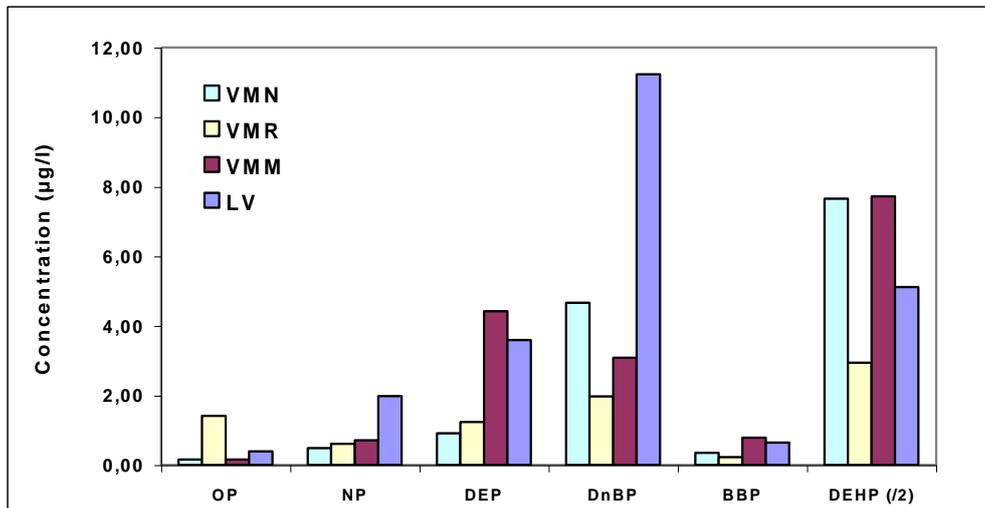


Figure 2. Comparaison des concentrations en alkylphénols et phtalates dans les différentes eaux de vaisselle

Une tendance inverse est observée pour DEHP. En effet, les VMN (15,3 µg/l) et VMM (15,4 µg/l) présentent des concentrations moyennes plus élevées que les LV (10,2 µg/l) alors que les concentrations maximales des trois types d'eaux sont similaires, voisines de 47 µg/l. Par contre, aucune tendance claire ne se dégage pour DEP et BBP entre VM et LV.

Concernant les méthodes manuelles, la VMM possède des concentrations de BBP et de DEP trois à quatre fois plus importantes que la VMN. Les autres composés montrent quand à eux

des valeurs similaires pour ces deux types d'eau. Concernant la VMR, les concentrations obtenues sont dans l'ensemble inférieures aux autres eaux.

Enfin, les gammes de concentration couvertes par les phtalates (min-max) sont plus étendues que celles des alkylphénols.

Tableau 4. Concentration en alkylphénols et phtalates (en µg/l) dans les différentes eaux de vaisselle

	Vaisselle manuelle (µg/l)						Lave-vaisselle (µg/l)	
	VMN		VMR		VMM		LV	
	moy.	min-max	moy.	min-max	moy.	min-max	moy.	min-max
OP	0,16	<0,13-0,17	1,60	0,14-6,48	0,16	<0,11-0,20	0,40	<0,12-0,75
NP	0,49	0,35-0,72	0,61	0,43-1,00	0,71	0,32-1,11	1,98	0,50-3,66
DEP	0,91	0,57-1,52	1,23	0,54-2,47	4,42	0,33-11,4	3,59	1,03-7,82
DnBP	4,66	1,46-14,0	1,97	1,07-3,04	3,08	1,27-5,94	11,2	1,37-70,4
BBP	0,35	<0,19-0,55	0,22	<0,14-0,28	1,15	<0,15 -3,19	0,65	<0,12-3,58
DEHP	15,3	4,53-48,8	5,88	3,50-7,14	15,4	2,08-46,3	10,2	1,34-47,12

Flux. Pour le calcul des flux, nous nous sommes basés sur les mêmes volumes que pour les paramètres généraux (à savoir 10 l/j/hab. pour les eaux de VMN, de VMR et de LV et 20 l/j/hab. pour les eaux de VMM). Au vu des résultats (tableau 5), aucune pratique ne rejette significativement plus d'alkylphénols ou de phtalates que les autres. Nous remarquons cependant que pour le NP et le DnBP, les flux sont plus importants dans les LV (d'un facteur d'environ 2). Au contraire pour le DEHP, les flux rejetés par la vaisselle manuelle sont deux fois plus importants que pour les lave-vaisselle. Pour le BBP et le DEP, les flux sont du même ordre de grandeur (figure 3).

Comparées aux valeurs de Bergé (2012), correspondant à des eaux domestiques, les eaux de vaisselle représentent en moyenne 6,5 % du flux en alkylphénols et phtalates des eaux domestiques. De fortes disparités existent néanmoins en fonction du composé. En effet, la vaisselle est une source importante de rejets de DnBP avec des flux allant de 16 % pour les eaux (VMN+VMR) jusqu'à 27 % pour le LV. Au contraire, la part apportée par la vaisselle pour les autres composés est inférieure à 5 %, à l'exception du BBP et du DEP pour la VMM (6 et 7 %).

Tableau 5. Flux en alkylphénols et phtalates (en µg/j/hab.) dans les différentes eaux de vaisselle

	OP	NP	DEP	DnBP	BBP	DEHP
LV	3,95	19,8	35,9	112	6,47	102
VMN	1,59	4,86	9,12	46,6	3,54	153
VMR	14,2	6,13	12,3	19,7	2,22	58,8
VMN+VMR	15,7	11,0	21,5	66,3	5,76	212
VMM	3,16	14,3	88,5	61,7	15,7	309

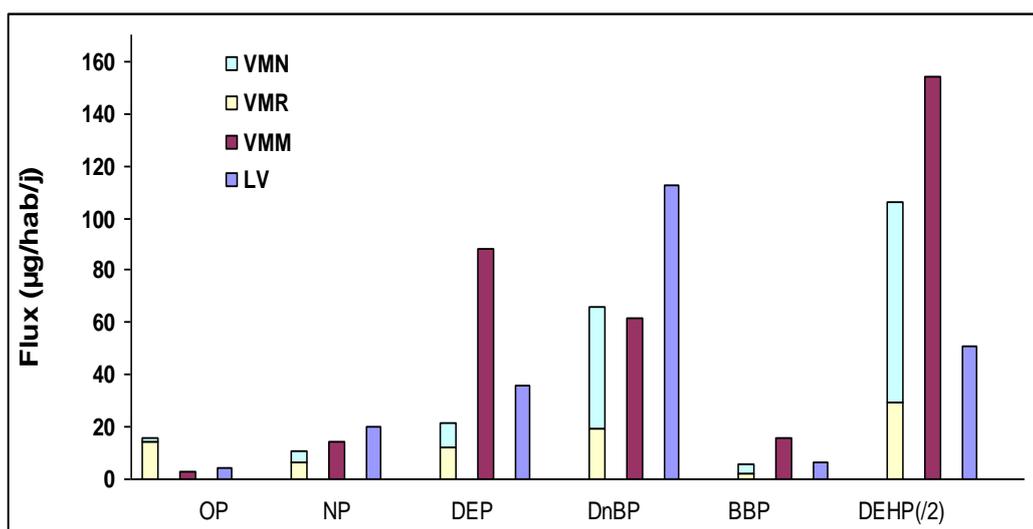


Figure 3. Comparaison des flux d'alkylphénols et de phtalates dans les eaux de vaisselle

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les objectifs de cette étude étaient de caractériser pour trois pratiques différentes de lavage de la vaisselle la qualité des eaux rejetées en termes de paramètres généraux et également d'évaluer les niveaux de contamination par les alkylphénols et les phtalates. Ainsi il a été possible de déterminer les flux générés au quotidien par ce type d'eaux grises.

Pour les paramètres généraux, cette étude a démontré que les eaux rejetées offraient les mêmes niveaux de contamination. Toutefois, les eaux de lave-vaisselle ont un pH relativement alcalin comparé à celui des eaux issues du lavage manuel. Concernant les alkylphénols et les phtalates, les flux rejetés ne diffèrent pas fortement en fonction des pratiques étudiées. Cependant, nous pouvons remarquer que les flux sont plus importants lors de l'utilisation de lave-vaisselle pour le NP et le DnBP. Ce constat doit être affiné en prenant en compte les habitudes de pré-nettoyage de la vaisselle avant remplissage du lave-vaisselle.

Cette étude a permis de démontrer qu'à l'exception du DnBP le lavage de la vaisselle contribue pour une faible partie aux rejets de ces composés dans les eaux grises. L'étude des autres types d'eaux grises, réalisée actuellement au LCPP et au Leesu, devrait permettre d'apporter plus d'informations à ce sujet notamment d'identifier le plus gros contributeur en alkylphénols et phtalates. Les tendances observées lors de cette étude sont à confirmer sur un plus grand nombre d'échantillons.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier le LCPP qui subventionne la thèse de S. Deshayes ainsi que les volontaires ayant participé à la collecte d'échantillons d'eaux grises. Les auteurs tiennent aussi à remercier la SEVESC et le programme de recherche OPUR pour leurs soutiens financiers.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Antonopoulou G, Kirkou A, Stasinakis AS (2013). Quantitative greywater characterisation in Greek households and investigation of their treatment using physicochemical methods. *Science of the Total Environment*, 426-432.
- Bergé A (2012): *Identification des sources d'alkylphénols et de phtalates en milieu urbain. Comparaison des rejets à dominante urbaine (domestiques) par rapport à des rejets purement industriels*. Thèse de doctorat en sciences de l'univers et de l'environnement. Université Paris-Est, 290 p.
- Berryman D, Houde F, Deblois C, O'Shea M (2003) *Suivi des nonylphénols ethoxylés dans l'eau brute et l'eau traitée de onze stations de traitement d'eau potable au Québec*. Envirodoq : ENV/2003/0001. Ministère de l'environnement, gouvernement du Québec, 32p
- Bocken (2001). get workind paper on prevention and restoration of significant environmental damage. *Tijdschrift voor milieurecht*, 5, 352
- CNRS. Dossier scientifique : l'eau – usages domestiques [en ligne]. Disponible sur : <http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/usages/consoDom.html> (consulté le 14.04.2014)
- Conseil général des Hauts-de-Seine. Règlement du service départemental d'assainissement des hauts de seines. 09 juillet 2012, pp. 14.
- Eriksson E, Auffarth K, Eilersen AM, Henze M, Ledin A (2003). Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater, *Water SA*, 29(2), 135-146
- Eriksson E, Auffarth K, Henze M, Ledin A (2002). Characteristics of grey wastewater, *Urban Water* 4, 85-104
- Fu M, Li Z, Gao H (2007). Distribution characteristics of nonylphenol in Jiaozhou Bay of Qingdao and its adjacent rivers. *Chemosphere*, 69 (7), 1009-1016
- Halalsheh M, Dalahmeh S, Sayed M, Suleiman W, Shareef M, Mansour M, Safi M (2008). Grey water characteristics and treatment options for rural areas in Jordan. *Bioresource Technology*, 99, 6635-6641.
- Jamrah A, Al-Futaisi A, Prathapar S, Al Harrasi A (2008). Evaluating greywater reuse potential for sustainable water resources management in Oman. *Environ Monit Assess*, 137, 315-327
- Jiawkok S, Ittisupornrat S, Charudacha C, Nakajima J (2013). The potential for decentralized reclamation and reuse of household greywater in peri-urban areas of Bangkok. *Water and Environment Journal*, 27, 229-237.
- Li F, Wichmann K, Otterpohl R (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407, 3439-3449
- Palmquist H, Hanæus J (2005). Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. *Science of the Total Environment*, 348, 151-163
- Peijnenburg WJGM, Struijs J (2006). Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63(2), 204-215

Identification et représentation des sources et voies de transfert des eaux vers les exutoires d'un bassin versant urbain

Florent Seveno, Fabrice Rodriguez, Claude Joannis
IFSTTAR, centre de Nantes, Route de Bouaye, CS4 44344 Bouguenais.

RESUME

Les réseaux hydrographiques dans une zone urbaine combinent plusieurs sources et voies de cheminements qui comprennent des infrastructures enterrées, et différentes sources d'eau (eau potable, nappe, pluie). Les surfaces perméables peuvent-être directement ou indirectement connectées aux réseaux d'assainissement. Ces cheminements et ces connexions non contrôlées peuvent avoir de sérieuses conséquences opérationnelles lors des questionnements sur le dimensionnement et l'entretien des infrastructures de collectes et de traitements des eaux urbaines.

Ce travail a pour objectifs d'obtenir une représentation complète et détaillée des différents flux d'eau au niveau d'un bassin versant urbain en vue d'estimer l'impact des nouvelles politiques de gestion des eaux pluviales.

Le travail présenté dans ce papier a été conduit au sein du bassin versant du Pin Sec (Nantes, France). Des campagnes de prélèvements des eaux de nappe, d'eau usée et d'eau pluviale ont été menées par temps sec et vont être menées par temps de pluie pour déterminer les cheminements des différentes sources d'eau existantes par des techniques de traçage isotopique et géochimiques. Les premiers résultats révèlent que la méthode isotopique appliquée au $\delta^{18}\text{O}$ et au $\delta^2\text{H}$ est efficace sur le bassin en Mai 2013, car elle permet de bien discriminer l'eau potable de l'eau de nappe. Les résultats géochimiques viennent souligner et compléter les informations obtenues par l'isotopie en différenciant les sources d'eau dans les réseaux d'assainissement. Les composantes eaux usées et potentiellement eau potable peuvent être différenciées dans le réseau de drainage urbain.

Mots-clefs: isotope stable de l'eau, géochimie, hydrologie urbaine, technique de traçage.

1. INTRODUCTION

Actuellement, la population urbaine s'accroît ce qui provoque une expansion des villes. Cette expansion se traduit par la construction de surfaces imperméables (bâtiments, route), ainsi que des réseaux enterrés, qui affectent grandement le cycle de l'eau en milieu urbain : les surfaces imperméables réduisent l'infiltration, augmentent le ruissellement, et réduisent le temps de réponse du bassin versant (Fletcher et al, 2013). Les connexions entre surfaces imperméables et les infrastructures d'assainissement sont connues et contrôlées par l'homme. Contrairement aux surfaces perméables où les

échanges existants entre le sol et le réseau d'assainissement peuvent être complexes en termes de connexions (directes ou indirectes) et de processus (infiltration, entrée d'eau du sol dans le réseau, exfiltration...). De plus, les nouvelles politiques de gestion des eaux pluviales urbaines impliquent une ré-infiltration des eaux de pluie ce qui provoquera une humidification du sol et donc une activation de ces chemins non contrôlés. L'objectif de cette étude est d'obtenir une description détaillée des cheminements de l'eau dans une zone urbaine. Deux sources sont étudiées : l'eau potable et la pluie, jusqu'aux exutoires du bassin versant qui sont : les réseaux d'assainissement et la nappe. En vue de distinguer ces contributions, le travail mené constituera en une approche expérimentale et une approche de modélisation, qui ne sera pas abordée ici. L'approche expérimentale constitue l'objet de cette communication. Elle implique des traçages isotopiques (δO^{18} , δH^2) et chimiques (majeurs, éléments métallique, anions), lors de campagnes par temps sec et par temps de pluie. Les campagnes par temps sec se focaliseront sur les apports provenant du sol (infiltration de nappe, échange entre les tuyaux). Les campagnes par temps de pluie se focaliseront sur les apports des surfaces perméables et imperméables et tenteront de déterminer leurs connexions jusqu'aux exutoires du bassin versant.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1. Zone d'étude

Les expérimentations sont menées sur le site du Pin Sec localisé au nord-est de Nantes (France). Ce bassin a une superficie de 31 ha et contient 2500 habitants. Ce bassin est au cœur de l'ONEVU, qui est l'observatoire nantais de l'environnement urbain. Les objectifs de l'ONEVU sont d'étudier les interactions entre la ville et son environnement en observant les flux d'eau, de polluants et d'énergie. La zone d'étude est constituée d'un réseau séparatif (Figure 1:). Le réseau d'eau pluviale rejette les effluents dans le ruisseau des Gohards localisé à l'est de la zone. Le réseau d'eau usée évacue les eaux au sud du bassin. Les réseaux sont en béton. Ce bassin est équipé d'un réseau de mesures dense : des pluviomètres, des débitmètres dans les deux réseaux, qui effectuent des mesures en continu au pas de temps de 2 minutes pour le réseau d'eau pluviale et de 5 minutes pour le réseau d'eau usée. Les variations de la nappe sont déduites d'un réseau de 11 piézomètres répartis sur la totalité de la zone d'étude, qui mesurent la piézométrie à un pas de temps de 20 minutes. Les flux d'évapotranspiration et les flux de chaleur sont mesurés grâce à des mats micro-climatologiques. Les précipitations annuelles sont de l'ordre de 800 mm. De nombreuses études ont été menées sur ce bassin, les recherches ont porté sur la pollution des eaux de pluie (Percot,

2012), la modélisation des échanges nappe-réseau (Le Delliou, 2009), et un bilan annuel des eaux de pluie (Jankowsky, 2012).



Figure 1: Bassin versant du Pin Sec - Les points de prélèvement des échantillons d'eau usée sont représentés par des cercles noirs, ceux d'eau pluviale par des disques bleus ciel, ceux d'eau de nappe par des carrés jaunes et celui d'eau potable par un triangle vert

2.2. Technique de traçage

2.2.1. Composantes à déterminer

L'objectif de cette étude est de qualifier et quantifier les contributions des différentes sources génératrices d'eau dans les réseaux d'assainissement. Pour cela, deux types de traceurs sont utilisés : les traceurs isotopiques pour lesquels nous nous concentrerons sur les isotopes stables de l'eau ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$), et les traceurs géochimiques (majeurs, éléments métalliques et anions). Ces traceurs sont analysés pour les différents types d'eau qui peuvent entrer dans les réseaux d'assainissements (nappe, eau potable, pluie...). Dans notre cas 5 composantes seront étudiés, 3 composantes par temps sec et 2 par temps de pluie (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) :

Tableau 1: les différentes composantes à différencier au sein des deux réseaux.

	Origine
Temps sec	Infiltration d'eau de nappe
	Génération d'eau usée
	Exfiltration du réseau d'eau potable
Temps de pluie	Composantes de temps sec
	Production des surfaces imperméables
	Production des surfaces perméables

La quantification de ces entrées peut être décrite par ces équations (Kracht, 2006)

$$Q_t C_T^A = \sum_{i=1}^i C_i^A Q_i \quad (1)$$

$$Q_t = \sum_{i=1}^i Q_i \quad (2)$$

Où Q_t est le débit total, C_T^A La concentration de l'élément A à l'exutoire, C_i^A la concentration de l'élément A au niveau des différentes entrées i , et Q_i le débit des différentes composantes i . Sur certaines branches du réseau, les débits ne sont pas connus, les Equations 1 et 2 deviennent :

$$C_T^A = \sum_{i=1}^i X_i^A C_i \quad (3)$$

$$1 = \sum_{i=1}^i X_i \quad (4)$$

Où X_i représente la contribution relative des entrées i .

2.2.2. Les traceurs géochimiques et isotopique

Les isotopes stables de l'eau ont été utilisés en milieu urbain pour quantifier les infiltrations d'eau de nappe dans le réseau d'assainissement (De Bennédittiset al, 2004 ; Kracht, 2006). Cette méthode est valable lors des périodes de temps sec seulement quand la signature isotopique du réseau d'eau potable est distincte de la signature de l'eau de nappe. Ces signatures peuvent être modifiées au courant de l'année en fonction des processus qui affectent chacune de ces composantes. L'eau potable de la ville de Nantes est issue de la Loire, ce fleuve présente a priori des variations saisonnières de sa signature isotopique en fonction de la variabilité des signatures des différents réservoirs qui participent à sa recharge. La signature isotopique de l'eau potable est donc susceptible d'être proche de celle de l'eau de nappe présente sur notre bassin.

L'analyse géochimique a porté sur l'analyse de 18 éléments (Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Sr, Zn, Cl, Si, Ni, P, B, Cu, Br⁻ and Cl⁻). Certains d'entre eux

sont décrits dans la bibliographie dans le cadre d'étude sur la séparation d'hydrogrammes dans des environnements naturels : Si et Mg (Wels et al, 1991) Na, K, Cl, Ca, Ba et Sr (Ben Othman et al, 1996 ; Petelet et al, 1998). Seule l'étude de Panno et al, 2006 qui a étudié le ratio Cl/Br⁻, portait sur un environnement urbain. Les autres éléments (Cu, Fe, Mn, Ni, P, Zn) sont typiques de l'impact du ruissellement urbain (Lamprea Maldonado, 2009).

2.2.3. La méthodologie de prélèvement

L'objectif de ces campagnes était de déterminer la signature isotopique et géochimique de la nappe, de l'eau usée, et de l'eau dans le réseau d'eau pluviale pour évaluer le bénéfice de ces deux méthodes. Actuellement, seules les campagnes par temps sec ont été réalisées. 5 campagnes ont été menées en Avril, Mai, Août, Novembre 2013 et Mars 2014. Les travaux antérieurs de Le Delliou (2009) sur ce bassin versant ont permis déterminer les portions de réseaux les plus impactées par les infiltrations d'eau de nappe lors des périodes de basses-eaux et de hautes-eaux. Ces segments ont été échantillonnés pour caractériser la signature chimique et isotopique du mélange. A l'opposé, les linéaires de réseau qui étaient supposés être le moins influencés ont été échantillonnés en vue d'avoir la signature stricte de l'eau usée. La première étape de la procédure expérimentale a consisté en la mise en place de prélèvements (campagne d'Avril 2013-Août 2014) prévus tous les deux mois après 3 jours de temps sec. Lors d'une campagne, nous avons prélevés 9 échantillons d'eau usée, 6 échantillons dans le réseau d'eau pluviale, et 7 échantillons d'eau de nappe (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les échantillons pour les réseaux d'assainissement ont été prélevés le matin (9h-12h) ou l'après midi (13h-16h30). Les prélèvements d'eau de nappe ont été prélevés dans l'après-midi (13h-16h) suite à une purge des piézomètres le matin. Dans la suite du papier, les résultats des campagnes isotopiques et géochimique de la campagne de Mai seront présentés.

2.2.4. Méthodologie d'échantillonnage

Lors de chaque campagne, 1 litre d'eau a été prélevé manuellement pour chaque échantillon, pour les analyses isotopiques et géochimiques. Pour les analyses isotopiques, 30 ml sont ré-échantillonnés dans une bouteille en verre où nous ajoutons une goutte d'HgCl₂ pour empêcher la contamination de l'échantillon suite à un développement bactérien. Les échantillons sont ensuite conservés dans l'obscurité dans des températures inférieures à 6°C. Les analyses isotopiques ont été réalisées à l'aide d'un Cavity-Ring Down Spectroscopy (Picarro L-2130) et sont réalisées à la VUB (Vrije Universiteit Brussels) en partenariat avec Kevin De Bondt. La précision de l'analyse est de 0.05‰ pour le δ¹⁸O et de 0.3‰ pour le δ²H (répétabilité pour 84

échantillons analysés). Les mesures de conductivité sont réalisées sur site. La demande chimique en oxygène et les matières en suspension sont mesurées dans les 24h qui suivent le prélèvement. Les éléments géochimiques sont mesurés au laboratoire de l'IFSTTAR par chromatographie ionique (ICS-2100) et par un spectromètre de masse (ICP-OES 7200). Les concentrations dans les fractions dissoute et totale des échantillons sont mesurées.

3. RESULTATS ET DISCUSSION POUR LA CAMPAGNE DE MAI 2013

2.3. Résultats isotopiques

Les échantillons de la campagne de Mai ont été analysés (Figure 2). Les résultats isotopiques ont été présentés en traçant les valeurs de δO_{18} vs. δH_2 .

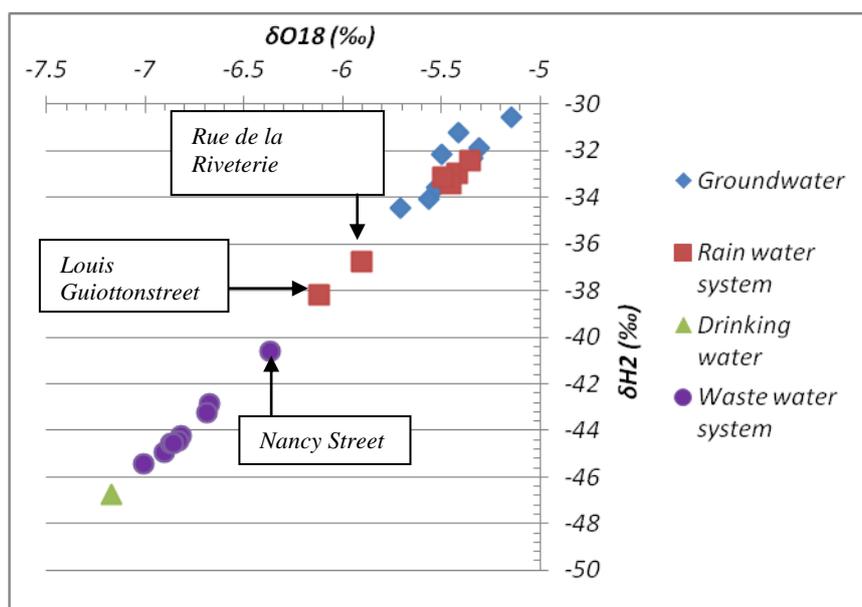


Figure 2: Résultats isotopiques (Mai 2013).

Sur ce graphique deux groupes principaux d'échantillons peuvent être différenciés :

- un groupe « eau potable/eau usée » le plus pauvre en isotope
- un groupe « eau de nappe/ réseau d'eau pluviale » le plus riche en isotope

La signature isotopique entre les piézomètres et l'eau potable diffère d'au minimum de 2‰ pour le $\delta^{18}O$ et de 12‰ pour le δ^2H . La signature isotopique

de l'eau usée échantillonnée à la sortie d'un immeuble diffère de 0.3-0.4‰ par rapport à la signature de l'eau potable. Cette légère différence est sans doute due à une différenciation lors de l'usage de l'eau domestique, comme le suggère Schipelroot et al. (2006) ; les échantillons qui s'éloignent de plus de 0.4‰ par rapport à la signature de l'eau potable sont a priori sujets aux infiltrations d'eau de nappe. Au niveau du réseau d'eau pluviale 4 points sont localisés au niveau de la moyenne des nappes. Les analyses isotopiques permettent donc de conclure que sur la majorité du réseau d'eau pluviale, de l'eau de nappe circule dans les réseaux. La *Rue Guiotton*, dans le réseau d'eau pluviale, présente une anomalie au niveau de sa signature isotopique qui se décale vers le pôle eau usée/ eau potable. Des mauvaises connexions du réseau d'eau potable et/ou une éventuelle ré-infiltration d'eau potable exfiltratée dans le sol sont mises en évidence. La *rue de la Riveterie* présente également une anomalie de signature parce qu'elle est située directement en aval de la *rue Guiotton*. Les eaux circulant dans cette portion de réseau correspondent à un mélange entre une arrivée uniquement impactée par la nappe et la *Rue Guiotton*. Au niveau du réseau d'eau usée, la *Rue de Nancy* présente une signature se rapprochant du groupe « nappe/ eau pluviale ». Des infiltrations d'eau de nappe peuvent donc être mises en évidence dans cette portion de réseau.

Deux portions de réseau présentent des anomalies, la quantification des contributions relatives (équations 3-4) d'eau anthropique (mélange eau potable/eau usée) pour la *rue Guiotton* et de nappe pour la *rue de Nancy* peuvent être estimés respectivement à :

- *Rue Guiotton* : $45\% \pm 3\%$ pour le $\delta^{18}\text{O}$ et $48\% \pm 4\%$ pour le $\delta^2\text{H}$
- *Rue de Nancy* : $35\% \pm 3\%$ pour le $\delta^{18}\text{O}$ et $34\% \pm 1\%$ pour le $\delta^2\text{H}$.

2.4. Résultats géochimiques

Les analyses géochimiques montrent que les éléments qui donnent les indications les plus marquées sont le baryum, le phosphore et le potassium. Les analyses de ces éléments sont présentées dans les Tableaux 2 à 4. .

Tableau1: Concentration en baryum (mg/L) pour la nappe, le réseau d'eau usée (en moyenne) et pour la portion de réseau présente dans la *rue de Nancy*.

		Ba (mg/L)	
		réseau Eau Usée	Nappe
Mai_2013	Rue de Nancy	0,05	
	Moyenne	0,02	0,06
	Ecart-type	0,006	0,02

Tableau2: Concentration en phosphore (en mg/L) pour la nappe, le réseau d'eau pluviale en moyenne, et pour le tronçon présent dans la *rueGuiotton*.

P (mg/L)					
		Eau pluviale	réseau Eau Usée	Nappe	Eau potable
Mai_2013	rue Guiotton	0,60			
	Moyenne	0,21	6,34	Non quantifiable	Non quantifiable
	Ecart-type	0,14	4,17	Non quantifiable	Non quantifiable

Tableau3: Concentration en potassium (en mg/L) pour la nappe, le réseau d'eau pluviale en moyenne, et pour le tronçon présent dans la *rueGuiotton*.

K (mg/L)					
		Eau pluviale	réseau Eau Usée	Nappe	Eau potable
Mai_2013	rue Guiotton	5,3			
	Moyenne	8	25,8	8,5	4,3
	Ecart-type	1,3	12,6	0,3	

Les concentrations des éléments dans l'eau usée (Table 1,2,3) présentent une importante variabilité spatiale pour les concentrations des majeurs. Une telle variabilité peut être liée aux usages de l'eau au sein des habitations.

Le baryum étant rarement utilisé en usage domestique (Host et al, 2005), il a été choisi pour discriminer l'eau usée de l'eau de nappe. Pour le baryum, les valeurs au sein du réseau d'eau usée varient entre 0.25 and 0.35 mg/L alors que les valeurs dans la nappe varient de 0.35 and 0.95 mg/L. . La branche du réseau d'eau usée de la *rue de Nancy* présente des infiltrations d'eau de nappe qui ont été détectées par l'isotopie. Les concentrations en baryum de cette portion de réseau maximisent les valeurs en eau usée pour la campagne de mai 2013 (0.05 mg/L). La hausse de la concentration est corrélée avec une infiltration d'eau de nappe dans cette portion de réseau. En utilisant les équations de mélange (équations 3-4), appliquées à la moyenne arithmétique d'une part des concentrations observées dans les piézomètres les plus proches de la rue de Nancy et d'autre part des eaux usées dont la signature isotopique est la plus proche de celle de l'eau potable, la quantification des infiltrations au sein de cette branche de réseau d'eau usée serait de : **75%[±]10%** en Mai.

Les concentrations en phosphore (Tableau3) et en potassium (Tableau4) permettent d'affiner les sources alimentant la *rue de Guiotton*. Les concentrations en phosphore dans la nappe et l'eau potable sont proches de la limite de quantification de la méthode analytique (0.1 mg/L). Les valeurs pour l'eau de nappe sont stables dans l'espace. La *rue de Guiotton* indique une concentration en phosphore plus élevée que les autres branches du réseau d'eau pluviale. Une source génératrice de phosphore est l'eau usée. Les résultats isotopiques de cette branche diffèrent du groupe «nappe/ eau

pluviale ». De l'eau usée semble être présente dans cette branche du réseau d'assainissement suite à des mauvaises connexions.

Les concentrations en potassium sont supérieures à la valeur observée dans cette branche pour l'eau usée et la nappe. Une autre composante semble alimenter cette branche. L'eau potable présente une concentration plus faible que celle de la *rue Guiotton* (4.3 mg/L pour l'eau potable, 5.3 mg/L pour la *rue Guiotton*). Trois sources alimentent donc cette branche de réseau : l'eau de nappe, l'eau potable et l'eau usée. Une quantification de l'apport de chacune de ces composantes (équations 3-4) est de : $59 \pm 4\%$ d'eau de nappe, $33 \pm 9\%$ d'eau potable et $8 \pm 6\%$ d'eau usée.

4. CONCLUSION

L'utilisation conjointe des signatures géochimiques et isotopiques a permis d'obtenir des informations sur les origines des eaux qui circulent dans les réseaux d'assainissement. Pour un tronçon spécifique du réseau d'eau pluviale du quartier du Pin sec, la *rue Guiotton*, les résultats géochimiques ont permis de préciser les résultats obtenus à partir de l'analyse isotopique. Trois sources influencent le débit dans cette branche : l'eau de nappe, l'eau usée et l'eau potable. La proportion relative de chacune de ces composante est de : $59 \pm 4\%$ d'eau de nappe, $33 \pm 9\%$ d'eau potable, $8 \pm 6\%$ d'eau usée, pour la campagne de Mai 2013. Les résultats isotopiques ont déterminé un apport d'eau anthropique (eau potable + eau usée) de $42 \pm 3\%$ avec le $\delta^{18}\text{O}$ et de $48 \pm 4\%$ avec le $\delta^2\text{H}$. Les deux méthodes donnent des résultats cohérents. Pour les réseaux d'eau usée, la part d'eau de nappe qui s'infiltrait a pu être détectée avec les méthodes géochimiques et isotopiques. Les deux méthodes présentent cependant un écart significatif au niveau des proportions calculées. La méthode isotopique a permis de détecter une infiltration de $42 \pm 3\%$ avec le $\delta^{18}\text{O}$ et de $37 \pm 1\%$ avec le $\delta^2\text{H}$, alors que le calcul de l'infiltration avec le baryum indique un apport de $75 \pm 10\%$ d'eau de nappe. Cet écart pourrait être lié à une mauvaise caractérisation des eaux usées dans cette portion de réseau, qu'il reste à conforter en analysant d'autres campagnes.

Les campagnes par temps secs se poursuivront jusqu'en août 2014 et permettront d'avoir des informations sur les variations temporelles au sein des nappes.

La seconde phase de l'étude expérimentale, consistera à mettre en place des prélèvements par temps de pluie pour déterminer les sources contributives lors d'un évènement. Les résultats seront ensuite utilisés pour évaluer la capacité d'un modèle hydrologique distribué à simuler les différentes contributions d'eau au sein des réseaux d'assainissement, le modèle URBS (UrbanRunoffBranchingStructure) (Rodriguez et al, 2005).

BIBLIOGRAPHIE

- Ben Othman D., Luck J-M., Tournoud M-G., "Geochemistry and water dynamics: application to short time-scale flood phenomena in a small Mediterranean catchment I Alkalis, Alkali-earths and Sr isotopes", *Chemical Geology*, vol. 140, pp. 9-28, 1996.
- De Bénédictis J., Bertrand-Krajewski J.L., "Measurement of infiltration rates in urban sewer system: use of oxygen isotopes", *Water and environmental management series*, 2004..
- Fletcher T.D., Andrieu H., Hamel. P., "Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art", *Advances in water resources*, vol. 51, pp. 261-279, 2013.
- Host S., Krakowiak D., Elluin M., "Evaluation et gestion de l'exposition au baryum," 2005.
- Jankowsky S., "Urban water balance and impact of water sensitive urban design on the catchment water balance", Rapport de Post doctorat, IFSTTAR, 2012
- Kracht. O., "Tracer-based hydrograph separation methods for sewer systems", 2007.
- Lamprea Maldonado D., "Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatique polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbain", Thèse Ecole centrale de Nantes, 2009
- Le Delliou A., "Rôle des interactions entre les réseaux d'assainissement et les eaux souterraines dans le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant en milieu urbanisé. Approche expérimentale et modélisations.", Thèse Ecole Centrale de Nantes, 2009.
- Le Delliou A.L., Rodriguez F., Andrieu H., "Modélisation intégrée des flux d'eau dans la ville - Impacts des réseaux d'assainissement sur les écoulements souterrains", *La Houille-Blanche*, vol. 5, pp. 152-158, 2009.
- Percot S., "Contribution des retombées atmosphériques aux flux de polluants issus d'un petit bassin versant urbain- cas du Pin Sec à Nantes", Thèse Ecole Centrale de Nantes, 2012.
- Petelet E., Luck J-M., Ben Othman D., Negrel P., Aquilina L., "Geochemistry and water dynamics of a medium-sized watershed: the Hérault, southern France 1. Organisation of the different water reservoirs as constrained by Sr isotopes, major, and trace elements", *Chemical geology*, vol. 150, pp. 63-83, 1998.
- Rodriguez F., Morena F., Andrieu H., "Development of a distributed hydrological model based on urban databanks-- production processes of URBS.", *Water Science and Technologies*, vol. 52, pp. 241-248, 2005.
- Schilperoort R.P.S., Meijer H.A.J. Flamink C.M.L., Clemens F.H.L.R., "Changes isotope ratio during domestic wastewater production", in *Book of Proceedings*, 2006.
- Wels C., Cornett R.J., Lazerte B.D., "Hydrograph separation: a comparison of geochemical and isotopic tracers", *Journal of hydrology*, vol. 122, pp. 253-274, 1991..

Premières investigations sur la contamination en microplastiques d'une zone urbaine : cas de l'agglomération parisienne

Rachid Dris^{1*}, Johnny Gasperi¹, Vincent Rocher², Mohamed Saad¹, Bruno Tassin¹

¹ Université Paris-Est, LEESU (laboratoire eau environnement et systèmes urbains), 61 avenue du Gal de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France

² SIAAP (syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne), Direction du Développement et de la Prospective, 82 avenue Kléber, 92700 Colombes, France
*drisr@leesu.enpc.fr

RESUME

L'impact des plastiques sur les écosystèmes marins a été constaté dès les années 1970. Même si cet impact est incomplètement cerné (d'un point de vue écotoxicologique essentiellement), il ressort de la littérature qu'il est significatif. Actuellement, l'impact des microplastiques, particules de taille inférieure à 5 mm, est étudié.

Certains travaux suggèrent qu'une grande partie des microplastiques en milieu marin est importée du continent par les fleuves. Il n'existe de nos jours aucune étude à l'échelle des bassins versants urbains pour étayer ces hypothèses. Cette étude est une des premières à mesurer les apports par les réseaux urbains aux milieux récepteurs, à estimer l'efficacité des traitements sur ces types de particules et à évaluer l'apport des retombées atmosphériques. Pour ce faire, des prélèvements sont effectués au niveau des eaux usées, des rejets de stations, des retombées atmosphériques et des eaux de surface. Les matrices sont analysées par filtration directe. Les filtres sont observés sous stéréo-microscope et les microplastiques comptabilisés. Ce premier travail confirme la présence pour toutes ces matrices de microplastiques (eaux résiduaires urbaines, les retombées atmosphériques et les eaux de surface), essentiellement sous forme fibreuse.

Les niveaux de concentrations à l'entrée de la station d'épuration de Seine-Centre varient entre 260 et 640 particules/L. Des niveaux plus faibles sont observés dans les rejets (entre 26 et 50 particules/L).

Les niveaux de retombées atmosphériques semblent être particulièrement élevés, avec des flux variant de 28 à 280 particules/m²/j. Étonnamment, la même répartition de taille est observée entre les retombées atmosphériques et les eaux de surface. L'homogénéité des concentrations le long de la Seine (entre 0,01 et 0,04 particules/L) pourrait démontrer la contamination par une source diffuse plutôt que par des sources ponctuelles. Ces premiers résultats doivent être confirmés.

MOTS CLES

Microplastiques, contamination, bassin versant, retombées atmosphériques, traitement

I. INTRODUCTION

Dès les années 1970, des « lanceurs d'alerte » ont mis en évidence la présence dans le milieu marin de débris de plastiques de l'ordre du millimètre ([Carpenter et al. 1972](#); [Carpenter et Smith 1972](#)). Plus récemment, toujours en milieu marin, des débris de taille infra-millimétrique ont été mis en évidence, et le terme de microplastiques est apparu ([Thompson et al. 2004](#)). Si pendant plusieurs années, aucun intervalle de taille n'a été déterminé pour les définir, un consensus a été établi en 2008 afin que soient considérés comme microplastiques, toutes les particules de polymères synthétiques de taille inférieure à 5 mm ([Betts 2008](#)). Les particules de plastique peuvent provenir soit de la dégradation de fragments de taille supérieure à 5 mm, dits macroplastiques, essentiellement sous l'effet des rayons ultra-violet ou par abrasion mécanique ([O'Brine et Thompson 2010](#)), soit être produits directement sous forme microscopique notamment dans les gels de gommage ou exfoliants (microplastiques primaires) ([Fendall et Sewell 2009](#)).

Deux problématiques environnementales ont été étudiées pour les microplastiques : i) leur effet direct sur les organismes vivants et ii) leur interaction avec les polluants organiques ([Cole et al. 2011](#)). L'impact direct des microplastiques sur certaines espèces animales a été démontré de manière expérimentale. L'exposition de la moule commune *Mytilus edulis* à des microplastiques entraîne un effet à l'échelle cellulaire et subcellulaire : des inflammations ont lieu ainsi que la déstabilisation des membranes lysosomales ([von Moos et al. 2012](#)). De manière générale, les microplastiques peuvent causer une obturation des voies intestinales ou encore une fausse impression de satiété. Ces particules peuvent aussi perturber certains processus cellulaires et dégrader les tissus ([Rochman et Browne 2013](#)). L'ingestion de plastiques a été démontrée pour plusieurs espèces de poissons ([Lusher et al. 2011](#); [Sanchez et al. 2014](#)), pour certains mammifères marins ([Fossi et al. 2012](#)), ainsi que pour des oiseaux et tortues de mer ([Andrady 2011](#)). Si l'ingestion est avérée, des questionnements persistent en ce qui concerne la translocation (assimilation des microplastiques dans les tissus cellulaires) ([Browne et al. 2008](#)). Si confirmé, cela impliquerait que la bioaccumulation le long de la chaîne trophique est possible. Par ailleurs, les microplastiques impactent sérieusement le zooplancton, l'un des chaînons de base de la chaîne alimentaire. L'ingestion de microplastiques réduit considérablement leur appétit et impacte, a fortiori, la croissance et la fécondité des populations ([Cole et al. 2013](#)). Les microplastiques, en se comportant comme des capteurs passifs, ont la propriété de fixer les polluants organiques hydrophobes. Ces polluants s'adsorbent plus facilement sur les microplastiques que sur les sédiments et pourront être désorbés plus lentement ([Teuten et al. 2007](#)). Par conséquent, les microplastiques peuvent représenter un vecteur de polluants organiques important et sur des distances plus longues que les particules naturelles. Par ailleurs, l'ingestion de ces particules contaminées sera un vecteur d'introduction des polluants au sein d'organismes. Différents polluants peuvent s'adsorber sur les microplastiques : les polychlorobiphényles ([Endo et al. 2005](#)), les dichlorodiphényltrichloroéthanes et les hexachlorocyclohexanes ([Heskett et al. 2012](#)), ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques ([Frias et al. 2010](#)). En plus des polluants qui s'adsorbent, les microplastiques peuvent relarguer dans le milieu ou l'organisme certains adjuvants ou additifs (plastifiants, retardateurs de flammes, antimicrobiens, etc.) ([Teuten et al. 2009](#)).

Si une partie de la pollution marine en microplastiques vient du tourisme côtier, de la pêche, des navires et de l'industrie maritime ([Cole et al. 2011](#)), on estime à 80 % la partie ayant une origine terrestre ([Andrady 2011](#)). Malgré l'importance du milieu continental comme source, la quasi-totalité des études se focalise sur le milieu marin. Les milieux continentaux ne sont aujourd'hui que très peu documentés. Quelques études préliminaires témoignent toutefois de la contamination des milieux aquatiques continentaux ; elles portent sur la colonne d'eau

([Faure et al. 2012](#); [Eriksen et al. 2013](#); [Faure et al. 2013](#)) ou des plages de lacs ([Zbyszewski et Corcoran 2011](#); [Imhof et al. 2013](#); [Zbyszewski et al. 2014](#)), et de l'eau de surface ([Moore et al. 2011](#)).

Un projet initié récemment par le LEESU (laboratoire eau environnement et systèmes urbains) vise à i) donner une image intégrée de la contamination en microplastiques dans un bassin versant urbanisé et ii) cerner leur dynamique en milieu urbain. Dans ce but, différentes matrices urbaines sont considérées :

- **les eaux usées et les rejets de stations d'épuration.** [Browne et al. \(2011\)](#) estiment en effet que les rejets liés à l'assainissement représentent une source majeure de microplastiques, des fibres synthétiques étant observées dans les rejets de machines à laver.
- **les apports atmosphériques.** La question des retombées atmosphériques et de leur niveau de contamination se pose naturellement, étant donné que ces apports peuvent constituer une source non négligeable.
- **les eaux de surface sous influence urbaine.** La présence de microplastiques a été confirmée dans les eaux de surface. A ce jour, l'influence d'une agglomération sur la qualité des eaux de surface est méconnue. Pour répondre à cette question, une série de campagnes en différents points de la Seine, en amont et en aval de Paris est actuellement menée. L'objectif est de caractériser l'impact de l'agglomération parisienne sur les eaux de surface, puis, à estimer l'importance des apports continentaux au milieu marin.

Ce présent article présente les premiers résultats obtenus. A notre connaissance, il s'agit des premiers résultats qui intègrent la question des microplastiques en milieu urbain et dans les milieux récepteurs anthropisés. Il délivre ainsi des informations importantes sur les sources, devenir et transfert des microplastiques à l'échelle de l'agglomération parisienne.

II. MATERIEL ET METHODE

II.1 Sites et procédures d'échantillonnage

II.1.1 Eaux résiduaires urbaines et filière de traitement

Des eaux usées ont été collectées en entrée et à différentes étapes de traitement de la station d'épuration de Seine-Centre gérée par le SIAAP (syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne). L'eau est traitée selon les étapes suivantes : prétraitement, décantation physico-chimique et traitement biologique (traitement du carbone et de l'azote). L'usine traite quotidiennement 240 000 m³. Le prétraitement est effectué par un pré-dégrillage grossier suivi d'un dégrillage fin (espacement de 40 et 15 mm). L'eau passe ensuite par un dessableur-déshuileur avant d'être tamisée à travers des mailles de 6 mm. La décantation physico-chimique est une décantation lamellaire avec ajout de coagulant et flocculant (FeCl₃ et un polymère). Le tamisage qui suit cette étape se fait à 1,5 mm. Le traitement biologique correspond à une biofiltration. Lors de 3 campagnes consécutives (du 8 au 10 avril 2014), eau brute (entrée), eau décantée (avant traitement biologique) et eau traitée (rejet) ont été collectées. Tous les échantillons correspondent à des prélèvements moyens sur 24 heures, collectés au moyen de préleveurs automatiques asservis au débit.

II.1.2 Retombées atmosphériques totales

Un collecteur de retombées atmosphériques totales a été installé sur le toit de l'université de Créteil (48°47'20.1"N 2°26'45.6"E). Un suivi sur une période d'un an est programmé. Les résultats présentés concernent une période de deux mois et demi à partir du 19 février 2014. Un entonnoir d'une surface de 0,325 m² permet de récolter en continu les retombées atmosphériques totales dans une bouteille en verre de 20 litres. Les échantillons sont prélevés et traités à fréquence variable selon la hauteur de précipitation. A chaque prélèvement, l'entonnoir est rincé soigneusement avec de l'eau distillée à trois reprises (3 * 1000 ml) de manière à récolter tous les microplastiques ayant pu adhérer à la paroi. En parallèle, la pluviométrie du site est enregistrée.

II.1.3 Eaux de surface

Le bassin de la Seine couvre une surface d'environ 75 000 km² drainés par 23 000 km de cours d'eau au travers desquels s'écoulent 14 milliards de m³ d'eau (Billen et al. 2009).

Une campagne a été menée sur quatre stations au niveau de la Seine et une au niveau de la Marne (figure 1) : Choisy le Roi ; Charenton (Marne) ; Suresnes ; Sartrouville ; Poissy ont été considérées.

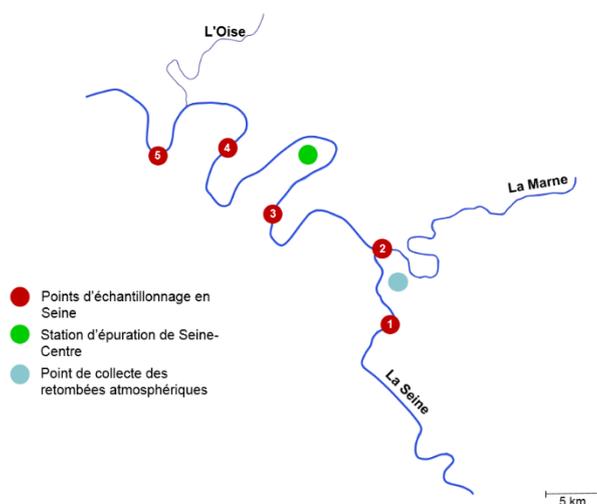


Figure 1 : Carte des sites de prélèvement. 1/ Choisy le Roi ; 2/ Charenton ; 3/ Suresnes ; 4/ Sartrouville ; 5/ Poissy

Les microplastiques sont prélevés à partir de ponts dans la couche superficielle de la colonne d'eau (profondeur de l'ordre du mètre). Un dispositif d'échantillonnage a été conçu spécialement à cet effet à l'aide d'un filet (type filet à plancton) de maille 80 µm (figure 2). Le choix de maille a été effectué conformément à l'étude de Norén (2007) qui a montré qu'il permettait d'obtenir des concentrations 1 000 fois plus élevées que celles obtenues à l'aide des filets de maille 333 µm généralement utilisés. Le temps d'exposition du filet a été choisi en essayant de retrouver le compromis entre deux contraintes : i) prélever le volume maximal afin d'augmenter la représentativité des échantillons et ii) limiter les problèmes d'encrassement du filet et faciliter l'observation en limitant les débris organiques et minéraux. Des tests ont permis d'estimer cette durée optimale à 1 minute. Le filet est couplé à un courantomètre (moulinet) afin de mesurer la vitesse d'écoulement de l'eau et ainsi pouvoir estimer le volume

échantillonné. Cette dernière grandeur est nécessaire pour retrouver la concentration de particules par volume d'eau. Un flacon permet de récupérer dans un petit volume d'eau toutes les particules retenues dans le filet. Le filet est rincé par l'extérieur dans un seau à trois reprises de sorte à récupérer les microplastiques restants sur le filet. Lors de la campagne réalisée, les vitesses mesurées sont comprises entre 0,16 et 0,40 m/s et les volumes ayant traversé le filet sont de l'ordre de 700 à 1750 L.



Figure 2 : Dispositif utilisé pour les échantillonnages à partir de ponts

II.2 Traitement des échantillons

Quelle que soit la matrice considérée, l'échantillon est filtré à l'aide d'une filtration sous vide sur un filtre en fibre de quartz GF/A Whatman d'une porosité de 1,6 μm . Afin de s'assurer qu'aucune contamination extérieure ne vient biaiser les résultats, les précautions suivantes ont été prises :

- La vaisselle utilisée est en verre. Le plastique est évité au maximum. Seul le filet utilisé pour les prélèvements d'eau de Seine est en nylon ou en polyéthylène pour l'embout de récupération ; La vaisselle utilisée ainsi que les filtres sont grillés à 500°C pendant 4 heures ;
- Des blancs ont été systématiquement effectués. Ces derniers suivent le même traitement que les échantillons. De manière générale, aucune contamination particulière en microplastiques n'est observée (entre 0 et 2 fibres) ;
- Les échantillons et les filtres sont systématiquement recouverts (bouchons, aluminium, etc.) afin de prévenir de l'exposition à l'air libre ;
- Les vêtements en fibre synthétique sont une source de contamination considérable. Une blouse de coton est portée lorsque les échantillons sont manipulés.

II.3 Identification des microplastiques

Les filtres sont observés avec un stéréo-microscope Leica MZ12 couplé à un logiciel d'analyse d'image. Les filtres sont observés à un grossissement « x16 ». Les microplastiques peuvent ainsi être repérés et comptabilisés. Leur taille est également évaluée. Selon cette taille, il est parfois nécessaire de passer à un grossissement supérieur afin de confirmer sa nature. Les microplastiques sont classifiés selon leur forme en : fragments irréguliers, sphérules, fibres, films et mousses (Moore et al. 2011). Certaines fibres peuvent être aussi d'origine naturelle.

La reconnaissance de fibres synthétiques plastiques est établie grâce aux critères suivants (Norén 2007; Hidalgo-Ruz et al. 2012) :

- Les fibres synthétiques ont une largeur relativement homogène sur toute leur longueur,
- Les fibres doivent avoir une courbure, même légère : celles totalement droites ne peuvent être prises en considération car une origine biologique peut être suspectée,
- Toutes les particules présentant des structures naturelles organiques ou des structures cellulaires (repérables généralement grâce à des cloisonnements) sont automatiquement ignorées,
- Les fibres transparentes ne sont pas prises en compte. Il est impossible en effet de reconnaître dans ce cas précis si l'origine est naturelle ou synthétique. Une fibre verte sera observée avec beaucoup de précaution sachant que c'est une couleur très répandue dans le milieu naturel. Les fibres les plus facilement repérables sont généralement bleues ou de teintes particulières (jaunes, roses, etc.).

III. RESULTATS ET DISCUSSION

III.1 Eaux résiduaires urbaines et filières de traitement

A l'exception d'une seule particule sous forme de sphérule dans un échantillon d'eau brute, la totalité des microplastiques observés dans les effluents urbains sont sous forme de fibres (figure 3). Les premiers essais confirment la présence de microplastiques dans les eaux usées. Sur les trois échantillons, des valeurs de l'ordre de 260, 300 et 320 particules/L ont été observées en entrée de station. Les concentrations en microplastiques diminuent jusqu'à 50, 100 et 120 particules/L à la suite des prétraitements et du traitement physique et jusqu'à 14, 40 et 50 particules/L en fin de traitement. Sur la base de ces premiers résultats, un abattement significatif en station semble être observé (de l'ordre de 80%).

Ces résultats confortent les résultats préliminaires obtenus sur les eaux urbaines parisiennes dans le cadre de la mise au point méthodologique. Pour les eaux brutes, des concentrations de 340 à 640 particules/L avaient été obtenues. De même, pour les rejets, des concentrations variant de 26 à 40 particules/L avaient été notées.

A ce jour, aucune donnée bibliographique n'est disponible pour confirmer ces niveaux de contamination ni pour les eaux brutes, ni pour le rejet. Seuls Browne *et al.* (2011) mentionnent que les rejets de machine à laver déversent jusqu'à 1900 fibres.

Les fibres d'une taille supérieure à 1 mm sont majoritaires dans le cas de l'eau brute (figure 4). Les longues fibres semblent particulièrement affectées par les filières de traitement. En effet, leur proportion passe de 45 % en entrée à 7 % après la décantation. Ces fibres de taille supérieure à 1 mm n'ont pas été observées en fin de traitement.

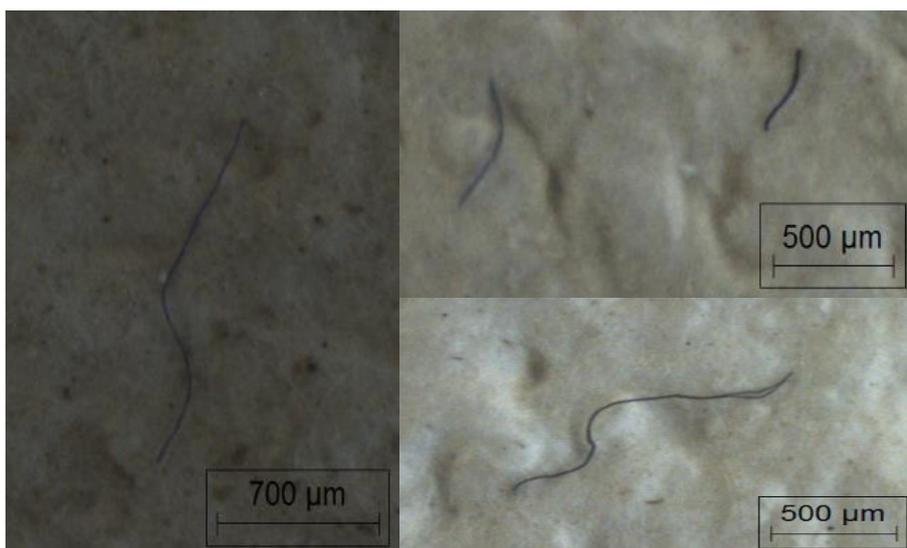


Figure 3 : Fibres de microplastiques

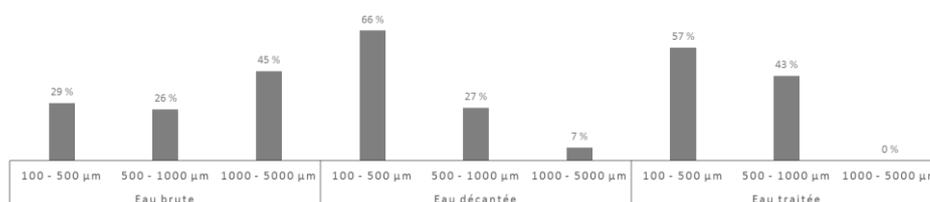


Figure 4 : Répartition des longueurs de fibres dans les eaux résiduaires urbaines

III.2 Retombées atmosphériques totales

Les microplastiques observés sur les filtres des retombées atmosphériques sont à plus de 90 % sous forme de fibres. La répartition de taille des fibres sur l'intervalle 100 – 5 000 µm est représentée sur la figure 5. Environ 50 % des microplastiques possèdent une taille supérieure à 1000 µm. Des distributions de tailles différentes pourraient être attendues selon des conditions anémométriques différentes.

Le flux de retombées atmosphériques sur le mois de surveillance atteint jusqu'à 280 particules/m²/j (sur une durée de collecte de 7 jours) et est en moyenne sur la totalité du suivi de 122 particules/m²/j. Cette valeur ne peut être supposée représentative de l'ensemble du bassin versant et d'autres points de prélèvements doivent être considérés pour confirmer ces observations. Ces premiers résultats suggèrent néanmoins que les retombées atmosphériques sont susceptibles de constituer une source diffuse majeure de microplastiques. Sur une période de temps sec d'une semaine, un flux de particules particulièrement faible a été observé (28 particules/m²/j). Le suivi annuel permettra d'établir plus clairement une corrélation entre la pluviométrie et le flux de retombées de microplastiques et d'explicitier les mécanismes de dépôt.

III.3 Eaux de surface

Les eaux de surface sont, comme pour les matrices précédentes, caractérisées par une prédominance des fibres. Les concentrations sur les différentes stations suivies en Seine sont relativement proches tandis que la Marne semble légèrement plus contaminée en microplastiques. Globalement, les niveaux de concentrations varient entre 0,01 et 0,04 particules/L en Seine et sont de 0,09 particules/L en Marne. Des expérimentations complémentaires permettront de dégager ou non des tendances spatiales et de définir les incertitudes liées à notre méthodologie.

[Lechner *et al.* \(2014\)](#) ont déjà relaté les niveaux de contaminations d'eaux de surface sur le Danube. Les niveaux observés sont plus faibles que ceux obtenus en Seine (de l'ordre de 317 particules/1000 m³) et les sphérules et fragments sont plus fréquents. Cette différence d'observation est probablement liée à une méthodologie différente : un filet au maillage de 500 µm au lieu de 80 µm entraîne très probablement une forte sous-estimation des fibres et un temps d'exposition beaucoup plus élevé explique l'apparition de fragments et de sphérules.

Par ailleurs, il est difficile d'effectuer une comparaison entre nos résultats et ceux obtenus en milieu marin ou lacustre. En effet, les concentrations rapportées dans les études sur ces milieux sont exprimées en nombre de microplastiques par unité de surface et non par unité de volume ([Collignon *et al.* 2012](#); [Hidalgo-Ruz *et al.* 2012](#); [Eriksen *et al.* 2013](#)). A titre d'exemple, mentionnent des concentrations de 43 000 particules/km² dans les Grands Lacs nord-américains ([Eriksen *et al.* 2013](#)). Ce choix d'unité est dû à la méthode de prélèvement généralement utilisée où un filet est tracté par un bateau sur de longues distances. Considérant la section des filets et la vitesse du bateau, il est possible d'évaluer les volumes prélevés. Dans le cas du bassin de la Seine, les volumes prélevés sont beaucoup plus faibles à cause du taux de matières en suspension (colmatage de filet, nécessité de multiplication des filtres, difficulté à l'observation...). Malgré ce plus petit volume, la question de la représentativité de l'échantillonnage se pose ceci-dit moins étant donné que la Seine semble être plus concentrée en termes de microplastiques que le milieu marin.

L'uniformité relative de la contamination sur les différentes stations amont et aval suggère une contamination d'origine plutôt diffuse que ponctuelle. La répartition des tailles des fibres pour les eaux de surface est en outre identique à celle des retombées atmosphériques. Cette similarité pourrait témoigner de l'importance des apports atmosphériques dans la pollution du milieu et/ou de processus similaires ayant lieu dans chaque compartiment. Des travaux complémentaires en cours apporteront de premiers éléments de réponse. De plus, il est intéressant de noter que les rejets de station d'épuration ne contiennent aucune fibre de longueur supérieure à 1 mm, classe la plus représentée dans le milieu naturel.

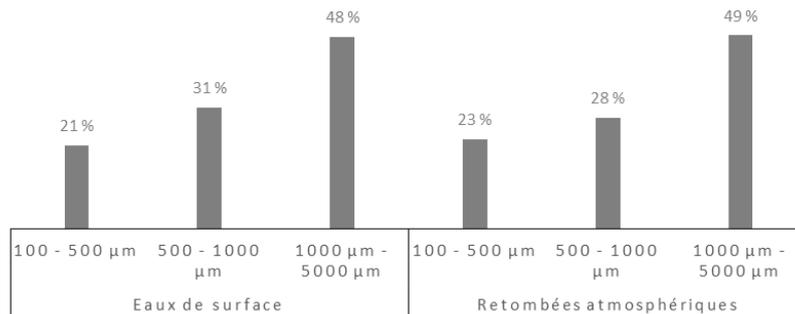


Figure 5 : Répartition des longueurs de fibres observées dans les eaux de surface et les retombées atmosphériques

IV. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ces premiers travaux témoignent de la contamination de différentes matrices urbaines par les microplastiques. Quelle que soit la matrice, la contamination en milieu continental urbain semble être caractérisée par une prédominance de fibres. Ces premières investigations ont permis de mettre en évidence une forte contamination des eaux usées. Les filières de traitement semblent cependant permettre de réduire significativement les concentrations. Par ailleurs, les apports des retombées atmosphériques sont à première vue considérables.

La prédominance de fibres comparativement à d'autres microplastiques (fragments, sphérules...) renvoie à une question d'échelle de taille de microplastiques (du micromètre à quelques millimètres) et pourrait être dépendante de notre méthodologie. Pour rappel, nos échantillonnages ont été soit effectués au filet (80 µm, 1 min) soit à l'aide de préleveurs. Une exposition plus longue ou une méthodologie de prélèvement différente (autre taille de maille, autre position dans la colonne d'eau, etc.) pourraient s'avérer nécessaires. Tout un travail méthodologique sur les procédures de prélèvements est en cours. Des expérimentations avec d'autres maillages sont également envisagées.

Des études complémentaires sont requises afin de confirmer ces données et d'apporter des compléments, il serait ainsi nécessaire d'investiguer certains points :

- Effectuer un suivi des retombées atmosphériques sur une durée plus longue afin de mieux cerner leur contribution et établir une relation entre le flux de retombées et les conditions météorologiques ;
- Mener un suivi ponctuel des retombées atmosphériques sur quelques autres sites pour vérifier si le site d'échantillonnage ne subit pas l'influence d'un effet local ;
- Effectuer des études sur d'autres filières de traitements ;
- Caractériser la variabilité verticale et horizontale de la contamination au niveau de la colonne d'eau dans la Seine. Le choix d'étudier, sur la base des approches en milieu marin, la couche superficielle est dû à la faible densité des microplastiques. La turbulence en milieu fluvial pourrait remettre en cause cette hypothèse.

REMERCIEMENTS

Nous voudrions remercier pour leur support technique les équipes techniques du SIAAP et en particulier : Céline Briand, Erwan Garcia Gonzalez et Julien Pouillaude. Ce travail s'insère dans le cadre d'une thèse financée par le réseau francilien de recherche sur le développement soutenable (R2DS Île-de-France).

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Andrady Anthony. L. (2011). "Microplastics in the marine environment." *Marine Pollution Bulletin* 62(8): 1596-1605.

Betts Kellyn (2008). "Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans." *Environmental Science & Technology* 42(24): 8995-8995.

Browne Mark A., Dissanayake Awantha, Galloway Tamara S., Lowe David M. et Thompson Richard C. (2008). "Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.)." *Environmental Science & Technology* 42(13): 5026-5031.

Browne Mark A., Crump Phillip, Niven Stewart J., Teuten Emma, Tonkin Andrew, Galloway Tamara et Thompson Richard (2011). "Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks." *Environmental Science & Technology* 45(21): 9175-9179.

Carpenter Edward J., Anderson Susane. J., Harvey George. R., Miklas Helene. P. et Peck Bradford B. (1972). "Polystyrene spherules in coastal waters." *Science (New York, N.Y.)* 178(4062): 749-750.

Carpenter Edward J. et Smith, Jr K. L. (1972). "Plastics on the Sargasso sea surface." *Science (New York, N.Y.)* 175(4027): 1240-1241.

Cole Matthew, Lindeque Pennie, Fileman Elaine, Halsband Claudia, Goodhead Rhys, Moger Julian et Galloway Tamara S. (2013). "Microplastic Ingestion by Zooplankton." *Environmental Science & Technology* 47(12): 6646-6655.

Cole Mattwew, Lindeque Pennie, Halsband Claudia et Galloway Tamara S. (2011). "Microplastics as contaminants in the marine environment: A review." *Marine Pollution Bulletin* 62(12): 2588-2597.

Collignon Amandine, Hecq Jean-Henri, Galgani Francois, Voisin Pierre, Collard France et Goffart Anne (2012). "Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea." *Marine Pollution Bulletin* 64(4): 861-864.

Endo Satoshi., Takizawa Reiko., Okuda Keiji., Takada H., Chiba K., Kanehiro H., Ogi H., Yamashita R. et Date Takeshi (2005). "Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences." *Marine Pollution Bulletin* 50(10): 1103-1114.

Eriksen Marcus, Mason Sherri, Wilson Stiv, Box Carolyn, Zellers Ann, Edwards William, Farley Hannah et Amato Stephen (2013). "Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes." *Marine Pollution Bulletin* 77(1-2): 177-182.

Faure Florian, Corbaz Marie, Baecher Hadrien et de Alencastro Luiz (2012). "Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea." *Arch. Sci.* 65: 157-164.

Faure Florian, Gagnaux Valérie, Baecher Hadrien, Neuhaus Vasco et de Alencastro Luiz (2013). "Microplastiques sur les plages et la surface du Léman. Résultats préliminaires." *Bulletin de l'ARPEA* 49(257): 15-18.

Fendall Lisa. S. et Sewell Mary. A. (2009). "Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers." *Marine Pollution Bulletin* 58(8): 1225-1228.

Fossi Maria Cristina, Panti Cristina, Guerranti Cristiana, Coppola Daniele, Giannetti Matteo, Marsili Letizia et Minutoli Roberta (2012). "Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*)." *Marine pollution bulletin* 64(11).

Frias J.P.G.L, Sobral P. et Ferreira A. M. (2010). "Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast." *Marine Pollution Bulletin* 60(11): 1988-1992.

Heskett Marvin, Takada Hideshige, Yamashita Rei, Yuyama Masaki, Ito Maki, Bee Geok Yeo, Ogata Yuko, Kwan Charita, Heckhausen Angelika, Taylor Heidi, Powell Taj, Morishige Carey, Young Doug, Patterson Hugh, Robertson Bryson, Bailey Elizabeth et Mermoz Jorge (2012). "Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch." *Marine Pollution Bulletin* 64(2): 445-448.

Hidalgo-Ruz Valeria, Gutow Lars, Thompson Richard. C. et Thiel Martin. (2012). "Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification." *Environmental Science & Technology* 46(6): 3060-3075.

Imhof Hannes K., Ivleva Natalia P., Schmid Johannes, Niessner Reinhard et Laforsch Christian (2013). "Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles." *Current Biology* 23(19): R867-R868.

Lechner Aaron, Keckeis Hubert, Lumsberger-Loisl Franz, Zens Bernhard, Krusch Reinhard, Tritthart Michael, Glas Martin, Schludermann Elisabeth, (2014). "The Danube so colourful : A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europ's second largest river" *Environmental Pollution*, 188: 177-181

Lusher Amy L., McHugh M. et Thompson Richard C. (2011). "Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel." *Marine Pollution Bulletin* 67(1-2): 94-99.

Moore Charles .J., Lattin G.L. et Zellers A.F. (2011). "Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of southern" *Journal of Integrated Coastal zone Management* 11(1): 65-73.

Norén Fredrik (2007). Small plastic particles in Coastal Swedish waters: 11.

O'Brine Tim et Thompson Richard C. (2010). "Degradation of plastic carrier bags in the marine environment." *Marine Pollution Bulletin* 60(12): 2279-2283.

Billen Gilles, Silvestre Marie, Barles Sabine, Mouchel Jean-Marie, Garnier Josette, Curie Florence et Boët Philippe (3) (2009) "Le bassin de la Seine, Découvrir les fonctions et les services rendus par le système Seine" PIRENE-Seine

Rochman Chelsea M. et Browne Mark Anthony (2013). "Classify plastic waste as hazardous." *Nature* 494(7436): 169-171.

Sanchez Wilfried, Bender Coline et Porcher Jean-Marc (2014). "Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence." *Environmental Research* 128(0): 98-100.

Teuten Emma. L., Rowland Steven. J., Galloway Tamara. S. et Thompson Richard. C. (2007). "Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants." *Environmental Science & Technology* 41(22): 7759-7764.

Teuten Emma. L., Saquing J. M., Knappe D. R. U., Barlaz M. Jonsson A., S., Bjorn A., Rowland S. J., Thompson Richard. C., Galloway Tamara. S., Yamashita R., Ochi D., Watanuki Y., Moore C., Pham H. V., Tana T. S., Prudente M., Boonyatumanond R., Zakaria M. P., Akkhavong K., Ogata Y., Hirai H., Iwasa S., Mizukawa K., Hagino Y., Imamura A., Saha M. et Takada H. (2009). "Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife." *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 364(1526): 2027-2045.

Thompson Richard. C., Olsen Ylva, Mitchell Richard. P., Davis A., Rowland S. J., John A. W. G., McGonigle Daniel. et Russell Andrea. E. (2004). "Lost at sea: Where is all the plastic?" *Science* 304(5672): 838-838.

Von Moos Nadia, Burkhardt-Holm Patricia et Koehler Angela (2012). "Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure." *Environmental Science & Technology* 46(20): 11327-11335.

Zbyszewski Maciej et Corcoran Patricia (2011). "Distribution and Degradation of Fresh Water Plastic Particles Along the Beaches of Lake Huron, Canada." *Water, Air, and Soil Pollution* 220(1-2): 365-372.

Zbyszewski Maciej, Corcoran Patricia L. et Hockin Alexandra (2014). "Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America." *Journal of Great Lakes Research*(0).

ÉVOLUTION DES CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES ET ECOTOXICOLOGIQUES DES SEDIMENTS ACCUMULÉS DANS UN BASSIN DE RETENUE-DECANTATION : PREMIERS RESULTATS DU PROJET ANR CABRRES

Céline Becouze-Lareure ^a, Carolina Gonzalez-Merchan ^{a,b}, Christel Sébastian ^a,
Yves Perrodin ^b, Sylvie Barraud ^a, Gislain Lipeme Kouyi ^a

^a Université de Lyon ; LGCIE - INSA de Lyon ; 20 Av Albert Einstein, 69621 Villeurbanne, France

^b Université de Lyon ; ENTPE ; UMR CNRS 5023 LEHNA, 69518 ; 2, rue Maurice Audin 69518
Vaulx-en-Velin, France

Auteur correspondant : celine.becouze@insa-lyon.fr

RÉSUMÉ

Les bassins de retenue-décantation sont très souvent utilisés pour la gestion des eaux pluviales dans les villes. Ils permettent de diminuer les risques contre les inondations et de réduire les rejets de polluants particuliers dans les milieux récepteurs (sol/nappe). Leur fonctionnement sur le long terme pose cependant le problème de la gestion des sédiments accumulés en leur sein. Afin de suivre leurs transformations (physique, chimique, écotoxicologique), une caractérisation physico-chimique (ETM, HAPs, pesticides) ainsi qu'une évaluation écotoxicologique ont été réalisées sur les sédiments accumulés par temps sec dans un bassin de rétention de grand taille localisé dans l'Est Lyonnais (France). Cinq points ont été échantillonnés sur deux périodes d'accumulation (6 mois et 6 ans). Les résultats de cette étude préliminaire ont mis en évidence : (i) une hétérogénéité spatiale en terme de contamination (Cd, Pb, Zn, Σ 16HAPs) avec des teneurs en polluants élevées en un point particulier, (ii) un risque écotoxique pour les sédiments présents depuis 6 ans. Ces résultats préliminaires donnent des orientations en matière de fréquence de curage de ces bassins et de choix de filières de traitement et de valorisation des sédiments.

MOTS CLES

Bassins de retenue-décantation, Hétérogénéité spatiale, Micropolluants organiques, Risque écotoxicologique, Sédiments des eaux pluviales

INTRODUCTION

Les bassins de retenue-décantation sont aujourd'hui préconisés dans les villes afin de contribuer à la gestion durable des eaux pluviales. Ces bassins ont pour objectifs : (i) de réduire les risques d'inondation et (ii) de limiter la pollution des milieux aquatiques via la décantation des polluants (éléments métalliques, hydrocarbures, ..) fortement fixés aux matières en suspension (Ellis *et al.*, 2005). Lorsque les conditions hydrodynamiques le permettent, les particules véhiculées dans les eaux pluviales via le réseau séparatif décantent et s'accumulent dans le bassin pour constituer des couches importantes de sédiments et de polluants (Yousef *et al.*, 1990, 1994 ; Somes *et al.*, 2000 ; Persson and Wittgren, 2003,

Ruban *et al.*, 2005). Les opérations de curage deviennent à leur tour une réelle problématique pour les gestionnaires, d'un point de vue économique et réglementaire. En effet, leur traitement et leur potentielle réutilisation dépendent de leur contamination et leur toxicité. Différentes voies de valorisation ont été proposées (remblai, épandage sur emprise routière, ...), mais une fois de plus, chaque process utilisé demande une évaluation du risque pour l'environnement et pour la santé humaine, et de minimiser les coûts pour le gestionnaire (Petavy 2007 ; Ruban *et al.* 2009).

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet multidisciplinaire CABRES (CAractérisation chimique, microbiologique, écotoxicologique, spatio-temporelle des contaminants des Bassins de Retenue des eaux pluviales urbaines – évaluation et gestion des Risques Environnementaux et Sanitaires associés, financé par l'Agence Nationale de la Recherche (2012-2015)). Un des objectifs de ce projet est la caractérisation physico-chimique des zones de contamination dans les bassins de retenue des eaux pluviales urbaines (teneur en polluants prioritaires et dangereux de la Directive Cadre européenne sur l'Eau - DCE, granulométrie, masse volumique). Cet article propose une méthodologie de caractérisation des zones de dépôts en termes de contamination et de paramètres physiques et d'évaluer leur distribution spatiale. Une évaluation écotoxicologique est également menée afin d'estimer l'impact potentiel de ces sédiments sur le milieu récepteur (sol/nappe dans notre cas). Cette méthodologie et les résultats obtenus permettent d'apporter des éléments de réponse afin d'orienter *i)* la définition des fréquences de curage de ces bassins et *ii)* le choix des filières de traitement ou de valorisation les plus adaptées.

Dans la littérature, peu de données sur les sédiments décantés en termes de micropolluants et d'écotoxicité sont disponibles. Marsalek *et al.* (1992) a montré que les polluants transportés par temps de pluie étaient fortement adsorbés aux particules en suspension. La caractérisation des sédiments est généralement réalisée sur les paramètres courants (teneur en matière sèche, volatile) ou les substances comme les métaux ou les hydrocarbures (Marsalek and Marsalek, 1997 ; Lee *et al.*, 1997 ; Torres 2008). Le rôle de la turbulence et des contraintes de cisaillement sur la décantation et la remise en suspension des polluants particuliers dans les bassins de retenue a été également étudié numériquement (Adamson *et al.*, 2003 ; Dufresne *et al.*, 2009 ; Yan *et al.*, 2014). De façon générale, les modèles développés nécessitent une connaissance assez fine des caractéristiques physiques des sédiments (granulométrie, masse volumique, vitesse de chute). Le calage et la vérification de ces modèles sont souvent faits à partir de la connaissance des zones de dépôts et de l'efficacité de piégeage des bassins de retenue. Très peu de modèles permettent de représenter le transport et la transformation des contaminants particuliers dans ces systèmes (par exemple les micropolluants). Une caractérisation fine des sédiments en termes de contamination en lien avec leur distribution spatiale au sein des bassins est nécessaire pour apporter d'une part des éléments pour une meilleure gestion de ces sédiments et d'autre part, pour tester et vérifier les modèles (identification des zones de dépôts, efficacité de piégeage, etc.). L'originalité de la démarche de caractérisation entreprise dans cette étude réside au niveau d'une analyse conjointe en termes de paramètres physiques et de micropolluants, et une étude écotoxique des sédiments accumulés dans un bassin de rétention.

MATERIEL ET METHODE

Site expérimental et localisation des points échantillonnés

Le bassin de décantation "Django Reinhardt" est situé à Chassieu (près de Lyon, France). Il draine un bassin versant de type industriel, d'une surface de 185 ha, avec une pente moyenne de 0,4% et un coefficient d'imperméabilisation d'environ 75%. Le bassin versant est drainé par un réseau séparatif pluvial qui reçoit parfois des eaux de temps sec « théoriquement » propres venant de process industriels (eaux de refroidissement notamment). L'exutoire de ce réseau est constitué d'un système composé d'un bassin de retenue-décantation connecté à un bassin d'infiltration. Les volumes de ces deux compartiments sont respectivement de 32 000 m³ et 61 000 m³. Le bassin de retenue-décantation a été curé en 2006 puis en mars 2013.

Cinq points ont été sélectionnés à partir des résultats de la modélisation du comportement hydrodynamique du bassin et des zones de dépôts observés (Torres, 2008 ; Yan *et al.*, 2014). La figure 1(a) présente les points sélectionnés pour l'estimation de la répartition spatiale des substances chimiques fixées sur les sédiments.

Deux campagnes de prélèvement ont été réalisées. La première campagne a été réalisée le 2 mai 2012 (A) et la seconde en automne le 2 octobre 2013 (B). Les deux campagnes ont eu lieu après une période de temps sec d'au moins une journée. Les événements précédents les deux campagnes sont caractéristiques des saisons où l'échantillonnage a été réalisé.

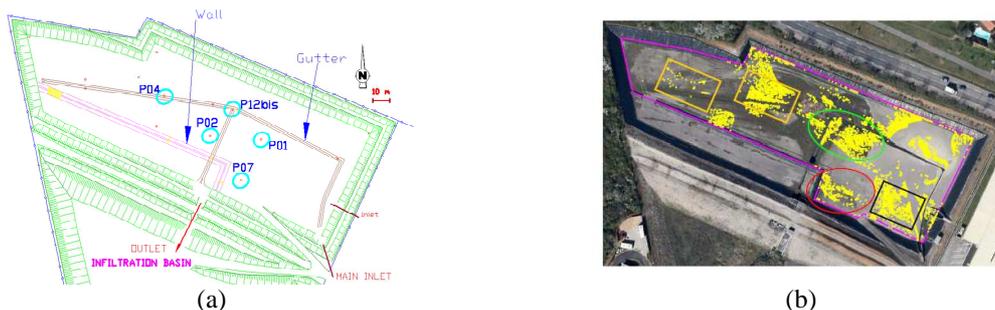


Figure 1. (a) Localisation des points échantillonnés ; (b) Zone de dépôt préférentiel des sédiments obtenue par modélisation numérique (Yan *et al.*, 2014)

Échantillonnage des sédiments accumulés

La méthode utilisée pour échantillonner les sédiments est le quartage (Gy, 2004). Cette méthode permet de réduire la taille de l'échantillon et d'homogénéiser les sédiments collectés pour différentes analyses. Les sédiments sont répartis sur une surface de 80 cm x 80 cm de manière homogène. Ce carré est ensuite divisé en 4 quarts, deux quarts opposés sont écartés. Les deux autres quarts sont mélangés sur la surface du carré. Le même processus est réalisé 4 fois. Finalement, les sédiments collectés sont conditionnés dans un sac en plastique pour l'analyse des éléments traces métalliques et paramètres physiques (granulométrie, masse volumique, matière organique volatile) et dans des flacons en verre ambré pour l'analyse des micropolluants organiques.

Méthodes analytiques

Les études sur la caractérisation physico-chimique des sédiments portent principalement sur les paramètres classiques et les micropolluants organiques (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs) et pesticides). Trois groupes de paramètres ont été suivis pour chaque point afin d'apporter des connaissances supplémentaires sur la qualité des sédiments et évaluer leur impact sur le milieu récepteur : (i) paramètres physiques (masse volumique des particules, granulométrie, teneur en matière volatile), (ii) micropolluants organiques : 22 pesticides (dont 20 listés dans la DCE), 16 HAPs (liste EPA¹) (dont 8 listés dans la DCE), (iii) 6 éléments traces métalliques (ETM) et (iv) un bioessai d'écotoxicité (Test chronique "Ostracodes"). Les analyses des ETM ont été réalisées sur les échantillons séchés à 105°C et tamisés à 2 mm. Les micropolluants organiques ont été mesurés à partir des échantillons bruts non tamisés.

Tableau 1. Synthèse des méthodes analytiques utilisées

Substance ou paramètre	Méthode	Référence
Paramètres physiques		
Densité des particules	Méthode du pycnomètre	NF P 94-054 (1991)
Granulométrie	Granulométrie laser (ultrasons pendant 10 min). granulometre Malvern Mastersizer 2000.	NF ISO 13320-1 (2009)
Matière organique volatile	Calcination à 550°C pendant 2 h	NF EN 12897 (2000)
Paramètres chimiques		
Métaux	ICP-AES	NF EN ISO 11885 (2009)
16 HAPs	GC-TOF / HPLC-MS/MS	Méthode interne - SCA*
Pesticides		
Paramètre écotoxicologique		
Tests chroniques	Ostracodes (<i>Heterocypris incongruens</i>)	ISO 14371 (2012)

* Becouze *et al.*, 2011

Test écotoxicologique

Les tests écotoxicologiques sont avantageux puisqu'ils permettent de mettre en évidence les effets toxiques liés à l'ensemble des polluants présents dans l'échantillon (effet « cocktail »). Ces effets ne peuvent être mis en évidence par l'approche « substance par substance ». La pertinence du test Ostracodes (*Heterocypris incongruens*) a été mise en évidence lors de travaux préliminaires portant sur des eaux pluviales et des eaux de rivière (Becouze *et al.*, 2012 ; Angerville *et al.*, 2013 ; Gonzalez-Merchan *et al.*, 2014). Ces études ont montré que seul ce test était sensible à la matrice "sédiment" qui présente des niveaux de contamination moindre que les matrices habituellement analysées à l'aide de ce test (déchets, sols industriels pollués, sédiments portuaires). Ce test de toxicité chronique, réalisé en six jours, a été mis en œuvre conformément aux prescriptions de la norme ISO 14371 (2012). La méthodologie est décrite en détail par Gonzalez-Merchan *et al.* (2014). Les résultats sont exprimés en termes de pourcentage de l'inhibition de croissance de la taille des organismes.

¹ US Environmental protection agency :Naphtalène (Nap), Acénaphène (Ace), Acénaphylène (Acy), Fluorène (Flu), Phénanthrène (Phe), Anthracène (A), Fluoranthène (Flh), Pyrène (P), Benzo(a)anthracène (BaA), Chrysène (Chr), Benzo(b)fluoranthène (BbF), Benzo(k)fluoranthène (BkF), Benzo(a)pyrène (BaP), Dibenzo(a,h)anthracène (DahA), Benzo(g,h,i)peryène (Bper), Indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP)

RESULTATS ET DISCUSSION

Paramètres physiques

Les résultats acquis sur la teneur en matière organique et les paramètres physiques (masse volumique des particules, taille de particules) sont résumés dans le Tableau 2.

Les caractéristiques physiques constituent des paramètres d'entrée des modèles numériques qui permettent de comprendre les mécanismes de transport des particules, leur décantation et les conditions hydrodynamiques de remise en suspension des polluants fixés sur les sédiments accumulés dans les bassins de rétention.

Masse volumique des particules

Les valeurs sont homogènes entre les différents points étudiés et ce pour les deux campagnes (les coefficients de variation sont respectivement de $CVS = 2\%$ et 4%). Les valeurs sont comprises entre $2\,189\text{ kg.m}^{-3}$ pour le point P01 (campagne A) et $2\,475\text{ kg.m}^{-3}$ pour le point P04 (campagne B). Les résultats obtenus sont représentatifs des sédiments issus des eaux pluviales (Li *et al.*, 2007 ; El Mufleh *et al.*, 2014). En effet, la masse volumique des particules est déterminée par la nature de leurs composants solides qui présentent de faibles variations au cours de temps.

Granulométrie

Pour la campagne A, les sédiments accumulés sur une période de 6 ans présentent une granulométrie fine, dont la taille médiane d_{50} des particules varie entre $34\ \mu\text{m}$ et $70\ \mu\text{m}$ pour les 5 points suivis. Lors de la campagne B, les sédiments accumulés présentent également une granulométrie fine ($d_{50} \approx 50\ \mu\text{m}$) pour les points P02, P04 et P07. Les particules collectées aux points P01 et P12 sont plus grossières ($d_{50} = 193\ \mu\text{m}$ et $168\ \mu\text{m}$, respectivement aux points P01 et P12). Ces deux points étant proches de l'entrée du bassin de rétention, il semble cohérent d'y retrouver les particules les plus grossières. La relation entre la taille de particules et la distance (par rapport à l'entrée du bassin) à laquelle les particules décantent a déjà été mise en évidence par Jacopin *et al.* (1999) ou Ruban *et al.* (2005). Les valeurs obtenues lors des deux campagnes sont du même ordre de grandeur que celles retrouvées dans la littérature (Jacopin *et al.*, 1999 ; Ruban *et al.*, 2005 ; Petavy, 2007 ; Sébastien, 2013). La granulométrie des points P01 et P12 sont hétérogènes entre les 2 campagnes. Pour le point P01, cette augmentation de taille des particules (de 42 à $193\ \mu\text{m}$) peut être expliquée par un dépôt de sable observée lors de la campagne B.

Pour le point P12, le changement de la taille des particules est induit par la difficulté de garantir un prélèvement identique d'une campagne à l'autre en raison de la dimension de la fosse.

Tableau 2. Synthèse des méthodes analytiques utilisées. CVS : coefficient de variation spatiale.

Points	Masse volumique des particules (kg.m ⁻³)		Matière organique volatile (% ms)		Distribution de la taille de particules (µm)					
	A	B	A	B	A			B		
					d10	d50	d90	d10	d50	d90
P01	2475	2512	21	6	7	42	221	30	193	487
P02	2350	2235	18	21	8	50	241	10	67	477
P04	2460	2189	26	23	7	34	102	7	45	225
P07	2393	2279	26	17	6	35	179	8	48	172
P12	2303	2317	18	19	9	70	430	16	168	734
CVS	2%	4%	15%	26%	16%	24%	34%	50%	59%	42%

Matière organique

La distribution spatiale de la teneur en matière organique est différente selon la campagne considérée. Les données obtenues pour la campagne A montrent une distribution homogène (CVS = 15%). Au contraire, une hétérogénéité spatiale (CVS = 26%) est observée pour la campagne B avec des teneurs en MO comprises entre 6 % et 23 %. Cette différence entre les deux campagnes peut être expliquée par la dynamique des sédiments au sein du bassin. La campagne A présente des sédiments consolidés avec une croissance de plantes observée sur les zones de dépôts principales. La teneur en matière organique peut être liée à la dégradation des végétaux. Pour les sédiments accumulés après curage (campagne B), les contenus en matière organique ont fortement diminué (teneurs 4 fois moins importantes) par rapport aux contenus observés avant curage (campagne A). Cette baisse peut être expliquée par la dynamique des sédiments, notamment une présence au point P01 de particules minérales telles que les sables. Les résultats montrés dans le tableau 2 indiquent des coefficients de variation spatiale systématiquement supérieurs lors de la campagne B, de même que pour la granulométrie. La variabilité du lit du bassin (présence du sédiment consolidé, présence de plantes) joue un rôle très important dans la dynamique sédimentaire au sein du bassin.

Éléments traces métalliques

Quel que soit le point considéré, le zinc présente les teneurs les plus élevées (par exemple, 1 673 mg.kg⁻¹MS au point P02 pour la campagne B). Ce métal est un élément trace caractéristique et connu de la pollution liée aux eaux de ruissellement des routes et autoroutes (Petavy, 2007). Une différence du niveau de contamination entre les 2 campagnes est observée. Le point P01 est le moins contaminé lors de la campagne B alors que lors de la campagne A il s'agit du point P12 (Figure 2).

Une hétérogénéité spatiale est observée pour le cadmium, le plomb et le zinc (CVS > 20%) pour les deux campagnes. Les points échantillonnés lors de la campagne A présentent des niveaux de contamination différente selon le métal considéré. Le point P04 présente la teneur en Cu la plus élevée (308 mg.kg⁻¹ ms) tandis que le point P07 est le plus contaminé par le Pb (231 mg.kg⁻¹ MS) (Figure 2a). Pour la campagne B, le point P02 présente les teneurs en ces 3 éléments les plus élevées avec le cadmium (1,7 mg.kg⁻¹ MS), le plomb (141 mg.kg⁻¹ MS) et le zinc (1 673 mg.kg⁻¹ MS) (Figure 2b). Ensuite, le point P04 et P07 présentent des teneurs du même ordre de grandeur que celles mesurées au point P02.

Les concentrations en éléments traces ont été comparées aux valeurs cibles et d'intervention de la norme hollandaise établie pour les sols (NMHSPE, 2000). Si ces seuils n'ont pas de

valeur légale en France, ils sont néanmoins utilisés comme valeurs de référence pour interpréter la présence de certains composés chimiques. Les sédiments étudiés présentent tous des teneurs en éléments traces supérieures aux valeurs cibles correspondantes (Tableau 3).

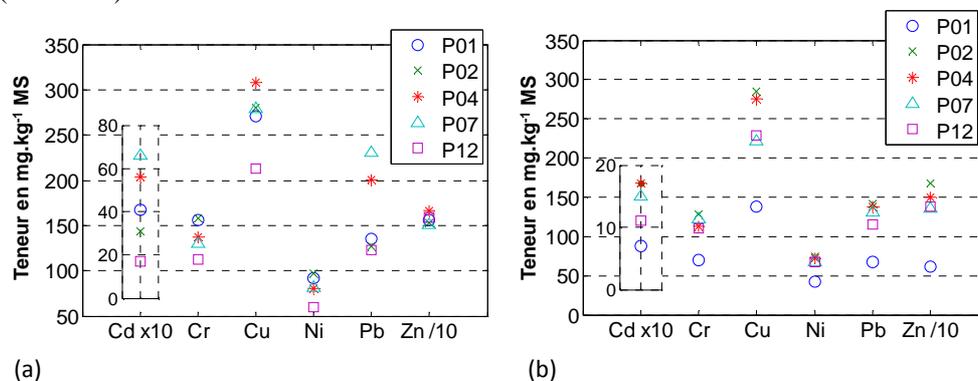


Figure 2. Concentrations en ETM (mg.kg^{-1} MS) mesurées pour chaque point dans le bassin de rétention de Chassieu lors de la campagne A (a) et la campagne B (b)

Une comparaison des moyennes des concentrations en ETM à différentes études menées sur la même matrice mais dans des conditions environnementales différentes (bassin en eau, rivière) est présentée au Tableau 3. Pour les sédiments issus de bassin de traitement (Durand, 2003 ; Färm, 2002), les teneurs observées sont inférieures à celles obtenues dans notre étude. Une comparaison avec des sédiments extraits de rivière (Iannuzzi *et al.*, 1997) montre des teneurs de même niveau pour le cadmium ($4,1$ vs $8,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ MS), le cuivre (291 vs 202 mg.kg^{-1} MS) et le plomb (181 vs 150 mg.kg^{-1} MS). En revanche pour le chrome, le cuivre, le nickel et le zinc, les teneurs des sédiments issus des rivières sont nettement inférieures à celles de notre étude. Ces 4 métaux sont des éléments liés à des activités urbaines (automobiles, activités industrielles telles que le traitement de surface, ...).

Tableau 3. Concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments (mg.kg^{-1} MS) et comparaison avec les données de la littérature (moyenne)

Métaux	Notre étude Max campagne A	Durand, 2003	Färm, 2002	Iannuzzi et al., 1997	Norme hollandaise (NMHSPE, 2000)	
		Bassin sec routier	Bassin en eau	Sédiments de rivière	Valeur cible	Valeur intervention
Cd	6,6 (P07)	1,8	0,85	8,3	0,8	12
Cr	158 (P02)	88	-	30	100	380
Cu	308 (P04)	271	78	202	36	190
Ni	97 (P02)	38	53	26	35	210
Pb	231 (P07)	419	45	150	85	350
Zn	1663 (P04)	1847	269	286	140	720

Micropolluants organiques

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)

La figure 3 présente l'hétérogénéité spatiale obtenue pour les 16 HAPs lors de la campagne A. Quel que soit le type de HAP considéré, une hétérogénéité spatiale est observée pour les deux campagnes ($CVS > 20\%$).

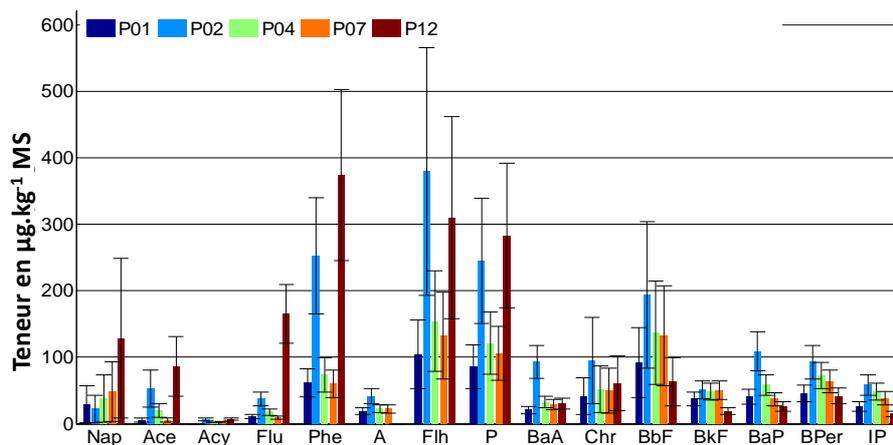


Figure 3. Teneurs en HAPs dans les sédiments accumulés mesurées lors de la campagne A ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ MS)

En termes de contamination, une différence entre les 2 campagnes est observée. Lors de la campagne A, le point P02 présente la teneur en $\Sigma 16\text{HAPs}$ la plus élevée avec $1\,750 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS. La teneur maximale mesurée lors de la campagne B est du même ordre de grandeur que celle obtenue précédemment ($1\,670 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS) mais cette concentration a été mesurée au point P07. Pour les deux campagnes, le point P01 présente la contamination en $\Sigma 16\text{HAPs}$ la plus faible (avec $623 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS et $334 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS, respectivement pour la campagne A et B). Dans la littérature, peu d'études ont été recensées sur la qualité des sédiments de bassin de rétention sur le suivi de la contamination des $\Sigma 16\text{HAPs}$. Weinstein *et al.* (2010) a montré des teneurs en HAPs variables selon l'occupation des sols. Pour un bassin de rétention localisé dans une zone commerciale, la $\Sigma 16\text{HAPs}$ est égale à $10\,420 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS, tandis que sur un bassin versant avec des activités de type golf, la teneur obtenue est de $421 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS. Des teneurs similaires à notre étude ont été observées dans les sédiments d'un bassin de rétention en eau situé dans un bassin versant industriel à Odense (Danemark) avec une fourchette de teneurs de $\Sigma 16\text{HAPs}$ de 901 à $1\,599 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS (Silkeborg municipality, 2009).

Les concentrations en HAPs ont été comparées aux niveaux de référence (seuils N1 et N2) relatifs à la gestion des sédiments de dragage afin de déterminer la démarche en termes d'études et de solutions techniques à envisager pour la valorisation (arrêté du 14/06/2000). Les points P01 et P04 présentent des teneurs inférieures au seuil N1 pour tous les HAPs considérés. Le point P07 a des teneurs en acénaphthène supérieures au niveau N1 ($40 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS (campagne B) vs $25 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS pour le niveau N1). L'acénaphthalène, le fluorène et le phénanthrène présentent des concentrations supérieures au niveau N1 aux points P02 et P12. Par exemple, au point P12, la teneur en fluorène est de $165 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS (campagne A) alors que le niveau de référence N1 est égale à $20 \mu\text{g.kg}^{-1}$ MS.

Pesticides

Les résultats obtenus sur les pesticides sont à considérer avec précaution. Ces substances présentent un caractère hydrophile et sont utilisés de manière sporadique. Leur détection dans les sédiments va être fortement liée à la date d'échantillonnage. D'après une étude menée sur l'efficacité des bassins de retenue par Sébastien (2013), l'adsorption des pesticides sur la fraction particulaire décantable n'est pas avérée dans le bassin de retenue étudié. Ces substances sont faiblement ou pas retenues par cette structure. Dans le cadre de notre étude, seuls 3 pesticides ont été détectés lors des deux campagnes de mesure : chlorpyrifos

(insecticide à usage agricole et pour la lutte contre les insectes en zone résidentielle), le diuron (herbicide) et l'isoproturon (herbicide à usage agricole). Seul le chlorpyrifos a été détecté dans tous les points échantillonnés lors de la campagne B avec des teneurs variant de 2 ng.g⁻¹ MS (P01) à 8 ng.g⁻¹ MS (P02).

Caractérisation écotoxicologique

La Figure 4 compare les effets biologiques des sédiments accumulés échantillonnés lors des deux campagnes en termes d'inhibition ou stimulation de croissance de la taille des organismes. Les effets biologiques obtenus pour la campagne A (accumulation sur 6 ans) et B (accumulation sur 6 mois) sont globalement proches. Les principales différences sont observées au niveau du point P04 et du point P12 pour lesquels l'écotoxicité est plus importante après 6 ans d'accumulation.

Ce type d'observation apporte des indications pour optimiser la maintenance des bassins. Une hétérogénéité spatiale pour les deux campagnes a été observée. Les sédiments prélevés au point P12 (fosse à hydrocarbures) ont présenté les effets biologiques les plus importants. Ceci met en évidence le rôle de ce type de dispositif qui a priori semble assez nocif (augmentation de la toxicité des sédiments par rapport à ceux qui se déposent sur le bassin).

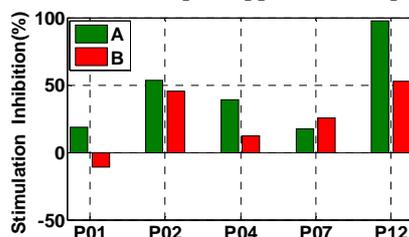


Figure 4. Comparaison des effets biologiques des sédiments accumulés lors des campagnes : A (avant curage - sédiments accumulés pendant 6 ans) et B (après curage - sédiments accumulés pendant 6 mois).

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'évolution des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de rétention liés à un réseau séparatif "eaux pluviales" a été étudiée afin d'améliorer les connaissances sur la caractérisation des sédiments et leur niveau de contamination en termes de micropolluants. Une étude de la distribution spatiale des sédiments a été menée dans le but d'apporter des éléments pour améliorer la maintenance de ces structures et de mieux caractériser les zones de dépôts présentant les teneurs en polluants les plus élevées.

Une hétérogénéité spatiale est observée pour l'ensemble des polluants étudiés, excepté pour le Cu, Cr et Ni. En effet pour ces 3 ETM, une distribution homogène des teneurs est observée. Le point P02 présente les sédiments avec la contamination la plus élevée en termes de métaux (Cd, Pb et Zn) et de HAPs. Ceci peut s'expliquer par le comportement hydrodynamique du bassin de rétention. D'après l'étude menée par Yan *et al.* (2014) et les observations faites depuis plus de 10 ans dans le cadre de l'OTHU (observatoire de terrain en hydrologie urbaine), ce point fait partie de la zone préférentielle de dépôt des particules.

La caractérisation de ces sédiments en termes d'écotoxicité a mis en évidence la plus forte contamination des sédiments des points P02 et P12 (Fosse) pour les deux campagnes. Elle a

également montré, pour certains points, que la période de stockage des sédiments au sein du bassin pouvait jouer un rôle sur leur écotoxicité. Cela reste toutefois à confirmer par d'autres campagnes de caractérisation.

Cette étude permet d'améliorer la connaissance sur : *i*) les sédiments accumulés dans les bassins de rétention, *ii*) leur contamination en micropolluants et *iii*) leur écotoxicité. Dans le cadre du projet CABRRES, d'autres campagnes vont être réalisées pour apporter des éléments supplémentaires sur les interactions entre les micropolluants et les particules. Ces données seront utilisées par la suite pour le développement d'un modèle numérique permettant de suivre le devenir des micropolluants dans le bassin de rétention et ainsi pouvoir apporter des indications pour améliorer la maintenance de ces structures. D'un point de vue opérationnel, ce travail a pour but de proposer des préconisations sur la fréquence de curage et d'identifier les zones de dépôts à curer en priorité au sein de l'ouvrage.

REMERCIEMENTS

L'étude présentée dans cet article s'inscrit dans la thématique « environnements, natures, écotecnologies » du laboratoire d'excellence IMU (Intelligence des Mondes Urbains). Les auteurs remercient le projet ANR CABRRES pour le financement de cette recherche, l'OTHU (Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine) pour le soutien scientifique et la Direction de l'Eau du Grand Lyon pour la mise à disposition des sites.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Angerville R., Perrodin Y. & Emmanuel E (2013). Ecotoxicological risk assessment of stormwater: a methodological framework for their discharging into a watercourse. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 10, 2670-2687.
- Becouze C., Wiest L., Baudot R., Bertrand-Krajewski J.-L., Cren-Olive C. (2011): Optimisation of pressurised liquid extraction for the ultra-trace quantification of 20 priority substances from the European Water Framework Directive in atmospheric particles by GC-MS and LC-FLD-MS/MS. *Analytica Chimica Acta*. 693, 47-53.
- Becouze-Lareure C., Bazin C., Namour P., Breil P., Perrodin Y., (2012). Multi-level approach of the ecotoxicological impact of a combined sewer overflow on a peri-urban stream. *Journal of Water Resource and Protection*, 4(11) 984-992.
- Durand C. (2003). *Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origines et devenir des métaux traces et des polluants organiques*. Thèse de doctorat. Université de Poitiers: Nantes, 268 p.
- Ellis B., Marsalek J. and Chocat B. (2005). *Article 97: Urban water quality*. Encyclopedia of hydrological science. Edited by M G Anderson, John Wiley & sons. 10 p.
- El-Mufleh A., Béchet B., Ruban V., Legret M., Clozel B., Barraud S., Gonzalez-Merchan C., Bedell J-P., Delolme C. (2013). Physical and chemical characterizations of contaminated sediments from two urban stormwater infiltration basins – A synthesis of two decades of works and recommendations for sediment management in the framework of the French observatory for urban hydrolog. *Environmental Science and Pollution Research*. 21(8), 5329-5346
- Färm C. (2002). Evaluation of the accumulation of sediment and heavy metals in a stormwater detention pond. *Water Science and Technology*. 45 (7), 105-112.
- Gonzalez-Merchan C., Perrodin Y., Sébastien C., Bazin C., Winiarski T., Barraud S. (2014). Ecotoxicological characterization of sediments from stormwater retention basins. *Water science technology*. 69(5), 1045-1051.
- Gy P.M. (2004). Sampling of discrete materials—a new introduction to the theory of sampling. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 74, 7– 24.
- Iannuzzi, T.J., Huntley, S.L., Schmidt, C.W., Finley, B.L., McNutt, R.P., Burton, S.J. (1997). Combined sewer overflows (CSOs) as sources of sediment contamination in the lower Passaic River, New Jersey. I. Priority pollutants and inorganic chemicals. *Chemosphere* 34(2):213-231.
- ISO 14371 (2012). Water quality -- Determination of fresh water sediment toxicity to *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda).
- Jacopin, C., Bertrand-Krajewski, J.L. and Desbordes, M. (1999). Characterisation and Settling of Solids in an Open, Grassed, Stormwater Sewer Network Detention Basin. *Water Science and Technology*. 39 (2), 135-44.

- Lee P.K., Touray J.C., Baillif P., Ildefonse J.P. (1997). Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. *The Science of the Total Environment* 201, 1-15.
- Li Y., Deletic A. and Fletcher T.D. (2007). Modelling wet weather sediment removal by stormwater constructed wetlands: Insights from a laboratory study. *Journal of Hydrology*. 338, 285– 296.
- Marsalek J. and Marsalek P.M. (1997). Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Science and technology*. 36(8-9), 117-122.
- Marsalek J., Watt W-E., Henry D. (1992). Retrofitting stormwater ponds for water quality control. Water Pollution Research. *Journal of Canada*. 27(2), 403-422.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. *Circulaire n° 2000-62 du 14 juin 2000 relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire défini par l'arrêté interministériel*. Texte non paru au Journal officiel
- NMHSPE (2000). *Circular on target values and intervention values for soil remediation*. The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. [en ligne] <http://www.vrom.nl/>
- Norme AFNOR (1991). Dsols: reconnaissance et essais - Détermination de la masse volumique de particules solides des sols. Méthode du pycnomètre à eau. NF P94-054
- Norme AFNOR (2000) Caractérisation des boues - Détermination de la perte au feu de la matière sèche. NF EN 12897
- Norme AFNOR (2009) Analyse granulométrique—Méthodes par diffraction laser. NF ISO 13320
- Norme AFNOR (2009) Qualité de l'eau—Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES). NF EN ISO 11885
- Persson J, Wittgren HB (2003) How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds? *Ecol Eng* 21(4-5):259-269
- Petavy F. (2007). *Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial*. Thèse de doctorat. Ecole centrale de Nantes et Université de Nantes: Nantes, 317 p.
- Ruban V., Arnaud G., J-Y, Viau, Conil P (2009). Traitement et valorisation des sédiments issus des bassins de gestion des eaux pluviales. *Techniques Science et méthodes*.6:101-107
- Ruban V., Baladès J.D., Béchet B., Clozel B., Conil P., Delolme C., Durand C., Heyvang I., Viau J.Y. (2005). *Caractérisation et gestion des sédiments de l'assainissement pluvial*. LCPC, Etudes et recherches des laboratoires ponts et Chaussées. 152 p.
- Sébastien C. (2013). *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants*. Thèse de doctorat en hydrologie urbaine. Lyon: INSA de Lyon, 354 p.
- Silkeborg Municipality (2009). *Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes*. TREASURE LIFE06 ENV/DK/000229 1/87. October 1, 2009. Can be downloaded at: <http://www.life-treasure.dk/index.html>.
- Somes N.L.G., Fabian J., Wong T.H.F. (2000) Tracking pollutant detention in constructed stormwater wetlands. *Urban Water*. 2(1):29-37
- Torres A. (2008). *Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage reel de grande taille: elements de réflexion pour le suivi et la modélisation*. Thèse de doctorat. INSA de Lyon: Lyon, 374 p.
- Weinstein J.E., Crawford K. D., Garner T.R., Flemming A.J. (2010). Screening-level ecological, and human health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater detention pond sediments of Coastal South Carolina, USA. *Journal of Hazardous Materials*. 178, 906-916.
- Yan H., Lipeme Kouyi G., Gonzalez-Merchan C., Becouze-Lareure C., Sebastian C., Barraud S., Bertrand-Krajewski J.L. (2014) CFD modeling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormwater detention and settling basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 5347-5356.
- Yousef Y., Hvitved-Jacobsen T., Harper H., Lin L. (1990). Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. *The Science of the Total Environment* .93, 433-440. 1994
- Yousef YA, Lin LY, Win L, Hvitved-Jacobsen T (1994) Transport of heavy metals through accumulated sediments in wet ponds. *The Science of the Total Environment*. 146-147:485-491.

Caractérisation microbiologique et risques sanitaires associés aux sédiments dans le bassin de rétention de Django-Reinhardt (Chassieu, Rhône)

Bernardin Claire¹, Barraud Sylvie², Bécouze Céline², Gonzalez-Merchan Carolina², Blaha Didier¹, Cournoyer B.¹

¹ UMR5557 Ecologie Microbienne (université de Lyon)

² LGCIE (INSA de Lyon)

claire.bernardin@univ-lyon1.fr

RÉSUMÉ

L'utilisation des bassins de rétention pour le traitement des eaux urbaines se développe depuis de nombreuses années. Cependant ces sites pourraient sélectionner et favoriser le développement d'actinomycètes pathogènes. Ces derniers participeraient à la bio-dégradation des contaminants chimiques mais pourraient aussi augmenter les dangers sanitaires associés à ce procédé de gestion des eaux de ruissellement en milieu urbain. Dans le cadre du projet ANR CABRES^a, nous nous sommes intéressés au développement de pathogènes opportunistes dans les sédiments accumulés et les eaux du bassin de retenue de Django Reinhardt. Nous avons pu observer que le bassin était très fortement contaminé en bactéries d'origine fécale alors qu'il ne reçoit *a priori* pas d'eaux usées. Pour les bactéries pathogènes, les concentrations en *Nocardia like* cultivables obtenues indiquent qu'elles sont abondantes, adaptées à cet environnement et réparties de façon relativement homogènes à l'intérieur du bassin. Concernant *Pseudomonas aeruginosa* et *Aeromonas caviae*, elles sont également détectées dans le bassin de retenue. *P. aeruginosa* ne survivrait que très peu dans les sédiments lors de temps sec et la source de contamination du bassin pourrait se faire via l'eau d'entrée du bassin. Les *A. caviae*, survivent bien dans le sédiment et semblent adaptées à cet environnement. Afin de tester le rôle du bassin dans la capture de pathogènes, des contrôles de qualité des eaux de sortie par temps de pluie doivent être menés et les particules porteuses identifiées de manière à connaître le rôle potentiel de l'hydrodynamique sur leur entraînement.

MOTS CLES

Bactéries pathogènes opportunistes, Bassin de rétention, Hydrocarbures, *Nocardia*, Sédiments.

INTRODUCTION

L'utilisation des bassins de rétention comme méthode alternative au traitement des eaux urbaines se développe depuis de nombreuses années. Cependant, il existe peu de travaux de recherche portant sur l'analyse de leur qualité microbiologique et sur l'exposition (i) des opérateurs de ces dispositifs et (ii) des populations environnantes à des formes microbiennes pathogènes qui pourraient être favorisées par ce type de procédé. Il n'existe pas à ce jour d'indicateurs fiables de la dangerosité des micro-organismes présents dans ces bassins en fonction des contaminants chimiques rencontrés. En 2010, le LEM^b en partenariat avec le LGCIE^c a étudié les risques microbiologiques de ces ouvrages. La présence d'agents pathogènes de l'homme du genre *Nocardia* a été démontrée. De nombreuses espèces de ce genre bactérien sont pathogènes pour l'animal et l'homme (McNeil et al., 1994, Barry et al., 2007). De récents travaux ont montré que les *Nocardia* et d'autres actinomycètes qui ont des propriétés de surface hydrophobes, sont associés aux sites pollués par des hydrocarbures (e. g. Mycobactéries non tuberculeuses, Derz et al. 2004, Khan et al., 1997, Quatrini et al., 2008, Nhi-cong et al., 2010). De tels sites pourraient donc sélectionner et favoriser le développement de ces actinomycètes pathogènes qui participeraient à la bio-dégradation des contaminants chimiques mais qui pourraient augmenter les dangers sanitaires associés à ce procédé de gestion des eaux de ruissellement en milieu urbain. Dans le cadre du projet ANR CABRES, nous allons essayer de répondre aux objectifs suivant (i) évaluer l'incidence du bassin de retenue sur la prévalence d'actinomycètes pathogènes de l'homme, (ii) étudier la répartition spatiale de ces pathogènes en fonction de la composition chimique des sédiments, (iii) étudier la virulence d'isolats d'espèces pathogènes de *Nocardia* sur modèle animal et (iiii) mettre en place des indicateurs prédictifs de la présence de souches pathogènes en fonction des contaminants chimiques détectés

^a ANR CABRES : Caractérisation chimique, microbiologique, éco-toxicologique et spatio-temporelle, des contaminants des Bassins de Retenue des eaux pluviales urbaines : évaluation et gestion des Risques Environnementaux et Sanitaire associés.

^b LEM : Laboratoire d'Ecologie Microbienne

^c LGCIE : Laboratoire de Génie Civil et Ingénierie Environnementale

L'article que nous proposons a pour but d'avancer sur la première partie de la problématique à savoir le développement de ces actinomycètes pathogènes dans les sédiments accumulés et les eaux d'un bassin de retenue. Nous ne présenterons donc dans ce court article uniquement une description biologique et nullement les données chimiques obtenues ou leurs influences potentielles sur le développement microbien.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Depuis plusieurs années, il a été établi que les eaux pluviales urbaines étaient contaminées en métaux, hydrocarbures, pesticides, agents chimiques et biologiques (Chebbo 1992, Rossi 1998, Scholes 2008, Zgheib 2009). On assiste depuis 30 ans au développement des techniques alternatives, la plus répandue dans le monde étant les bassins de retenue/décantation à ciel ouvert comme le bassin de Django Reinhardt (Urbonas 1994). Au sein de ces ouvrages, un dépôt important et fortement contaminé peut se créer (McCuen 1980, Randall 1983, Jocopin 1999, Torres 2008). Cependant lors de fortes pluies, il peut y avoir une remise en suspension de ces sédiments. Etant donné que la phase colloïdale serait importante pour la fixation d'agents bactériens (Randall 1983, US EPA 1986, Zhao et al 2014), qu'il existe un lien possible entre le développement de bactéries en fonction des HAP (Ridway 1990, Foght 1996, Chavan & Mukherji 2008), nous pouvons nous demander s'il existe un risque pour les populations vivant autour des bassins de rétention, comme cela a pu être fait pour l'exposition au HAP (Weinstein 2010). Il est alors important d'étudier dans les bassins de rétention à ciel ouvert, l'interaction entre la phase particulaire, les bactéries et les polluants prioritaires.

MATERIEL ET METHODE

Site d'étude

Le bassin étudié est celui de Django Reinhardt situé sur le Grand Lyon et instrumenté dans le cadre de l'OTHU^d. Le bassin versant industriel de 185 ha est imperméabilisé à 75%, et le bassin de rétention à une surface au sol de 1ha environ avec un volume de 32000 m³. Ce bassin ne reçoit *a priori* que des eaux pluviales (réseau séparatif pluvial ce n'est donc pas un réseaux unitaire) et de faibles débits de temps sec « théoriquement » propres issus de process industriels de la zone (eaux de refroidissement par exemple).

Campagne de prélèvements

Des prélèvements (par temps sec et temps de pluie) ont été effectués en octobre 2013 au niveau du bassin de retenue après son curage. Ils ont été réalisés selon le plan d'échantillonnage de la figure 1.

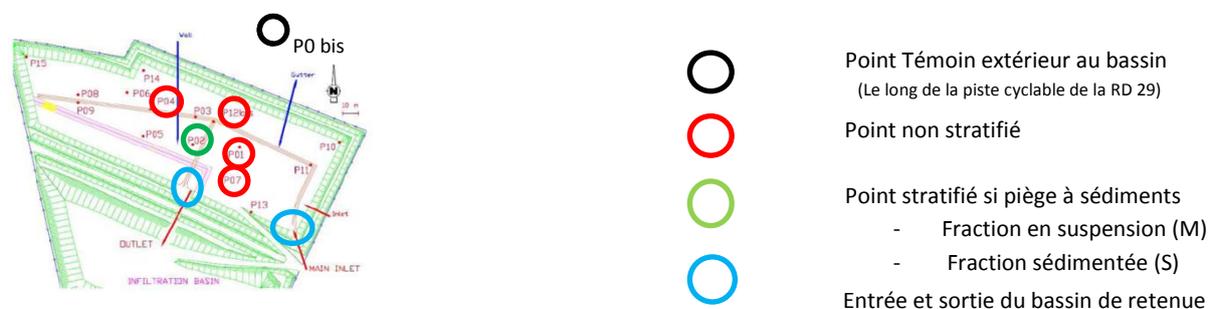


Figure 1 : Plan d'échantillonnage sur le bassin de retenue pilote

Par temps sec, une première campagne a été réalisée sur les sédiments accumulés du bassin en 6 points (Fig 1, P0bis (témoin), P1, P2, P4, P7 et P12). Par temps de pluie et pour une pluie s'échelonnant sur 2 jours les eaux d'entrée ont été prélevées en 2 fois (échantillons EE1 et EE2). Un piège (bac contenant des alvéoles) installé au point P2, choisi pour être un des points les plus critiques vis-à-vis de sa contamination chimique, a permis de recueillir les eaux représentatives de la colonne d'eau en ce point par temps de pluie. Deux échantillons ont pu être analysés pour identifier quelle était la phase potentiellement porteuse de la contamination : l'un relatif au mélange (M) eau (contenue dans les alvéoles) + sédiment (décanté au fond du bac), l'autre ne contenant que la matière solide (S) obtenue par décantation des eaux.

Analyses

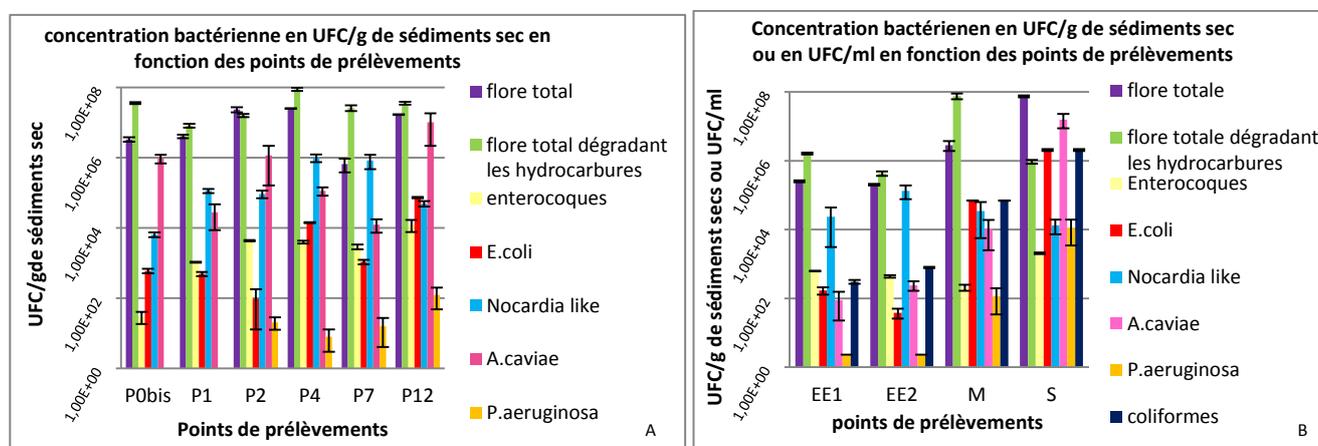
Sur ces échantillons des analyses de microbiologie traditionnelle par approches cultivables, par MPN-PCR^e et par PCR classique ont été utilisées. Des profilages taxonomiques ont été effectués par métagénomique « rrs » en partenariat avec la société DNAvision sur des sédiments « anciens » (2010). Ces analyses ont permis de définir les contours du microbiote « urbain » retrouvé dans les bassins de retenue suite à une longue accumulation de sédiments. Nous avons ainsi dressé la liste des espèces bactériennes dominantes pathogènes que nous avons sélectionnées pour les études de dynamiques spatio-temporelles. Ces bactéries sont, les indicateurs classiques (*E. coli* et entérocoques intestinaux) de la présence d'agents pathogènes d'origine fécale, *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas caviae* et *Nocardia*. L'identification des bactéries est faite par étalement-dilution pour les *Nocardia* sur milieu BH supplémenté en hydrocarbures (diesel, sans plomb, 1:1), pour les entérocoques et *E. coli* sur BCIG et pour la flore totale sur du TSA. La technique de MPN-PCR est utilisée pour identifier les *Pseudomonas aeruginosa* en utilisant le milieu LB irgasan et pour les *Aeromonas caviae* avec le milieu Havelaard. L'identification par PCR se fait avec les amorces du tableau 1 en utilisant le thermocycleur Mastercycler (ependorf, Allemagne).

Tableau 1. Identification des amorces par PCR

Organisme cible	Amorces	Séquences (5'-3')	Taille du fragment	Tm	références
<i>Aeromonas caviae</i>	F5859-tpmAcavf F5860-tpmAcavr	CTGGCTGCGTGAGCAGGG GCAGATCGGCGTGCCGGTG	150 pb	62°C	Equipe BPOE, communication personnel
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	F24930-ecfXF F24931-ecfXR	ATGGATGAGCGCTTCGGTG TCATCCTTCGCTCCCTG	528 pb	58°C	Lavenir et al, 2007
<i>Nocardia</i>	NG1 NG2	ACCGACCACAAGGGGG GGTTGAAACCTCTTTTCA	596 pb	55°C	Laurent et al, 1999
<i>Nocardia cyriacigeorgica</i>	qIG20ltF qIG20ltR	ACGCTGGAACGAGGGAGACAC GTGCGGTGACGCCATAGTC	172 pb	68°C	Thèse d'A. Zoropogui, 2011
<i>Nocardia farcinica</i>	NfartF NfartR	GGCGAGCCAGTACCATTAA AAGCCACGACCTGTTTC	283 pb	61°C	Hasegawa et al 2007
entérocoques	F6424-EnteroECST748F F625-EnteroENC854R	AGAAATTCCAAACGAACCTTG CAGTGCTCTACCTCATCATT	92pb	60°C	Haugland et al 2005

RESULTATS ET DISCUSSION

Lors de la campagne de prélèvement par temps sec, nous nous sommes intéressés au nombre de bactéries totales cultivables dans les différents points de prélèvements et aux bactéries capables de dégrader les hydrocarbures aux mêmes points. Les sédiments sont riches en bactéries cultivables et elles sont largement adaptées à l'utilisation des hydrocarbures comme source de carbone. L'abondance en bactéries marqueurs classiques de contaminations fécales pour chaque point avec l'étude d'*E. coli*, des Enterocoques et des coliformes fécaux a été exploré. Les résultats montrent que le bassin est très fortement contaminé en bactéries d'origine fécale alors qu'il ne reçoit *a priori* pas d'eaux usées. Cela montre une fois de plus la séparation médiocre des réseaux séparatifs. En ce qui concerne les bactéries pathogènes, les concentrations en *Nocardia like* (pathogènes ou non) cultivables obtenues indiquent qu'elles sont abondantes, adaptées à cet environnement et réparties de façon relativement homogènes à l'intérieur du bassin. Elles sont également présentes en PO donc présentes dans l'environnement urbain même si c'est en de plus faibles proportions. Concernant *P.aeruginosa* et *A.caviae*, elles sont également détectées dans le bassin de retenue.



^d OTHU : Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine

^e MPN- PCR : Most Probable number- Polymerase Chain Reaction (nombre le plus probable- polymérisation en chaîne)

Figure 1. Concentration bactérienne en fonction des points de prélèvements par temps sec (A) et par temps de pluie (B)

Lors des campagnes de temps de pluie, la contamination d'origine fécale a été détectée dans l'eau d'entrée du bassin (EE1 et EE2) ce qui corrobore l'hypothèse d'apports en eaux usées par le réseau d'alimentation d'eaux pluviales, cependant une contamination par des fèces animaux ne peut être écarté. En ce qui concerne les concentrations en bactéries pathogènes, une forte abondance en *Nocardia* a été trouvée dans le bassin au niveau du piège aussi bien dans le mélange eau + sédiments (M) que dans les solides décantés(S) ou que dans les eaux d'entrée (EE1 et EE2). Ainsi, même si une partie des *Nocardia like* est piégée dans les sédiments, une part pourrait rester en suspension et être entraînée vers la sortie du bassin. Des contrôles de qualité des eaux de sortie par temps de pluie doivent donc être menés et les particules porteuses identifiées de manière à connaître le rôle potentiel de l'hydrodynamique sur leur entraînement. En ce qui concerne *P. aeruginosa*, sa présence a été détectée dans les eaux d'entrée (EE1 et EE2) ainsi qu'une forte concentration dans la partie sédimentée (S) et la fraction en suspension(M) du piège. La contamination du bassin par *P.aeruginosa* qui est connue pour être une bactérie préférentiellement hydrique, pourrait donc se faire via l'eau d'entrée du bassin. En ce qui concerne les *A. caviae* nous en retrouvons peu dans les eaux d'entrée mais il y a une forte accumulation dans les sédiments (S). La valeur obtenue en temps sec dans P2 indique que ces bactéries survivent bien dans le sédiment et semble adaptées à cet environnement.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Nous voulions étudier le développement d'actinomycètes pathogènes et de pathogènes opportunistes dans les sédiments accumulés et les eaux du bassin de retenue de Django-Reinhardt. Les données obtenues montrent que dès les premières semaines de mise en route de ce type de bassin, les bactéries pathogènes ont la capacité à s'y installer, à pouvoir potentiellement survivre et que les événements pluvieux représentent probablement une source d'entrée de ces bactéries pathogènes. Nous pouvons nous demander si l'installation de ces bactéries est durable ou transitoire, si le bassin de rétention joue bien son rôle de capture des pathogènes et si les polluants contenus dans le bassin n'impacterait pas la flore bactérienne. Il faudrait alors que l'on fasse le lien avec les polluants présents par analyse statistique et que nous fassions de la métagénomique sur le bassin pour suivre les populations bactériennes dans le temps.

REMERCIEMENTS

OTHU pour la mise à disposition du site, IMU et ANR CABRRES pour le soutien financier, Carine Commun, Sébastien Ribun, Amine Boukerb, Laurence Marjolet, Evelyne Borges, pour l'aide durant les manipulations.

BIBLIOGRAPHIE

- Barry DP, Beaman BL. *Nocardia asteroides* strain GUH-2 induces proteasome inhibition and apoptotic death of cultured cells. *Research Microbiology*, 2007, 158: 86–96.
- Chavan A, Mukherji S. Treatment of hydrocarbon-rich wastewater using oil degrading bacteria and phototrophic microorganisms in rotating biological contactor: Effect of N:P ratio. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 154: 63–72
- Chebbou G. Solides des rejets urbains de temps de pluie : caractérisation et traçabilité. Thèse de doctorat, ENPC, Paris, Mars 1992, 450 p.
- Derz K, Klinner U, Schuphan I, Stackebrandt E, Kroppenstedt RM. *Mycobacterium pyrenivorans* sp. nov., a novel polycyclic-aromatic-hydrocarbon-degrading species. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2004, 54: 2313-7.
- Foght JM, Westlake DW, Johnson WM. and Ridgway HF. Environmental gasoline-utilizing isolates and clinical isolates of *Pseudomonas aeruginosa* are taxonomically indistinguishable by chemotaxonomic and molecular techniques. *Microbiology*, 1996, 142:2333-40
- Hasegawa T, Gonoï T, Ito J, Kogure T, Yazawa K, Mikami Y. Identification of *Nocardia farcinica* by a PCR primer amplifying a specific DNA band for the bacterium. *Nihon Ishinkin Gakkai Zasshi*, 2007, 48: 173-5.
- Haugland RA, Siefring SC, Wymer LJ, Brenner KP, Dufour AP. Comparison of *Enterococcus* measurements in freshwater at two recreational beaches by quantitative polymerase chain reaction and membrane filter culture analysis. *Water Research*, 2005, 39 : 559–568
- Khan ZU, Neil L, chandy R, Chugh TD, Al-Sayer H, Provost F, Boiron P. *Nocardia asteroides* in the soil of Kuwait. *Mycopathologia*, 1997, 137: 159-63.
- Laurent FJ, Provost F, and Boiron P. Rapid Identification of Clinically Relevant *Nocardia* Species to Genus Level by 16S rRNA Gene PCR. *Journal of Clinical Microbiology*, 1999, 37: 99–102.
- Lavenir R, Jocktane D, Laurent F., Nazaret S., Cournoyer B. Improved reliability of *Pseudomonas aeruginosa* PCR detection by the use of the species-specific ecfX gene target. *Journal of Microbiology Methods*, 2007, 70: 20-29.
- Nhi-Cong LT, Mikolasch A, Awe S, Sheikhany H, Klenk HP, Schauer F. Oxidation of aliphatic, branched chain, and aromatic hydrocarbons by *Nocardia cyriacigeorgica* isolated from oil-polluted sand samples collected in the Saudi Arabian Desert. *Journal of Basic Microbiology*, 2010, 50: 241-253.
- McNeil MM, Brown JM. The medically important aerobic actinomycetes: epidemiology and microbiology. *Clin Microbiol Rev*. 1994, 7: 357-417.
- Ridgway HF, Safarik J, Phipps D, Carl P and Clark D. Identification and catabolic activity of well-derived gasoline-degrading bacteria from a contaminated aquifer. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, 56: 3565-3575
- Rossi L. QUALITÉ DES EAUX DE RUISSELLEMENT URBAINES. Thèse de doctorat, EPFL, lausanne, 1998
- Scholes L, Revitt DM, Ellis JB. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management*, 2008, 88: 467–478
- Quatrini P, Scaglione G, De Pasquale C, Rielà S, Puglia AM. Isolation of Gram-positive n-alkane degraders from a hydrocarbon-contaminated Mediterranean shoreline. *Journal of applied microbiology*, 2008, 104: 251-9.
- Urbanas B. ASSESSMENT OF STORMWATER BMPs AND THEIR TECHNOLOGY. *Water Science & Technology*, 1994, 29: 347-353.
- Zoropogui A. Analyse du génome de *Nocardia cyriacigeorgica* GUH-2 : plasticité génétique et métabolisme secondaire d'un pathogène opportuniste. Thèse de doctorat, UCBL, Lyon, septembre 2011.

Évaluation spatiale du risque d'inondation par croisement de l'aléa et de la vulnérabilité des enjeux : application aux inondations du Grand Lyon

Soto D., Renard F.

Université de Lyon, Université Jean Moulin Lyon 3, UMR 5600 CNRS Environnement Ville Société, 18, rue Chevreul, 69007 Lyon, France.

RÉSUMÉ

Longtemps focalisée sur la maîtrise de l'aléa, la gestion du risque a évolué ces dernières années en se tournant vers la notion de vulnérabilité territoriale. Les premières études sur le sujet se sont révélées peu adaptées pour une application concrète, avec de nombreuses lacunes, notamment sur le Grand Lyon, territoire d'expérimentation de cette étude. En particulier, on remarque un recensement incomplet ou inadéquat des enjeux présents sur le territoire, une absence ou une faiblesse de pondération de ces derniers en fonction de leur vulnérabilité, et des croisements avec les périmètres d'aléas non satisfaisants. Ce travail propose ainsi un mode opératoire qui permet d'acquérir une connaissance précise de la vulnérabilité territoriale, déclinable à tous types d'aléas et applicable à tous territoires. Dans le cadre de cette étude, cette méthodologie sera appliquée aux aléas inondations par débordements de fleuves et par ruissellement pluvial, en prenant en compte les périmètres définis par le Plan Local d'Urbanisme et le Plan de Prévention des Risques Naturels pour les inondations du Rhône et de la Saône. Celle-ci se fonde sur un recensement des enjeux présents sur le territoire, qui tend à l'exhaustivité, et sur une évaluation de leur vulnérabilité, en recourant à une méthode d'aide à la décision hiérarchique multicritère et à des entretiens semi-dirigés avec les acteurs locaux. Enfin, pour une perspective globale du risque, la vulnérabilité territoriale des enjeux est croisée avec les périmètres d'aléas, en respectant la répartition spatiale de ces deux composantes et en faisant appel à des opérations géomatiques ainsi qu'à une sémiologie novatrices.

MOTS CLÉS

AHP, débordement, ruissellement, SIG, vulnérabilité territoriale

INTRODUCTION

Le territoire de la communauté urbaine de Lyon (Grand Lyon), au nord du couloir Rhodanien, dans le Sud-Est de la France, concentre 1,3 millions d'habitants. Ce territoire est particulièrement exposé à plusieurs types d'aléas d'origines diverses. Le plus majorant, en termes de dégâts et de coûts (Agence d'urbanisme pour le développement de l'agglomération lyonnaise, 2005), est l'aléa technologique, lié à la présence de 30 installations classées à risque, selon la directive Seveso II (Bethemont *et al.*, 1997). Entre ces établissements s'organise une intense circulation de matières dangereuses, essentiellement par voies routières, mais aussi ferroviaires, fluviales, ou par l'intermédiaire de canalisations souterraines (Donze, 2005). Il existe aussi un risque nucléaire, avec trois centrales situées entre 30 et 50 km du cœur urbain, ainsi qu'un risque biologique, avec le laboratoire P4 Jean Mérieux (de niveau de sécurité le plus élevé en France), situé dans le Sud de Lyon (7^{ème} arrondissement). Cependant, les aléas les plus récurrents sont d'origine naturelle, avec le risque géologique (mouvement ou glissement de terrain), mais surtout celui d'origine hydrique. En effet, le risque d'inondation est le plus fréquent et le plus coûteux des risques sur le territoire du Grand Lyon (Renard, 2010), tout comme dans la majorité du reste du monde (UNISDR, 2011; Jongman *et al.*, 2012). L'aléa « inondation » peut-être provoqué par des débordements du Rhône ou de la Saône, les deux principaux cours d'eau du Grand Lyon, à cinétique lente mais de grande envergure. Des crues éclaircies à caractère torrentiel (Marchi *et al.*, 2011 ; Tarolli *et al.*, 2012) sont également possibles sur tout l'Ouest lyonnais, parcouru par de multiples ruisseaux affluents du Rhône, caractérisés par leurs fortes pentes. L'inondation par ruissellement pluvial urbain pose beaucoup de problèmes dans le centre du Grand Lyon, mais aussi dans l'Est lyonnais, en plaine, dépourvu de réseau hydrographique naturel et fortement imperméabilisé. Enfin, des inondations sont possibles dans le centre urbain après de fortes pluies, liées à la remontée de la nappe phréatique. Pratiquement tout le Grand Lyon est donc susceptible d'être impacté par une submersion des enjeux de son territoire.

Si les aléas (phénomènes physiques de nature, d'intensité et d'occurrence données) associés à ces risques sur le territoire lyonnais ont fait l'objet de très nombreuses études spécifiques (Lipeme-Kouyi *et al.*, 2011 ; Lepioufle *et al.*, 2012 ; Becouze-Lareur *et al.*, 2012), les études plus récentes portent sur l'étude de la vulnérabilité territoriale du Grand Lyon. Elles sont cependant rares et ont en commun d'être relativement perfectibles. D'un point de vue général, la vulnérabilité est considérée comme la propension d'une société donnée à subir des dommages ou des dysfonctionnements en cas de manifestation d'un phénomène naturel ou anthropique (D'Ercole *et al.*, 1994). Dans cette étude, nous nous sommes précisément intéressés au système territorial, dans la continuité des travaux d'Haziza (2007), pour qui la vulnérabilité est une réponse territoriale à l'aléa. En effet, au sein de tout territoire se retrouvent des enjeux humains, matériels et environnementaux, qui permettent son fonctionnement, mais qui peuvent également interagir pour engendrer et diffuser leur vulnérabilité en dehors de la zone affectée (D'Ercole *et Metzger*, 2009).

Cette étude se propose ainsi de mettre au point une méthodologie de gestion des risques d'inondation centrée sur la vulnérabilité territoriale. Celle-ci sera appliquée au Grand Lyon, mais elle présente la particularité d'être transposable à n'importe quel territoire. La notion de risque est perçue ici comme l'éventuelle occurrence d'un aléa sur des enjeux potentiellement vulnérables (IPCC, 2001a et 2001b ; Kron, 2002 ; Renard, 2010 ; UNISDR, 2011 ; Caradot *et al.*, 2011, par exemple).

L'évaluation de la vulnérabilité territoriale repose sur un recensement le plus complet possible des enjeux du territoire, puis une méthode d'aide à la décision, fondée sur le jugement d'experts, permet d'en évaluer leur vulnérabilité. Les résultats sont retranscrits sous la forme de cartes, par l'intermédiaire d'un SIG, à l'aide d'opérations de géo-traitements. L'explication de cette méthode concrète, à vocation opérationnelle et pouvant aussi bien servir aux chercheurs qu'aux acteurs et aux élus locaux, fait l'objet de la première partie, avec une application aux aléas d'inondations urbaines du Grand Lyon dans la deuxième partie. Enfin, la dernière partie constitue une proposition d'appariement de l'extension spatiale de l'aléa avec les fonctions de vulnérabilité, par laquelle il devient possible de visualiser et d'analyser le risque d'inondation sur le territoire lyonnais.

1. UNE MÉTHODE HIÉRARCHIQUE MULTICRITÈRE D'AIDE A LA DÉCISION POUR L'ANALYSE DE LA VULNERABILITÉ TERRITORIALE

1.1. La diversité des évaluations de la vulnérabilité urbaine et leurs limites

Les tentatives d'évaluation de la vulnérabilité urbaine sont nombreuses et méthodologiquement diverses (Provitolo, 2002, 2006 ; Rufat, 2007, 2009 ; Fedeski et Gwillian, 2007 ; Kazmierczak et Cavan, 2011). La plupart de ces études se bornent généralement à la prise en compte de la densité résidentielle, et les études plus complètes sont très rares (Leone, 2007). En effet, d'après Griot (2003), « l'analyse d'une vingtaine d'études de vulnérabilité montre qu'elles ne tiennent souvent pas compte de l'ensemble des éléments vulnérables ». En effet, les enjeux matériels et les enjeux environnementaux sont généralement exclus de ces évaluations, et se résument bien souvent à l'analyse du nombre de résidents par communes ou, dans de rares cas, par découpages administratifs plus fins. En outre, l'applicabilité opérationnelle de ces études est souvent limitée, contrainte notamment par des lacunes au niveau de l'échelle d'étude et par le type des enjeux utilisés.

Ainsi, cette étude, fondée sur le Grand Lyon, tente une démarche plus complète, qui englobe la quasi-totalité des enjeux présents sur ce territoire. Si les aléas associés aux risques locaux ont fait l'objet de nombreux travaux, les études portant sur la vulnérabilité territoriale sont rares et présentent des faiblesses méthodologiques (Combe, 2007 ; Rufat, 2007 ; Renard et Chapon, 2010). Cette évaluation de la vulnérabilité territoriale du Grand Lyon doit être objective et les conclusions doivent être partagées par le plus grand nombre afin d'aboutir à un consensus en vue d'une application opérationnelle. Pour cela, des processus d'aide à la décision reposant sur des méthodes hiérarchiques multicritères et le jugement d'experts sont utilisés.

1.2. Choix d'une méthode d'aide à la décision pour l'évaluation de la vulnérabilité des enjeux du territoire

Les méthodes d'aide à la décision interviennent pour faciliter les problèmes de choix de différentes alternatives, de décision ou d'évaluation dans des situations complexes, où plusieurs critères qualitatifs et quantitatifs entrent en jeu. Elles permettent d'en agréger plusieurs avec l'objectif de sélectionner une ou plusieurs actions, options ou solutions. Plusieurs processus d'aide à la décision existent, dont les méthodes hiérarchiques multicritères. Ces

dernières, que nous utilisons, consistent à ordonner les alternatives sur la base soit d'un critère unique, soit de différents critères appréhendés dans leur pluralité (i.e. approche multicritère).

L'objectif de cette étape est d'évaluer la vulnérabilité des enjeux du Grand Lyon face à l'aléa submersion. Il est donc nécessaire de recourir à une procédure de classement. Dans cet objectif, trois approches opérationnelles non spécifiques d'un type de problème de décision sont classiquement reconnues et fondées sur le jugement d'expert (agrégation complète transitive, agrégation partielle et méthodes agrégatives – Cherqui, 2005 ; Roy, 1985 ; Schärli, 1985). L'utilisation d'une méthode plutôt qu'une autre est définie par des paramètres principaux tels que les objectifs, la simplicité d'utilisation, la finesse de l'évaluation, la flexibilité, le temps nécessaire à leur mise en œuvre et le retour d'expérience. Après une évaluation de ces différentes techniques (Renard, 2010), notre choix s'est tourné vers l'*Analytic Hierarchy Process* (AHP - Saaty, 1980). Cette méthode présente l'avantage d'être relativement souple et adaptable. En outre, il s'agit de la seule méthode qui permette de vérifier en rétroaction la cohérence de l'ensemble des jugements de comparaison.

L'AHP est une théorie de mesure de critères d'une situation donnée, fondée sur la dérivation de priorités d'importance relative à partir de comparaisons par paires d'alternatives homogènes partageant un attribut commun (Saaty, 1994 ; Kendrick et Saaty, 2007). Cette méthode emprunte à l'approche systémique (focalisation sur le fonctionnement de l'ensemble) et à l'approche déductive (interrelation des parties) pour structurer une situation complexe en différents éléments pouvant interagir les uns avec les autres, afin de les quantifier pour leur attribuer des valeurs relatives à leurs impacts sur le système global (Griot, 2003). Cette quantification des valeurs des différents éléments repose sur l'expérience et le jugement d'experts, pour, à terme, obtenir des pondérations des différentes composantes (Saaty, 1980) : ici, les fonctions de vulnérabilité.

Cette méthode d'analyse hiérarchique multicritère repose sur cinq étapes principales, qui vont être mises en œuvre dans la partie suivante :

- Description détaillée du système et des enjeux du territoire pour caractériser, synthétiser et décomposer la situation complexe ;
- Construction des hiérarchies afin d'organiser les enjeux pour répondre à la problématique, ceci de manière structurée et complète ;
- Réalisation d'entretiens semi-dirigés, où les experts concernés se prononcent par comparaison binaire sur les enjeux leur semblant posséder une vulnérabilité à la submersion plus élevée que les autres ;
- Validation de la cohérence des réponses des experts et calcul de la pondération des enjeux ;
- Agrégation des réponses fournissant les fonctions de vulnérabilité.

2. APPLICATION GÉOMATIQUE DE LA MÉTHODE AU GRAND LYON

2.1. Hiérarchisation structurée du système

Une décomposition hiérarchique a été créée, avec les acteurs locaux, afin d'avoir une description globale de la situation (Tixier *et al.*, 2006). Une hiérarchie spécifique à ce territoire a ainsi été construite, fondée sur une typologie combinant les trois principales classes d'enjeux et leurs facteurs de vulnérabilité (fig. 1). Ceux-ci, comme le proposent Propeck-Zimmerman *et al.*, (2007) ou Léone (2007), sont des caractéristiques intrinsèques de l'enjeu considéré, qui affectent la vulnérabilité de ce dernier.

La construction de cette structure hiérarchique s'est appuyée, en grande partie, sur l'utilisation du recensement de l'INSEE à l'échelle de l'IRIS (Îlots Regroupés pour l'Information Statistique, suivant les données du dernier recensement disponible de 2010), pour les enjeux humains. Les enjeux environnementaux et matériels sont renseignés grâce à la base de données SIG du Grand Lyon, à la base Georhonealpes (ex-Prodige) de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), et aux informations communiquées par les responsables du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) de l'Est Lyonnais. Cependant, les facteurs de vulnérabilité des enjeux matériels et environnementaux n'ont, pour le moment, pas été pris en compte, faute de temps. Leur étude appliquée constitue une des perspectives de ce travail. Cette hiérarchisation n'est pas définitive, et les enjeux et les facteurs de vulnérabilité ont la possibilité d'être enrichis en fonction de son utilisation opérationnelle et de l'obtention de connaissances sur cette problématique. Cette capacité continue d'amélioration et d'adaptabilité constitue d'ailleurs un des points forts de cette méthode et favorise ainsi son usage par les acteurs locaux.

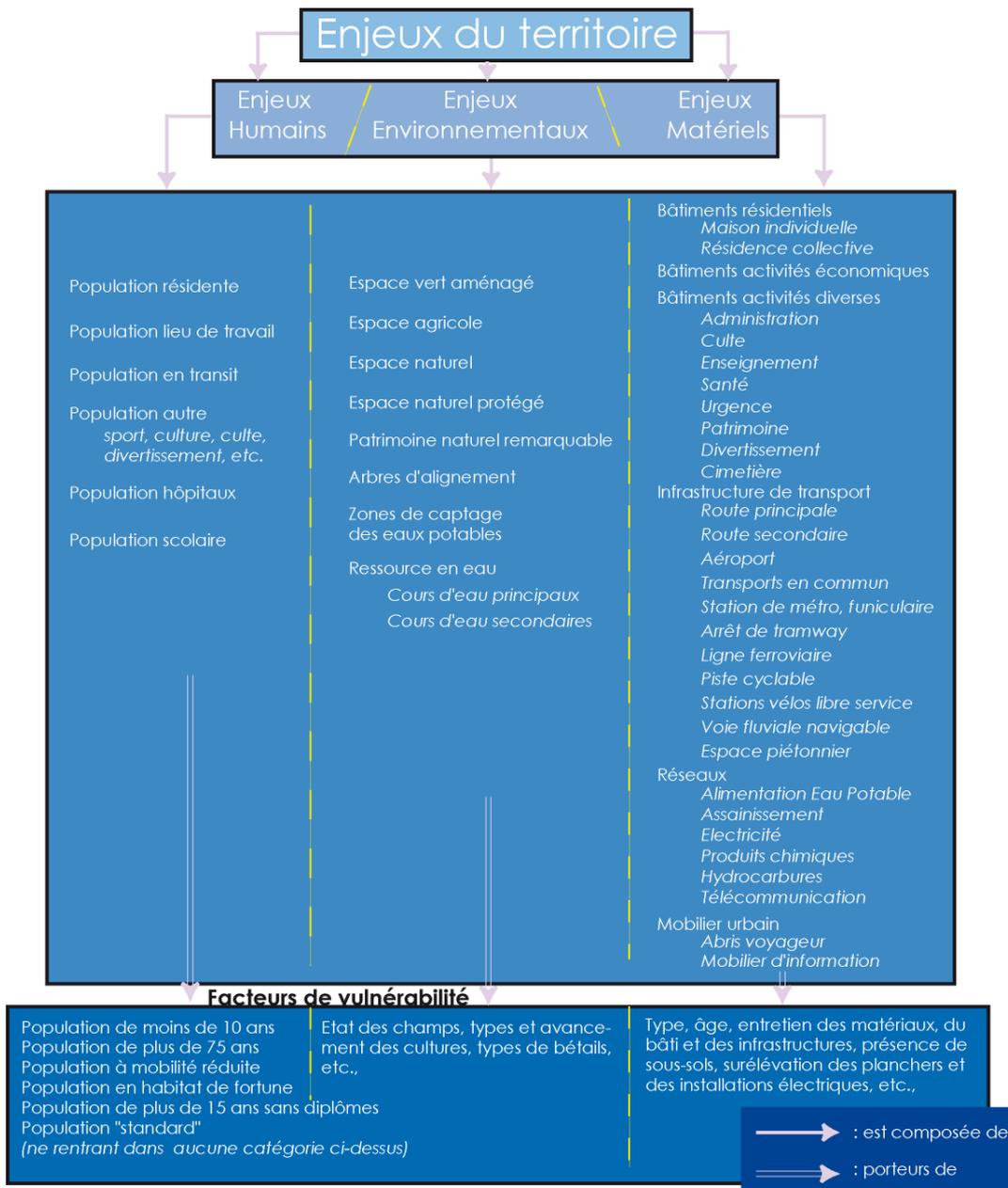


Figure 1 : Décomposition hiérarchique généralisée des enjeux du territoire lyonnais

2.2. Le recours aux jugements d'experts pour l'évaluation de la vulnérabilité

L'évaluation de la vulnérabilité des enjeux repose sur le jugement de 34 experts locaux. Ceux-ci ont été choisis parmi des acteurs des collectivités territoriales, des agents de la sécurité civile et de la prévention, des chercheurs en géographie-aménagement et des ingénieurs spécialisés dans le risque d'inondation. L'intention était ici de constituer un échantillon interdisciplinaire et interprofessionnel, qui puisse mêler diverses représentations du risque. Toutefois, même si des réponses différentes ont été communiquées en fonction des caractéristiques socio-professionnelles des experts, un consensus global s'est dégagé du panel de réponses. Pour des raisons fonctionnelles, qui relèvent, comme explicité ci-dessus, de la simplicité d'utilisation, de la finesse de l'évaluation et/ou du temps nécessaire (Renard et Chapon, 2010), les réponses ont été collectées en recourant à une méthode transitive pour permettre une quantification de la vulnérabilité, à partir notamment d'un calcul matriciel. Cette quantification est fondée sur des comparaisons d'enjeux deux à deux, à l'aide d'une échelle spécifique basée sur les critères de Saaty (1980 – tableau 1). Cette grille d'évaluation possède l'avantage de mesurer des jugements subjectifs aussi bien que formellement quantitatifs, afin de mesurer le degré de priorité d'un des enjeux de la hiérarchie par rapport à un autre. Ainsi, chacun d'eux est comparé à tous les autres enjeux du même ordre, et

relativement à chacun des enjeux du niveau supérieur. Il est ainsi demandé à l'expert d'évaluer la vulnérabilité des enjeux de même nature, qui se situent au même rang de la décomposition hiérarchique, pour une hauteur d'eau de 50 cm environ, à l'aide d'une matrice (tableau à double entrée). D'autres variables telles que la pollution des eaux, la vitesse ou la durée de l'inondation peuvent aussi jouer un rôle sur la gravité de l'impact, mais elles sont relativement difficiles à mesurer (Caradot *et al.*, 2011). En outre, elles sont souvent fortement corrélées avec la hauteur de l'inondation et se retrouvent ainsi soit mises de côté, soit prises en compte en tant que paramètres secondaires uniquement (Caradot *et al.*, *op.cit* ; Messner et Meyer, 2005 ; Penning-Rowsell *et al.*, 2005). Les matrices de comparaison renseignées à l'aide des jugements d'experts permettent de mesurer la vulnérabilité de chacun des enjeux. En outre, un ratio de cohérence est calculé, afin de valider les réponses fournies et la transitivité des jugements, les réponses inconsistantes étant éliminées. Ensuite, les réponses sont agrégées par une moyenne géométrique, pour reconstituer une matrice unique de comparaison (Tixier *et al.*, 2006). Enfin, les vecteurs propres des matrices de jugement sont calculés pour fournir les fonctions qui déterminent les pondérations.

Tableau 1 : Échelle de comparaison binaire utilisée pour évaluer la vulnérabilité territoriale (adaptée de Saaty, 1980)

Pondération numérique	Pondération verbale
1	Vulnérabilité égale des deux éléments
3	Un élément est un peu plus vulnérable que l'autre
5	Un élément est plus vulnérable que l'autre
7	Un élément est beaucoup plus vulnérable que l'autre
9	Un élément est absolument plus vulnérable que l'autre
2, 4, 6, 8	Valeurs intermédiaires entre deux appréciations voisines
1/2, 1/3, 1/4, 1/5, 1/6, 1/7, 1/8, 1/9	Valeurs réciproques des appréciations précédentes

2.3. Réflexion sur le cadre d'analyse

L'AHP a ici pour but d'établir des pondérations de vulnérabilité entre les enjeux présents sur le territoire du Grand Lyon (fig. 1). Cependant, une fois ces pondérations établies au travers de fonctions et pour une utilisation opérationnelle, il convient de les concrétiser visuellement par un travail cartographique. Il est donc nécessaire de recourir à un SIG pour spatialiser, traiter, stocker et analyser les informations hétérogènes concernant les enjeux. Le SIG permet ainsi de cartographier quantitativement mais aussi qualitativement les enjeux selon leurs vulnérabilités tout en permettant une interrogation analytique (Beck 2006 ; Provitolo 2002 et 2006).

Cependant, la représentation graphique des enjeux se présente sous différentes natures spatiales : surfaciques, linéaires ou ponctuelles. Il se pose alors la question du secteur d'exploration des enjeux car ils doivent être rationalisés pour leur combinaison. De précédentes études reposaient sur les limites communales, sur les IRIS, ou sur des « zones d'occupation homogène ou dominante » (Combe, 2007). En raison de leur diversité de taille, ces secteurs d'étude ne permettaient pas de réaliser des comparaisons quantitatives d'une zone à une autre. Outre des superficies très hétérogènes, les diversités de forme des communes ou des IRIS ne permettaient pas une comparaison d'une zone à l'autre et nuisaient à l'interprétation des résultats. Ainsi, afin de travailler sur les données brutes (et non relatives en fonction de l'aire), de faciliter la comparaison des zones et la compréhension des résultats, tout en s'affranchissant des limites communales ou de celles de l'INSEE, nous avons opté pour une standardisation de taille et de forme des secteurs d'exploration par maillage carré.

Les enjeux surfaciques, linéaires ou ponctuels sont convertis par SIG sous forme maillée, et quantifiés en fonction de leurs aires, longueurs ou somme d'éléments dans la maille. La taille des mailles doit être adaptée au niveau de précision des données, mais aussi à l'espace étudié en lui-même et à sa problématique propre. Un carroyage de 100 mètres de côté est retenu car la maille d'une superficie de 10 000 m² offre un bon compromis entre la taille du secteur étudié (515 km²), et le nombre de mailles ainsi créées (89 804). Un carroyage moins fin avait précédemment été utilisé (Renard et Chapon, 2010), avec des mailles de 500 m de côté. Mais bien que le rendu cartographique permît de faire ressortir certaines zones vulnérables, l'imprécision du maillage rendait les résultats inexploitablement par les acteurs locaux. En outre, les données utilisées dans cette étude pour les enjeux humains dataient de 1999, date du dernier recensement INSEE disponible à cette époque, ce qui nuit fortement à sa pertinence actuelle.

L'utilisation d'un carroyage plus fin a donc permis d'affiner quantitativement et qualitativement la structuration des enjeux, et ainsi de limiter l'uniformisation de l'information, car les enjeux ne se répartissent pas toujours d'une manière homogène dans la maille.

Ensuite, les enjeux sont pondérés à l'aide des fonctions de vulnérabilités préalablement établies par les experts, à la fois selon leur nature, mais aussi en fonction de leur emprise sur le terrain dans chacune des mailles. Un facteur de quantification est alors défini comme une variable sans dimension, s'échelonnant de 0 à 1. La valeur 0 indique une absence de l'enjeu dans la maille, et la valeur 1 signifie que la quantité de cet enjeu est la plus forte comparativement aux autres mailles. Ce facteur permet donc d'obtenir une quantification normalisée pour chacun des enjeux et des représentations standardisées de la vulnérabilité territoriale du Grand Lyon, quelle que soit la nature des enjeux et le niveau de la décomposition hiérarchique considéré.

3. RÉSULTATS DES FONCTIONS DE VULNERABILITÉ ET TRAITEMENTS CARTOGRAPHIQUES

3.1. Cartographie des vulnérabilités territoriales

Les résultats obtenus permettent d'évaluer la vulnérabilité des enjeux du Grand Lyon par l'établissement de fonctions de pondération. Elles regroupent tous les enjeux d'un même niveau de la décomposition hiérarchique (fig. 1) en leur affectant un poids en fonction de leur vulnérabilité respective. Par exemple, pour la première ligne de la décomposition hiérarchique, la pondération est la suivante :

$$\text{Vulnérabilité}_{\text{globale}} = 0,74 \times \text{Vulnérabilité}_{\text{humaine}} + 0,06 \times \text{Vulnérabilité}_{\text{environnementale}} + 0,20 \times \text{Vulnérabilité}_{\text{matérielle}}$$

Cette fonction montre la part prépondérante des enjeux humains. Léone (2007) les qualifie même d'« enjeux suprêmes à préserver ». Cependant, les parts des enjeux environnementaux et matériels ne sont pas équivalentes. En effet, d'après les experts, les enjeux matériels sont plus vulnérables à la submersion que les enjeux environnementaux. De la même manière, des fonctions de vulnérabilité sont obtenues pour chaque niveau de l'index (fig. 1).

Avant la mutualisation avec les périmètres d'aléas, le premier objectif de cette étude est la cartographie de la vulnérabilité des enjeux du Grand Lyon. La figure 2 représente spatialement, qualitativement et quantitativement les différentes vulnérabilités humaines, environnementales et matérielles. Le gradient décroissant centre - périphérie de vulnérabilité humaine est corrélé à celle de la vulnérabilité matérielle (fig. 2). En effet, les enjeux matériels se regroupent dans le cœur urbain du Grand Lyon et se concentrent dans les secteurs de forte densité de population. Cette distribution explique la répartition de la vulnérabilité environnementale (fig. 2). Ainsi, les secteurs pauvres en enjeux matériels sont dotés de forts enjeux environnementaux. De ce fait, cette vulnérabilité environnementale se situe en majorité en périphérie. De la même manière, la carte de vulnérabilité globale (fig. 3) reste proche de celle de la vulnérabilité humaine, en raison du poids de cette dernière (74%) dans la fonction de vulnérabilité globale.

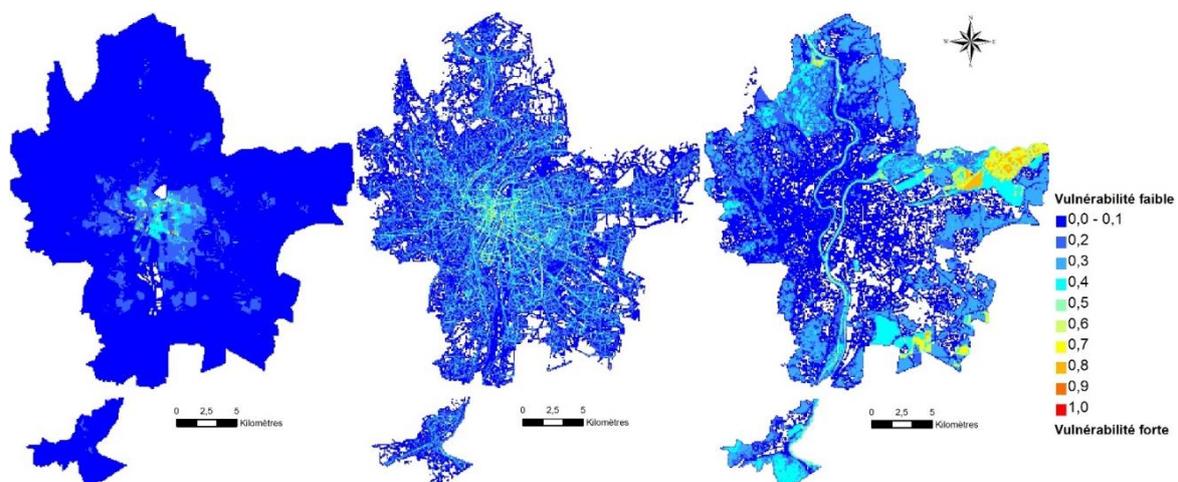


Figure 2 : Vulnérabilités territoriales humaines (gauche), matérielles (centre) et environnementales (droite)

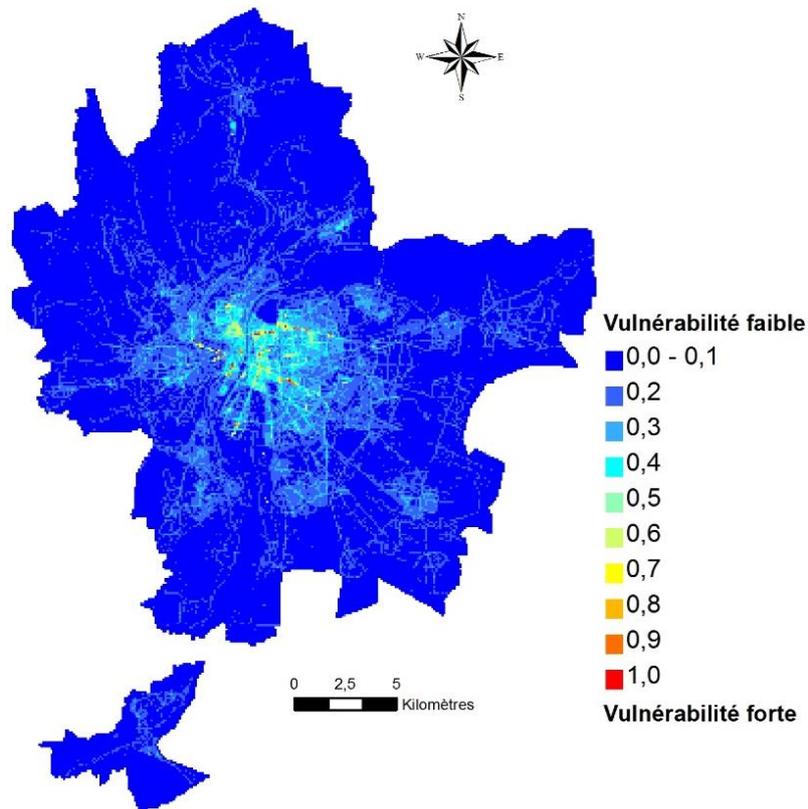


Figure 3 : Vulnérabilité territoriale du Grand Lyon

3.2. Une cartographie des risques mêlant vulnérabilité territoriale et périmètres d'aléas

Après avoir défini les différentes vulnérabilités territoriales, la dernière étape de cette étude correspond à la fusion de ces dernières avec les zonages d'aléas, tels que défini dans les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) ou dans les Plans de Prévention des Risques d'inondation (PPRI). Cette association doit respecter au mieux le zonage de la vulnérabilité territoriale, mais aussi celui de l'aléa, sans en modifier les contours initiaux, mais en les fusionnant. De cette manière, ce mode opératoire dépasse la simple superposition des couches de vulnérabilité et d'aléa et permet de visualiser le risque de manière concrète, et non par une simple superposition d'informations. Ce mode opératoire est novateur, et permet de pallier les lacunes de travaux précédents qui réunissaient de telles faiblesses, tels que dans Renard (2010) ou Renard et Chapon (2010).

Cette association et la traduction sémiologique du risque peuvent se faire de diverses manières, et deux méthodes sont proposées ici. La première repose sur le produit de la rationalisation de la vulnérabilité territoriale par une rationalisation quantitative de l'aléa, en fonction de son intensité. Cependant, l'aléa est traduit le plus souvent par des critères qualitatifs (par exemple, aléa fort, moyen et faible), et l'intensité de l'aléa n'est pas forcément linéaire. De ce fait, la traduction des critères qualitatifs de l'aléa en critères quantitatifs est critiquable (Granger, 2009 ; Caradot *et al.*, 2011). Ainsi, une sémiologie fondée sur l'union des pondérations quantitatives de la vulnérabilité territoriale et les critères qualitatifs de l'aléa est aussi proposée, afin d'obtenir la vision du risque la plus précise possible. Pour exemple, la représentation sur le territoire du Grand Lyon du risque de submersion par une crue du Rhône ou de la Saône (fig. 4) permet de mettre en évidence la forte nécessité de prise en compte de la variabilité spatiale de la vulnérabilité. Ainsi, pour un aléa uniformément réparti sur l'ensemble du lit majeur du Rhône, la très forte disparité zonale de la vulnérabilité conduit à une gestion de ce risque qui se doit d'être adaptée très localement.

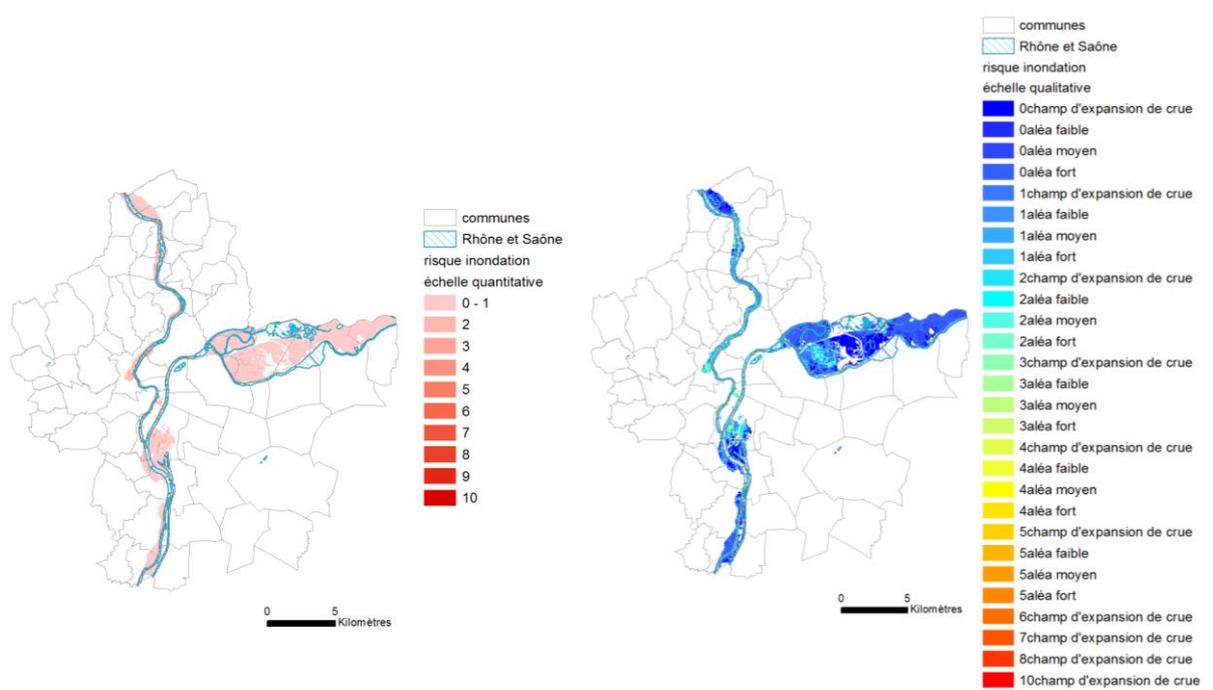


Fig. 4 : Répartition spatiale du risque de débordement du Rhône et de la Saône, de manière quantitative (gauche) et de manière qualitative (droite : association de l'indice de vulnérabilité et de l'intensité de l'aléa).

Il est aussi très utile pour les décideurs d'avoir une vision précise de la vulnérabilité sur l'ensemble de l'agglomération lyonnaise, et non en quelques secteurs seulement, car la quasi-totalité du Grand Lyon peut potentiellement être affectée par des aléas d'origine pluviale. Ainsi, la figure 5 présente le risque de ruissellement sur l'agglomération lyonnaise. Nous constatons que des secteurs qui ne sont pas du tout concernés par l'aléa de submersion Rhône / Saône (fig. 4) le sont fortement par l'aléa ruissellement (fig. 5), notamment tout le Nord-Ouest de l'agglomération, et que la vulnérabilité territoriale des secteurs concernés peut varier fortement en quelques hectomètres seulement, d'où des valeurs de risque très hétérogènes spatialement.

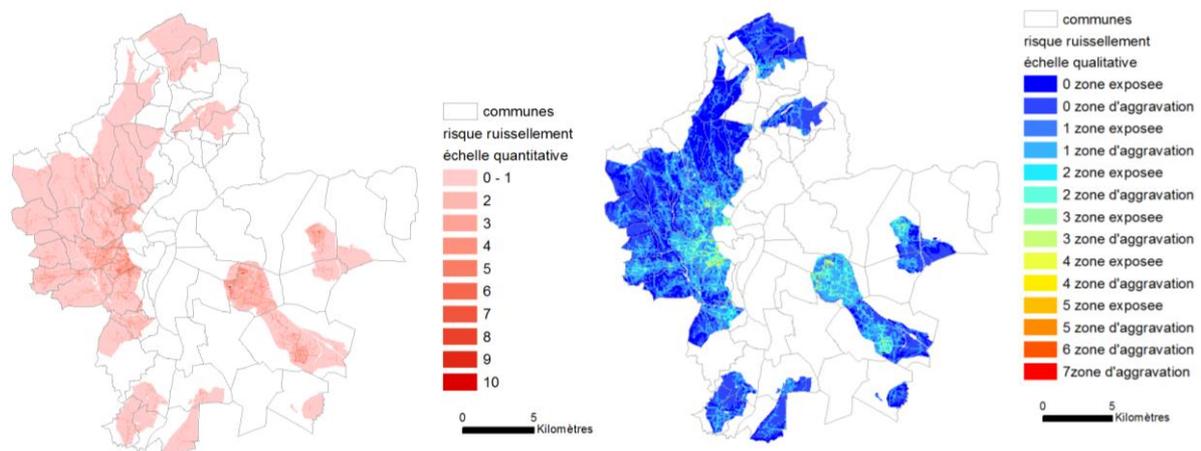


Fig. 5 : Répartition spatiale du risque de ruissellement, de manière quantitative (gauche) et de manière qualitative (droite : association de l'indice de vulnérabilité et de l'intensité de l'aléa).

CONCLUSION

La gestion du risque s'est longtemps appuyée uniquement sur la connaissance et la maîtrise de l'aléa. Partagées par de nombreuses disciplines scientifiques, ainsi que par les acteurs et les élus locaux, la notion de vulnérabilité territoriale a fait son apparition plus récemment, et peut être perçue aujourd'hui comme un champ de recherche à part entière. Les études visant à en améliorer sa connaissance ont montré leurs utilités, mais aussi leurs limites. Cet article propose donc, dans un premier temps, une méthodologie dont le but est de qualifier et de quantifier

spatialement cette vulnérabilité, adaptable à tous types d'aléas et en tous lieux, en tenant compte de tous les enjeux présents sur le territoire d'étude, et en recourant à des méthodes d'aide à la décision et à des traitements géomatiques par SIG. Le deuxième objectif de cet article est de réaliser une cartographie globale du risque, fondée sur les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité territoriale, en respectant les périmètres des zonages d'aléas des documents légaux. Cela a été rendu possible par l'utilisation de procédés géomatiques novateurs, permettant l'association de ces deux variables, qui ont permis de mettre en évidence la nécessité d'une gestion très localisée des risques en fonction de la vulnérabilité territoriale associée. En outre, deux types de lecture ont été proposés (quantitative et qualitative), en fonction de la précision du niveau de risque désiré. *In fine*, cette méthodologie novatrice et universelle propose ainsi aux gestionnaires un outil efficace de la répartition spatiale du risque. Son diagnostic pourrait être davantage affiné, en termes de perspective, avec la prise en compte des facteurs de vulnérabilité des enjeux matériels et environnementaux.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agence d'urbanisme pour le développement de l'agglomération lyonnaise (2005). *Risques technologiques et vulnérabilités dans l'agglomération lyonnaise*. Document Agence d'urbanisme. Lyon, 48 p.
- Beck E. (2006). *Approche multirisque en milieu urbain. Le cas des risques sismiques et technologiques dans l'agglomération de Mulhouse (Haut-Rhin)*. Thèse de doctorat de géographie. Strasbourg: Université Louis Pasteur Strasbourg 1, 246 p.
- Becouze-Lareure C., Bazin C., Namour P., Breil P., Perrodin Y. (2012). Multi-level approach of the ecotoxicological impact of a combined sewer overflow on a periurban stream. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 984-992.
- Bethemont J., Danière C., Vanier M. (1997). Rhône-Alpes, l'axe et le carrefour. *Mappemonde*, 4, 14-19.
- Caradot N., Granger D., Chappier J., Cherqui F., Chocat B. (2011). Urban flood risk assessment using sewer flooding databases. *Water Science & Technology*, 64(4), 832-840.
- Cherqui F. (2005). *Méthodologie d'évaluation d'un projet d'aménagement durable d'un quartier. Méthode Adequa*. Thèse de doctorat de génie civil. La Rochelle : Université de La Rochelle, 202p.
- Combe C. (2007). *La ville endormie ? Le risque d'inondation à Lyon. Approche géohistorique et systémique du risque de crue en milieu urbain et périurbain*. Thèse de doctorat de géographie. Lyon : Université Lumière Lyon 2, 467 p.
- D'Ercole R., Thouret J.C., Dollfus O., Asté J.P. (1994). Les vulnérabilités des sociétés et des espaces urbanisés: concepts, typologie, modes d'analyse. *Revue de Géographie Alpine*, 4, 87-96.
- D'Ercole R., Metzger P. (2009). La vulnérabilité territoriale : une nouvelle approche des risques en milieu urbain. <http://cybergeog.revues.org/22022#quotation>
- Donze J. (2005). Les bassins du risque industriel : l'exemple de la vallée du Rhône. *Actes des cafés géographiques*, Lyon, France, décembre 2003, 15 p.
- Fedeski M., Gwillian J., (2007). Urban sustainability in the presence of flood and geological hazards : The development of a GIS-based vulnerability and risk assessment methodology. *Landscape Urban Planning*, 83, 50-61.
- Granger D. (2009). *Méthodologie d'aide à la gestion durable des eaux urbaines*. Thèse de doctorat de génie civil. Lyon : INSA de Lyon, 210p.
- Griot C. (2003). *Vulnérabilité et risques liés au transport de matières dangereuses*. Thèse de doctorat en géographie. Montpellier : Université Paul Valéry, 584 p.
- Haziza E. (2007). Contribution au développement de stratégies préventives face à une alerte « inondation ». Thèse de doctorat en Sciences et Génie des Activités à Risques. Nîmes : École des Mines de Paris, 409 p.
- IPCC. (2001a). *Climate Change Synthesis Report*. Genève: World Meteorological Organization, U.N. Environment Programme, 397 p.
- IPCC. (2001b). Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution to the Working Group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge: Cambridge University Press, 1032 p.
- Jongman B., Kreibich H., Appel H., Barredo J.I., Bates P.D., Feyen L., Gericke A., Neal J., Aerts J.C.J.H., Ward P.J. (2012). Comparative flood damage model assessment: towards a European Approach. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 12, 3733-3752.
- Kazmierczak A., Cavan G. (2011). Surface water flooding risk to urban communities: analysis of vulnerability, hazard and exposure. *Landscape Urban Planning*, 103, 185-197.

- Kendrick J. D., Saaty T. (2007). Use analytic hierarchy process for project selection. *Six sigma forum magazine*, 6(4), 22-29.
- Kron W. (2002). Flood risk = hazard x exposure x vulnerability. In: Wu *et al.*, (eds.): Flood Defence. New York (USA): Science Press, 82-97. ISBN: 1-880132-54-0
- Léone F. (2007). *Caractérisation des vulnérabilités aux « catastrophes naturelles » : contribution à une évaluation géographique multirisque*. Mémoire de HDR. Montpellier : Université de Montpellier III, 245 p.
- Lepioufle J.-M., Leblois E., Creutin J.-D. (2012). Effect of time aggregation on rainfall variability in presence of advection. *Journal of Hydrology*, 464, 494-504.
- Lipeme Kouyi G., Bret P., Didier J.M., Chocat B., Billat C. (2011). The use of CFD modelling to optimize measurement of overflow rates in a downstream-controlled dual-overflow structure. *Water Science and Technology*, 64(2), 521-527.
- Marchi L., Borga M., Preciso E., Gaume E. (2011). Characterisation of selected extreme flash floods in Europe and implications for flood risk management. *Journal of Hydrology*, 394, 118-133.
- Messner F., Meyer V. (2005). Flood Damage, Vulnerability and Risk Perception – Challenges for Flood Damage Research. *UFZ Discussion Paper*, 24 p.
- Penning-Rowsell E., Floyd P., Ramsbottom D., Surendran S. (2005). Estimating injury and loss of life in floods: a deterministic framework. *Natural Hazards*, 36(1-2), 43-64.
- Propeck-Zimmermann E., Saint-Gérand T., Bonnet E. (2007). Nouvelles approches ergonomiques de la cartographie des risques industriels. *Mappemonde*, 4, 19 p.
- Provitolo D. (2002). *Risque urbain, catastrophe et villes méditerranéennes*. Thèse de doctorat de géographie. Nice : Université de Nice Sophia-Antipolis, 365 p.
- Provitolo D. (2006). Vulnérabilité aux inondations méditerranéennes en milieu urbain : une nouvelle démarche géographique. *Annales de géographie*, 653, 23-40.
- Renard F. (2010). *Le risque pluvial en milieu urbain. De la caractérisation de l'aléa à l'évaluation de la vulnérabilité : le cas du Grand Lyon*. Thèse de doctorat de Géographie et Aménagement. Lyon : Université Jean Moulin Lyon 3, 528 p.
- Renard F., Chapon P.-M. (2010). Une méthode d'évaluation de la vulnérabilité urbaine appliquée à l'agglomération lyonnaise. *L'espace géographique*, 1, 35-50.
- Roy B. (1985). *Méthodologie multicritère d'aide à la décision*. Paris: Economica, 423 p. ISBN : 271780905
- Rufat S. (2007). L'estimation de la vulnérabilité urbaine, un outil pour la gestion du risque. Approche à partir du cas de l'agglomération lyonnaise. *Géocarrefour*, 82, 7-16.
- Rufat S. (2009). Estimation de la vulnérabilité urbaine à Bucarest. *Mappemonde*, 95, 23 p.
- Saaty T.L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process*. New-York (USA): McGraw-Hill, 287 p. ISBN : 0-07-054371-2
- Saaty T.L. (1994). Highlights and critical points in the theory and application of the Analytic Hierarchy Process. *European Journal of Operational Research*, 74, 426-447.
- Schärlig A. (1985). *Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*. Lausanne : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, coll. Diriger l'Entreprise, 303 p.
- Tarolli P., Borga M., Morin E., Delrieu G. (2012). Analysis of flash floods regimes in the North-Western and South-Eastern Mediterranean regions. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 12, 1255-1265.
- Tixier J., Dandrieux A., Dusserre G., Bubbico R., Mazzarotta B., Silvetti B., Hubert E., Rodrigues N., Salvi O. (2006). Environmental vulnerability assessment in the vicinity of an industrial site in the frame of ARAMIS European project. *Journal of Hazardous Materials*, 130, 251-264.
- UNISDR. (2011). *Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction. Revealing Risk, Redefining Development*. Genève : UNISDR. 178 p.

Penser le nouveau paradigme de l'hydrologie urbaine : bio-mimétisme, éco-phénoménologie, et gestion intégrée

DICKS, H.

IrPhiL, Université Jean Moulin Lyon 3, 18 rue Chevreul, 69007 Lyon

RESUME

Cet article propose une analyse historique et épistémologique de la problématique d'un « nouveau paradigme » pour l'hydrologie urbaine. A partir d'une analyse de diverses visions de ce nouveau paradigme (Todd and Todd 1993 ; Narcy 2004 ; Novotny et Brown 2007 ; Andrieu *et al.* 2010 ; Chocat 2013), nous dégagons trois éléments qui semblent faire plus ou moins consensus : le biomimétisme, l'éco-phénoménologie, et la gestion intégrée. Le biomimétisme propose de mimer les flux hydrologiques d'écosystèmes naturels. L'éco-phénoménologie se focalise sur la question de la manifestation phénoménale de l'eau : réouverture de cours d'eau urbains, rétention des eaux de surface, purification locale de l'eau, mesures pédagogiques, etc. Et la gestion intégrée propose de gérer de manière concertée les divers moments du cycle hydrologique urbain favorisant la coopération entre les divers acteurs et parties prenantes. Le fil conducteur qui nous permettra de rassembler biomimétisme, éco-phénoménologie et gestion intégrée en une unité épistémologique cohérente sera l'argument suivant : le paradigme actuel reste imprégné de l'imaginaire organiciste de la ville qui a accompagné la conception des premiers grands réseaux hydrauliques urbains au XIX^e siècle ; or, en raison notamment des problèmes écologiques qu'entraîne cet imaginaire, le paradigme actuel est entré en crise, et un nouvel imaginaire – et de fait un nouveau paradigme – est en train de le remplacer : celui de l'écosystème urbain, et plus précisément, celui de la « ville comme une forêt » (Braungart et McDonough 2009, p.139).

MOTS CLES : écosystème urbain ; gestion intégrée ; histoire et épistémologie ; imaginaire urbain ; ville biomimétique

INTRODUCTION

Face au constat de la pollution des eaux et des sols urbains, de la raréfaction de la ressource en eau, d'inondations en milieu urbain dues parfois à l'imperméabilisation des sols, et de la nécessité de mitiger et d'adapter au changement climatique, les appels à un « nouveau paradigme » de l'eau urbaine, et notamment des eaux pluviales, se font de plus en plus entendre (Narcy 2004 ; Novotny and Brown 2007 ; Andrieu *et al.* 2010 ; Chocat 2013). En effet, un consensus semble être en train d'émerger selon lequel il ne suffit pas de modifier et d'améliorer le système actuel – souvent qualifié de « tout-à-l'égout » –, mais d'aller plus loin et proposer un « nouveau paradigme » à la hauteur de la transition écologique à venir. Certes, les avantages du système actuel, notamment la disponibilité générale d'eau potable et les bénéfices apportés au niveau de la santé publique, sont à conserver (Brown 2007), mais cela ne veut dire qu'ils sont forcément à assurer par les mêmes dispositifs qu'aujourd'hui.

En s'inspirant des diverses tentatives de penser ce nouveau paradigme de l'eau urbaine, cet article propose une analyse historique et épistémologique dont l'objectif est de synthétiser trois de ses éléments clés : le biomimétisme, l'éco-phénoménologie, et la gestion intégrée. Parmi ces trois éléments, le biomimétisme nous paraît particulièrement important. En effet, la thèse principale de cet article est que le passage à un nouveau paradigme de l'eau urbaine nécessitera un changement important de notre « imaginaire urbain » : alors que l'imaginaire urbain qui dominait lors de la construction des réseaux hydrauliques urbains au XIX^e siècle était celui de l'« organisme urbain » et plus précisément celui de la « ville comme un animal », nous pensons que l'imaginaire urbain dont a besoin le nouveau paradigme est celui de l'« écosystème urbain » et plus précisément celui de la « ville comme une forêt ». L'importance du biomimétisme tient donc au fait qu'il peut nous fournir une

nouvelle image et un nouvel imaginaire de l'urbain capable de rassembler en une unité cohérente les divers éléments du nouveau paradigme de l'hydrologie urbaine.

I. BIOMIMÉTISME

Le biomimétisme est une « science nouvelle » qui propose des innovations techniques qui imitent ou s'inspirent de modèles naturels. Ainsi, au lieu de créer des produits et des systèmes artificiels qui fonctionnent d'une manière différente de – et généralement opposée à – la nature, il s'agit de suivre l'exemple durable et fertile de celle-ci. Dans le livre fondateur de Janine Benyus, *Biomimicry : Innovation Inspired by Nature* (1997), cette approche se décline en plusieurs champs : l'agriculture, l'énergie, la manufacture, la médecine, l'informatique, et le commerce. Plus récemment, un nouveau champ – plus ou moins absent du livre de Benyus – a émergé : la ville biomimétique (Newman and Jennings 2008 ; Braungart and McDonough 2009 ; Schuiten 2009 ; Despommier 2011 ; Beatley 2011). Dickson Despommier, dont la réflexion sur les « fermes verticales » se situe dans une tentative de penser la ville biomimétique, explique la logique qui sous-tend ce concept comme suit : « En comprenant les éléments fondamentaux qui permettent des ensembles de plantes et d'animaux de s'organiser en des réseaux interdépendants appelés écosystèmes, nous pouvons mieux voir comment une ville pourrait être reconçue pour mimer ce processus. » (Despommier 2011, p.16, nous traduisons) Conformément à cette logique, V. Novotny et P. Brown proposent comme élément clé du nouveau paradigme de l'hydrologie urbaine l'imitation des flux hydrologiques de « systèmes naturels pré-anthropisés » (*predevelopment natural systems*). Ainsi, au lieu de canaliser les eaux pluviales dans des tuyaux afin de s'en débarrasser le plus vite possible (*fast conveyance*), on ferait mieux, selon eux, de mimer le fonctionnement hydrologique d'un écosystème naturel, notamment en ouvrant des cours d'eaux urbains, en multipliant des surfaces perméables, et en ralentissant l'écoulement des eaux de surface (Novotny and Brown 2007, xix).

Une lecture rapide de l'histoire de la pensée permet de relativiser la nouveauté prétendue du biomimétisme urbain. Il suffit de regarder l'industrialisation et l'expansion des villes européennes aux XVIII^e et XIX^e siècles pour constater qu'une image biologique a joué un rôle important dans la conception des grands réseaux urbains : celle de l'« organisme urbain » (Harrouel 1977, Picon 2014). Sous l'emprise de cette image – associée en France surtout à la « physiologie sociale » de Saint-Simon et des Saint-Simoniens –, les conduites d'eau potable étaient conçues par analogie avec les « artères » et les conduites d'eaux usées et pluviales avec les « veines » (Chocat 1997 ; Narcy 2004 ; Bertrand-Krajewski 2006 ; Thual 2011 ; Picon 2014). Ceci est conforme aux analyses de Judith Schlanger (1995) et de Pierre Musso (1997), qui montrent que l'imaginaire organiciste connaissait son âge d'or dès la fin du XVIII^e siècle et puis tout au long du XIX^e siècle, période qui correspondait en Europe à la conception des grands réseaux urbains, y compris les réseaux hydrauliques.

D'une perspective écologique, il existe (au moins) trois problèmes majeurs qui découlent de l'imaginaire de l'« organisme urbain » et, plus précisément, de la « ville comme un animal ». Un premier problème concerne le statut écosystémique de l'animal. D'un point de vue écologique, un animal n'est pas un écosystème, mais un consommateur dans lequel aucune production au sens écologique (auto-tropisme) n'a lieu. En tant que tel, il dépend de la production (plantes...) et de la décomposition (champignons...) qui ont lieu dans son environnement. Dans le cas de la « ville comme un animal », sa taille importante mène donc à une consommation massive de produits puisés dans son environnement proche ou lointain, y compris l'eau, ainsi que le déversement d'énormes quantités de déchets au-delà de ses bords.

Un deuxième problème concerne la vision mécaniste de l'organisme qui dominait la pensée scientifique et technique de l'époque. Selon l'analyse de Schlanger (1995, p.28), la physiologie moderne, qui remonte notamment au médecin anglais, David Harvey, tirait ses images de la technique mécanique, particulièrement les techniques hydrauliques. Ainsi, même si les urbanistes du XIX^e siècle – Chadwick à Londres (Harpet 1998), Haussmann à Paris (Picon 2014), etc. – concevaient la ville comme un organisme, cet organisme était lui-même conçu comme une machine composée de tuyaux, de pompes, de valves, de pistons, et d'autres objets mécaniques. Cette combinaison d'une vision

mécaniste de l'organisme et d'une vision organiciste de la ville favorisait des villes où proliféraient des objets et des réseaux mécaniques fabriqués à base de minéraux (béton, métal, verre, plastique...), laissant peu de place à toute forme de vie non-humaine, l'exception principale étant les arbres et les parcs, parfois octroyés le rôle de « poumons » (Mumford 1961, p.475).

Le rapport entre l'image de l'organisme urbain et la montée de l'hygiénisme présente un troisième problème. L'imaginaire de l'organisme urbain a pour conséquence non seulement que l'eau se voit canalisée dans des tuyaux de sorte qu'elle circule en permanence et ne peut donc « stagner », mais la plupart des êtres vivants qui arrivent à pénétrer dans l'« organisme urbain », notamment les rats, les pigeons, et les mauvaises herbes, assument le rôle de pestes, de parasites, ou de vecteurs de maladies à traiter par divers dispositifs d'« immunisation » (pesticides, vaccins, expulsions, etc.). Un tel constat ne veut pas dire que le mouvement hygiéniste n'a pas apporté des bénéfices à la santé publique, mais il soulève toutefois la possibilité suivante : la conception organiciste de la ville va de pair avec la manifestation du vivant non-humain en milieu urbain avant tout élément étranger, que ce soit peste, parasite, ou vecteur de maladies.

S'il est vrai que nous, aujourd'hui, sommes les héritiers de cet imaginaire de l'organisme urbain, une décision importante semble se présenter : i) abandonner cet imaginaire pour penser la ville *en tant que telle*, et non pas de façon métaphorique, c'est-à-dire *en tant qu'autre chose* ; ou ii) développer un nouvel imaginaire de l'urbain qui nous permettrait de réaliser la transition écologique. En ce qui concerne la première possibilité, le simple fait que les villes que nous a léguées le XIX^e siècle étaient conçues comme des organismes indique une première difficulté épistémologique : qu'est-ce qu'une ville « en tant que telle » ? Certes, on pourrait tenter de la définir comme un milieu anthropisé qui contient une population et une densité minimales d'habitants humains, et, à partir de là, étudier les problèmes – hydrologiques ou autres – que connaissent les villes contemporaines dans le but d'essayer de les remédier de façon ponctuelle. Or, une telle approche risque de ne pas être à la hauteur d'un véritable changement de paradigme. En effet, sans une vision plus concrète de ce que sont nos villes contemporaines, il serait difficile de passer à des villes véritablement différentes et on risquerait de rester dans le paradigme de l'organisme urbain, lequel, dès lors, aurait le statut de ce que P. Ricoeur (1975) appelle une « métaphore morte »,¹ capable toutefois de déterminer même nos actions les plus pragmatiques par sa « fécondité occulte » (*ibid.*, p.371).

La deuxième possibilité correspond à ce que proposent les partisans de la ville biomimétique : la ville devrait désormais être imaginée et conçue comme un écosystème. Or, en dehors de toute pensée explicitement « biomimétique » ou « bio-inspirée », très nombreux sont ceux aujourd'hui qui n'hésiteraient pas à décrire la ville comme un écosystème. Une telle description est même incontestable dans la mesure où toute ville comprend une multiplicité d'êtres vivants en interaction à la fois entre eux et avec leur milieu abiotique. D'autre part, même si nos villes contemporaines correspondent à cette vision minimaliste de ce que c'est qu'un écosystème, d'autres systèmes naturels, tels les intestins des mammifères² ou les nids d'insectes sociaux (ruches, termitières...), y correspondent aussi. Si, par contre, on réserve le concept d'écosystème à des systèmes où l'énergie (solaire, typiquement) et autres nutriments circulent autour d'un réseau complexe, composé de diverses espèces (végétales, animales, fongique, etc.), les villes modernes ne sauraient guère être désignées par le mot « écosystème ». Cela ne veut pas dire qu'il y a contradiction entre la *description* de la ville comme un écosystème et le *souhait* que la ville soit – ou soit comme – un écosystème. En effet, comme dans le cas de l'imaginaire de l'« organisme urbain », l'imaginaire de l'« écosystème urbain » suggère un développement plus ou moins conforme à cette image, c'est-à-dire un développement qui rendrait la ville plus proche de notre compréhension actuelle de ce que c'est qu'un écosystème naturel.

Dans notre analyse de l'organisme urbain, nous avons vu que la ville n'était pas conçue comme un organisme au sens abstrait, mais plutôt comme un animal, d'où l'imagerie d'artères, de

¹ Selon P. Ricoeur, une « métaphore morte » est une métaphore qui autrefois était « vive », et, en tant que tel, animait et excitait l'imaginaire des gens, mais qui peu à peu s'est intégrée dans la pensée et dans les faits à un tel point qu'on n'en est plus conscient.

² Il existe dans les intestins des mammifères une multiplicité de bactéries qui vivent à la fois en interaction entre elles et avec leur milieu abiotique (eau, oxygène, etc.).

veines, de poumons, du système nerveux, etc. Tenant compte de ceci, il semble important de se demander si un type particulier d'écosystème peut fournir une nouvelle « métaphore vive » de l'urbain ? Dans leur livre influent, *Cradle to Cradle*, les biomiméticiens, Michael Braungart et William McDonough, propose l'exercice suivant : « Imaginez un bâtiment comme un arbre et une cité comme une forêt » (2009, p.139, nous traduisons). Dans ce qui suit nous allons poursuivre cet exercice de l'imagination à partir d'une analyse écosystémique d'une forêt.

D'un point de vue écosystémique, un aspect très important d'une forêt – auquel J. Benyus (1997, p.248-254) est particulièrement attentive – est son statut d'écosystème de Type III, dont la végétation caractéristique est l'arbre, et non pas la plante annuelle (écosystème de Type I) ou la plante vivace (écosystème de Type II). Or, à propos de ces « écosystèmes matures », Benyus observe qu'ils « font tout ce que nous voulons faire » (*ibid.*, p.248, nous traduisons) : le recyclage de nutriments en boucles plus ou moins fermées, l'usage efficient d'énergie solaire, le maintien d'une biodiversité complexe... Ainsi, alors que les villes contemporaines utilisent l'eau de manière linéaire et souvent polluante, la traitent et la transportent souvent à l'aide d'énergies fossiles ou nucléaires, et ne s'intéressent à son interaction qu'avec une seule espèce (ou presque), une ville biomimétique, modelée d'après ou inspirée d'une forêt, utiliserait l'eau de manière plus circulaire, la traiterait et la transporterait à l'aide d'énergie solaire, et la laisserait interagir avec une pluralité d'espèces.

Il existe néanmoins un aspect important de toute ville qui complique cette vision biomimétique : les êtres humains. Que deviennent les habitants humains d'une ville biomimétique ? Ceci est particulièrement difficile à dire dans la mesure où le concept même de la ville biomimétique préconise, pour reprendre l'expression de V. Novotny et P. Brown, l'imitation d'un « système naturel pré-anthropisé » (2007, xix, nous traduisons), c'est-à-dire un système d'où les êtres humains sont absents. À la lumière de ce constat, il nous semble important de noter qu'avant le processus qu'on appelle « hominisation », la surface de la terre était majoritairement couverte de forêts, et que les ancêtres d'*homo sapiens* habitaient ces forêts, plus précisément dans les arbres. Or, les êtres humains que nous sommes ne sont pas seulement « descendus » de nos ancêtres primates ; ils sont aussi « descendus » des arbres pour s'installer dans, et aussi pour défricher, des « clairières ». En effet, c'était dans ces clairières qu'ils pouvaient pratiquer la chasse, cueillir et cultiver des plantes comestibles, bâtir des logements, maîtriser l'usage du feu, regarder le ciel et les étoiles, et raconter des histoires qui donnaient un sens à leur existence. L'émergence de l'humanité, ainsi que son développement à travers le temps, semble donc intimement liée à l'existence et à l'expansion de ses « clairières », comme l'a déjà proposé Giambattista Vico dans *La Science Nouvelle* (1725/1993), et d'une certaine façon aussi Martin Heidegger (1976), qui prend la « clairière » comme image de l'ouverture spécifiquement humaine à l'être des choses, c'est-à-dire notre capacité unique de comprendre les choses « comme ceci » ou « comme cela ».

Cette réflexion sur les clairières semblera sans doute assez éloignée des enjeux plus opérationnels auxquels s'intéressent les hydrologues urbains. Il n'empêche que l'image de la « clairière » nous paraît un élément essentiel pour éviter certains dangers présents dans la tentative de concevoir une ville « comme une forêt ». Une ville composée principalement de « bâtiments comme des arbres » n'est pas encore une « cité » au sens d'un *polis* ; il manque des « clairières », c'est-à-dire des espaces ouverts et publics (« *agora* » en grec), où les choses peuvent s'*ouvrir* à l'échange, à l'interprétation, et au débat, mais aussi se *retirer* par diverses formes de catégorisation (du grec « *cata-* », signifiant « contre » + « *agora* », signifiant « espace ouvert » et par extension « lieu d'assemblée public »), telles l'attribution d'un droit de propriété, la fixation conceptuelle, ou la décision exécutive. L'image de la « clairière » nous paraît donc essentielle pour éviter que le principe biomimétique de prendre la nature « comme mesure » (Benyus 1997) – et donc comme point de repère qui permet de juger la « justesse » (*rightness*) des innovations techniques et organisationnelles – transforme la ville en un système fermé et inhumain. En effet, afin que les êtres humains puissent être véritablement humains, ils ne sauraient être réduits à des éléments objectifs dans un écosystème urbain dont le principe indiscutable – car commandé par « la nature » – serait l'imitation d'un écosystème naturel de type III. De ce point de vue, la question de quelle innovation est juste ne saurait être *déterminée* par les propriétés objectives d'un écosystème :

au contraire, il faudrait interpréter et débattre de ce qui est « juste » dans cet espace ouvert et public qui distingue l'humain de l'animal et que la « cité forêt » nous invite à penser en tant que « clairière ».

II. ECO-PHENOMENOLOGIE

Le deuxième élément clé du nouveau paradigme de l'hydrologie urbaine peut être abordé par ce que nous appelons l' « éco-phénoménologie ». L'éco-phénoménologie est un courant philosophique qui étudie le rapport vécu et expérientiel qu'entretiennent les êtres humains avec leur environnement naturel (Brown and Toadvine, 2003). Rarement réclamée de façon explicite par les hydrologues urbains, l'éco-phénoménologie nous semble toutefois nécessaire pour bien comprendre un deuxième élément important du nouveau paradigme : rendre l'eau visible (où « visibilité » est à comprendre au sens large de toute manifestation phénoménale). Ainsi, les ingénieurs écologiques, John Todd et Nancy Jack Todd, expliquent comment l'eau peut « refaire surface » pour redevenir une « partie visible » de l'infrastructure urbaine, ayant plusieurs rôles à jouer au sein de la communauté (1993, p.98-100). De façon similaire, Paul Brown critique les « infrastructures invisibles » gérée de manière centralisée pour mettre l'accent sur la nécessité d'engager des « citoyens partenaires » (2007). Et Hervé Andrieu *et al.* parlent de « rendre l'eau transparente », expression dont le sens se précise dans le passage suivant :

Au cours des dernières décennies, l'eau a disparu de la ville pour être cantonnée aux réseaux souterrains d'évacuation auxquels sont reliées les surfaces imperméabilisées. L'eau retrouve actuellement une nouvelle place, comme l'illustre les projets d'aménagement des rivières urbaines ou de réouverture de certains cours d'eau urbains. Les nouvelles pratiques qui visent à améliorer la transparence de la ville pour le cycle de l'eau, telles que les dispositifs de retenue et d'infiltration des eaux pluviales à la source contribuent également à réintroduire l'eau dans la ville à la vue et à l'esprit des habitants. (Andrieu *et al.*, 2010, p.138)

A partir d'une critique généralisée du « tout-à-l'égout » et des « infrastructures invisibles » émerge donc l'appel à « sortir l'eau des tuyaux » (Narcy 2004), les bénéfices recherchés étant non seulement écologiques, mais aussi économiques, sociaux, culturels et esthétiques. Par ailleurs, il nous semble également possible d'intégrer dans cette perspective éco-phénoménologique le concept d'origine australienne de « conception urbaine sensible à l'eau » (*Water Sensitive Urban Design – WSUD*), cette sensibilité étant un indice important d'un nouveau rapport phénoménologique entre les citoyens et l'eau, celle-ci ayant dès lors le statut d'élément central du paysage urbain.³

Or, le souhait de rendre l'eau visible va de pair avec la métamorphose de l' « organisme urbain » en une « cité forêt ». En effet, lorsque la ville était pensée par analogie avec l'organisme, il était tout à fait normal que la circulation des eaux soit cachée dans des tuyaux sous des surfaces imperméables. L'image de la « cité forêt », en revanche, va de pair avec la « redécouverte » des eaux urbaines : certaines « veines » se transforment en ruisseaux et rivières, les sols redeviennent perméables, et, tout comme les arbres, les bâtiments purifient et recyclent l'eau sur place (Braungart et McDonough 2009, p.90), parfois à l'aide de nouvelles techniques d'épuration biomimétiques, comme les « machines vivantes » de Todd et Todd (1993). De plus, ce n'est pas seulement l'eau qui serait ainsi « redécouverte » : alors que l' « organisme urbain » a tenté d'éliminer de la ville la plupart des formes de vie non-humaine la « ville comme une forêt » rassemblerait des phénomènes biologiques divers, grâce à ses cours d'eaux redécouverts, ses berges, parcs et jardins, ses toitures végétalisées, ses fermes verticales, et autres.

Par ailleurs, dans une telle « cité forêt », le citoyen ne serait plus réduit à un simple acheteur d'eau potable, aux yeux de qui l'eau n'existe de façon positive qu'en tant que produit de consommation, toute autre manifestation de l'eau étant intrinsèquement négative (précipitations gênantes, inondations dangereuses, fuites dommageables...). En effet, alors que dans une « ville animale », le citoyen est réduit à un simple composant d'un système plus large de

³Pour une étude plus détaillée de l'approche éco-phénoménologique, voir notre article « A Phenomenological Approach to Water in the City : Towards a Policy of Letting Water Appear » (Dicks 2014, à paraître).

consommation – une cellule consommatrice dans un méga-organisme consommateur –, dans une « ville comme une forêt » l'eau pourrait revêtir une multiplicité de formes phénoménales pour le citoyen : l'aménagement des berges d'un fleuve créerait un lieu de promenade, de détente, de sociabilité, et de rêverie poétique ; l'eau de pluie serait récupérée et stockée sur place pour des usages divers, notamment l'arrosage d'espaces verts ou l'agriculture urbaine ; les eaux grises seraient purifiées et recyclées sur place ; des eaux usées contenant tel ou tel sous-produit pourraient être valorisées dans un autre contexte productif ; et les compteurs domestiques, le concept d' « eau virtuelle » (Allan 2011), et des incitations économiques (tarification progressive, etc.), pourraient contribuer à une meilleure visibilité du caractère fini et territorialisé de la ressource en eau.

Néanmoins, conformément à l'idée selon laquelle « être humain » signifie habiter une « clairière » où les choses peuvent apparaître comme ceci ou comme cela, il serait essentiel de maintenir des « agoras », c'est-à-dire des espaces ouverts et publics (places, marchés, lieux d'assemblée politique, espaces juridiques, colloques, etc.), où toutes ces transformations dans notre rapport à l'eau et au milieu urbain peuvent s'ouvrir à des échanges, à des interprétations, et à des débats, condition préalable de toute forme de *catégorisation* des choses et donc de toute décision exécutive concernant le développement de la ville. Bref, la redécouverte de l'eau en ville ne saurait se réduire à une sorte de « spectacle » (Debord 1967), organisé à huis clos par des gestionnaires et des technocrates – peut-être même en mimant un écosystème de type III – et dont les diverses modalités seraient établies en dehors de tout débat et de toute participation démocratique.

III. GESTION INTEGREE

Comme l'a bien montré le géographe canadien, Jamie Linton (2010), à la base de l'hydrologie scientifique se trouve le concept du cycle hydrologique. Ce concept est également fondamental à la « Gestion Intégrée des Ressources en Eau » (GIRE), car il permet de gérer les divers phénomènes hydrologiques en tant qu'éléments d'une totalité systémique. De même, le concept de « cycle hydrologique urbain » (Marsalek et al. 2008) permet de gérer de manière concertée le captage, la potabilisation, l'acheminement, l'usage, l'épuration, l'infiltration, et le stockage de l'eau en ville, d'où le concept de la « gestion intégrée des eaux urbaines ». De façon générale, celle-ci est considérée comme un élément clé du nouveau paradigme de l'hydrologie urbaine (Novotny and Brown 2007 ; Andrieu et al. 2010 ; Chocat 2013).

Sur le plan épistémologique, la GIREs'inscrit dans la tradition systémique, qui remet en cause la pensée analytique traditionnelle, laquelle isole les divers éléments du monde pour les étudier et les gérer de manière séparée (von Bertalanffy 2009). Or, en raison de nos analyses précédentes, il nous semble que cette remise en cause de la pensée analytique n'est pas tout à fait adéquate dans le contexte de l'hydrologie urbaine. A travers la métaphore de l'organisme, la ville était *déjà* pensée comme un système, mais c'était un système qui fonctionnait de manière *descendante* à partir d'une intelligence centrale, comparable au cerveau, et représentée au niveau national par l'Etat, et au niveau de la ville par le gouvernement municipal. Les diverses entités impliquées dans la gestion de l'eau urbaine étaient donc tenues de répondre avant tout à des pouvoirs centraux. Ce constat est en accord avec l'observation de P. Brown (2007), selon laquelle un principe cybernétique de « *command and control* » (commandement et contrôle) s'est évolué à travers l'histoire pour émerger comme principe clé du paradigme actuel.⁴ Il en découle que le problème fondamental de la ville moderne n'est pas qu'elle est constituée d'éléments isolés, traités de manière analytique, qui ne font pas système. Le problème est plutôt le suivant : conformément au principe cybernétique de commandement et contrôle, la dominance de canaux de communication *descendante* fait que les soi-disant « acteurs » locaux ne peuvent en réalité qu'exécuter les commandes issues de pouvoir centraux ou, dans le cas où ils ne sont pas d'accord avec cette commande, « rétroagir » de façon négative. La gestion de la ville se réduit donc à l'opération d'un « servomécanisme » ou – pour reprendre un jeu de mots

⁴ Cette vision cybernétique du paradigme actuel n'implique pas une forme de totalitarisme. Les pouvoirs centraux peuvent très bien être des élus tenus à répondre à des demandes locales : approvisionnement en eau potable, éloignement des eaux usées et pluviales. Néanmoins, demander quelque chose n'est pas agir, mais plutôt demander que quelqu'un d'autre agisse.

d'Edgar Morin (1977, p.241-243) particulièrement adapté au cas de l' « organisme urbain » – à un « cerveau-mécanisme ». La conséquence en est qu'il manque à l'organisme urbain deux éléments organisationnels clés d'écosystèmes complexes: (i) la possibilité de véritables *initiatives* ou *actions* locales, capables de faire émerger de nouvelles propriétés à des niveaux plus globaux ; (ii) des communications *latérales* entre les divers acteurs locaux, et donc, en ce qui nous concerne, entre les divers acteurs de l'hydrologie urbaine, ainsi qu'avec tous leurs associés dans d'autres secteurs, tels que l'agriculture ou l'énergie, d'où la possibilité de penser des concepts hautement « intégrés » tels que le « *Water-Energy-Food-Climate* nexus ».

Ainsi, à la différence de l'imaginaire de l'organisme – lequel, à travers la cybernétique, a su évoluer d'une simple machine cartésienne à un système puissant de commandement et contrôle –, le nouvel imaginaire de la « ville comme une forêt » peut inspirer des actions ou des initiatives *ascendantes* ou *latérales*. Afin de mieux comprendre comment cela pourrait fonctionner dans le contexte de l'hydrologie urbaine, considérons brièvement l'analyse du « pouvoir latéral » proposée par Jeremy Rifkin dans *The Third Industrial Revolution* (2011). Selon J. Rifkin, les révolutions industrielles se produisent lorsqu'il émerge un changement paradigmatique concernant à la fois la communication et l'énergie. Ainsi, alors que le paradigme dominant du XX^e siècle était le réseau centralisé de génération et de transmission d'information (journaux, radio, télévision) et d'énergie (fossile, nucléaire, hydro-électrique), J. Rifkin propose comme paradigme du XXI^e siècle une forme décentralisée et distribuée de génération et de transmission d'information (internet, réseaux pair-à-pair...) et d'énergie (micro-génération d'énergie renouvelable transmise à travers des réseaux bidirectionnels). Les divers acteurs de la ville (entreprises, citoyens, organisations publiques...) ne seraient plus, dès lors, de simples *consommateurs* d'énergie, mais aussi des *producteurs* d'énergie qui pourrait soit consommer leur propre énergie soit la vendre sur le réseau. En tant que producteur d'énergie, chaque bâtiment serait donc « comme un arbre », lequel pourrait également être connecté à d'autres bâtiments par un réseau comparable à des rhizomes. En effet, le rhizome étant vecteur à la fois de la multiplication des modules et de la transmission et du stockage de l'énergie, il semble donc être un modèle ou une source d'inspiration « biomimétique » parfaitement adapté à la « Troisième Révolution Industrielle ».

Si, comme le veut J. Rifkin, il va falloir transformer tous les bâtiments en des « micro-centrales de génération d'énergies renouvelables » (2011, p.37) à connecter entre elles par des réseaux bidirectionnels, il faudra une gestion intégrée complexe, qui mettrait en communication des acteurs bien divers. Le contraste avec le paradigme précédent est frappant. Dans les années 1950, Charles de Gaulle a annoncé l'objectif de produire la plupart de l'électricité française dans des centrales nucléaires – projet qu'il a réussi à faire accepter de manière descendante (ou dirigiste) par la plupart des français –, ce qui a nécessité un investissement massif dans la recherche et le développement d'une technologie extrêmement pointue et dangereuse, ainsi que la construction de grandes centrales ayant pour but de fournir de l'énergie à des usagers/consommateurs à travers des grands réseaux unidirectionnels. Dans un tel paradigme, les usagers/consommateurs ne participent guère au processus de génération et de transmission de l'énergie, lequel se fait loin de chez eux par des techniciens avec lesquels ils n'entrent pas en contact. Dans le nouveau paradigme que propose J. Rifkin, par contre, les réseaux distribués d'énergie renouvelable nécessiteraient des initiatives locales, et surtout la collaboration d'acteurs en position de générer de l'énergie renouvelable au niveau local (maison, immeuble, quartier...). Certes, l'émergence de ce nouveau paradigme pourrait être favorisée par le soutien de l'Etat (modifications réglementaires, investissements en recherche et développement, mesures économiques incitatives, etc.), voire même des grandes entreprises ; il n'empêche qu'il émergera grâce à des initiatives *ascendantes* et *latérales* impliquant des acteurs locaux beaucoup plus diversifiés en termes de compétences que ceux du paradigme précédent.

Or, a priori, il n'y a pas de raison de limiter la Troisième Révolution Industrielle aux seuls secteurs de la communication et de l'énergie, voire même du transport (désormais électrique). A beaucoup d'égards le changement de paradigme préconisé par les hydrologues urbains correspond à

celui que propose Rifkin.⁵ De nombreux problèmes qui ont émergé dans le secteur de l'énergie s'appliquent aussi à l'eau : la raréfaction de la ressource, l'exploitation non-durable de réserves « fossiles », la résilience faible et le gaspillage des grands réseaux, la vulnérabilité des sites centralisés de production, etc. Il n'est donc pas surprenant que les réponses proposées sont elles aussi souvent très similaires : l'utilisation de flux locaux, installation de techniques décentralisées (récupération des eaux de pluie, micro-stations d'épuration, toitures végétalisées, surfaces perméabilisées...), usages secondaires de la ressource, partage de la ressource à travers des réseaux distribués, etc. De plus, comme dans le cas de l'énergie, ces réponses nécessiteront une véritable gestion intégrée impliquant de nombreux acteurs et parties prenantes : citoyens, associations de résidents, entreprises de toute taille, agences gouvernementales, chercheurs, consultants, etc.

Il nous semble, cependant, que le fait que la Troisième Révolution Industrielle de J. Rifkin ne tient pas compte de l'eau témoigne pas d'un simple oubli, mais plutôt d'un véritable problème. On peut certes penser le changement de paradigme de J. Rifkin selon des modèles biologiques (le bâtiment-arbre, le réseau-rhizome, etc.) ; il n'empêche que la révolution qu'il dessine n'intègre pas vraiment l'eau et le vivant eux-mêmes, comme le témoigne l'intérêt quasiment exclusif qu'il porte aux panneaux solaires, aux réseaux informatiques/énergétiques, aux voitures électriques, et aux imprimantes 3D. Certes, lorsque J. Rifkin tourne son attention vers une nouvelle vision de la ville (Rome, Monaco...), il imagine également des parcs et des jardins urbains, une production agricole locale et biologique, et des toitures végétalisées (Rifkin, 2011, p.83, p.99) ; mais ces idées restent absentes des « cinq piliers » de la Troisième Révolution Industrielle (*ibid.*, p.36-38). Or, la forêt n'est pas seulement un modèle biologique à imiter dans le contexte de la construction de machines et de réseaux non-vivants en milieu urbain. La « ville comme une forêt » ne serait pas « verte » uniquement dans le sens *métaphorique* où ses bâtiments minéraux fonctionneraient « comme » des arbres. Au contraire, la cité forêt serait remplie de diverses plantes, dont les arbres, de sorte qu'elle soit *littéralement* verte (au moins en partie).

CONCLUSION

Dans un article récent de *Techniques, Sciences, Méthodes*, Bernard Chocat pose la question suivante : « Pourquoi avons-nous autant de difficultés à mettre en pratique d'autres solutions, dites alternatives, qui valorisent les eaux de pluie urbaines ? » (Chocat 2013, p.14) La réponse qu'il propose est que nous n'arrivons pas encore à faire de la gestion intégrée. A notre avis, cette réponse est à la fois incorrecte et radicalement insuffisante. De même que l'imaginaire de l'« organisme urbain » permettait aux urbanistes et aux industriels du XIX^e siècle (Chadwick, Haussman, les Saint-Simoniens, etc.) de mettre en place leurs grands réseaux hydrauliques, conçus sur le modèle organiciste d'artères et de veines, seule l'émergence d'un nouvel imaginaire urbain – « la ville comme une forêt » – permettra le passage à un nouveau paradigme de l'hydrologie urbaine. En effet, comme nous l'avons montré, cette image permet de rassembler et de penser de manière cohérente trois éléments clés du « nouveau paradigme » de l'eau urbaine : la restauration ou l'imitation de flux hydrologiques naturels (biomimétisme) ; l'émergence de l'eau des tuyaux et son intégration comme élément central de nouveaux paysages urbains (éco-phénoménologie) ; et la coopération latérale entre les acteurs (gestion intégrée).

Cependant, accepter que seule l'émergence d'un *nouvel imaginaire* peut faire émerger un nouveau paradigme nécessitera une remise en question de la logique technoscientifique qui continue à dominer l'hydrologie urbaine. En effet, celle-ci semble être beaucoup plus à l'aise avec des concepts – conception urbaine sensible à l'eau, gestion intégrée, sécurité hydrique, nexus eau-alimentation-énergie, cycle hydro-social, etc. – qu'avec des images. Or, penser que l'hydrologie urbaine peut se passer d'images et concevoir un nouveau paradigme avec des seuls concepts n'est pas une position qui peut être justifiée par la science hydrologique elle-même ; au fond, c'est une *supposition philosophique*, quoique rarement formulée de manière explicite. Par ailleurs, dans la

⁵ Cela ne veut pas dire qu'il n'existe pas de différences importantes entre l'eau et l'énergie, notamment celles qui concernent la capacité physique qu'a un propriétaire foncier d'abstraire et de polluer l'eau des autres.

mesure où la ville du XIX^e siècle dont nous sommes aujourd'hui les héritiers était elle-même conçue « comme » ou « par analogie » avec un organisme, et plus précisément un animal, le danger se présente que résister à un nouveau imaginaire nous condamnera à rester – sans guère le savoir ou le comprendre – au sein de ce que P. Ricoeur appelle une « métaphore morte », laquelle continuera à influencer même nos actions les plus opérationnelles par sa « fécondité occulte ». L'organisme urbain est en train de mourir. Il reste à voir si nous mourrons avec lui ou si, au contraire, nous participerons à la naissance d'un nouvel habitat urbain : la « ville comme une forêt ».

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier Lyonnaise des Eaux pour leur soutien de la Chaire Industrielle : « Rationalités, Usages et Imaginaires de l'Eau » de la faculté de philosophie de l'Université Jean Moulin Lyon 3, dans laquelle ces recherches ont été effectuées.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Allan, T. (2011). *Virtual water*. I.B. London: Tauris, 384 p.

Andrieu, H., Bruno T., et Sylvie B. (2010). Hydrologie urbaine, ou Comment rendre l'eau transparente dans la ville, Chapitre 7. In : *Ecologies Urbaines*, O. Coutard et J.-P. Lévy (Ed.). Paris : Editions Economica, 130-139.

Beatley, T. (2011) *Biophilic cities: Integrating nature into urban design and planning*. Washington: Island Press, 191 p.

Benyus, J. (1997). *Biomimicry: Innovation inspired by nature*. New York: Harper Perennial, 308 p.

Bertrand-Krajewski, J.-L. (2006). *Cours d'hydrologie urbaine: Partie 1 : Introduction générale* [en ligne]. Villeurbanne : INSA de Lyon. Disponible sur <http://jlbkpro.free.fr/teachingmaterial/oshu3-01-introduction-generale.pdf> (consulté le 14.04.2014)

Braungart, M. and McDonough, W. (2009 [2002]). *Cradle to Cradle: Re-making the way we make things*. London: Vintage, 192 p.

Brown, C. and Toadvine T. (2003). *Eco-Phenomenology: Back to the earth itself*. State University of New York: New York Press, 255 p.

Brown, P. (2007). *Water resources and land use: Creating sustainable cities of the future*. Thomas Boston [MA] : R. Camp Lecture.

Chocat, B. (1997). *Assainissement*. In : L'Encyclopédie de l'assainissement et de l'hydrologie urbaine, B. Chocat (Ed.), Paris : Tec & doc Lavoisier.

Chocat, B. (2013). Un nouveau paradigme pour les eaux pluviales urbaines. *Techniques, Sciences, Méthodes*, No. 6, 14-15.

Debord, G. (1992 [1967]), *La Société du spectacle*. Paris : Gallimard, 209 p.

Despommier, D. (2011). *The vertical farm: Feeding the world in the 21st century*. New York : Picador.

Dicks H. (2014). A phenomenological approach to water in the city: Towards a policy of letting water appear. *Environment and Planning D: Society and Space* 32(3), 417–432

Elton, C. (1927). *Animal ecology*. New York: Macmillan. 256 p.

- Harpert, C. (1998). *Du déchet : Philosophie des immondices, Corps, Ville, Industrie*, Paris: L'Harmattan.
- Harrouel, J.-M. (1977). Les fonctions de l'alignement dans l'organisme urbain.XVIII^e siècle, t. 9, 135-149.
- Heidegger, M. (1976) La fin de la philosophie et la tâche de la pensée.In : *Questions III et IV*. Paris: Gallimard, 281-306.
- Linton, J. (2010). *What is water? The history of a modern abstraction*. Vancouver: UBC Press, 333 p.
- Marsalek, J., Blanca J.-C., Karamouz M., Malmquist P.-A., Goldenfum, J., and Chocat, B. (2008).*Urban water cycle processes and interaction*. Paris: UNESCO.131 p.
- Morin, E. (1977). *La méthode: Tome 1, la nature de la nature*. Paris: Editions du Seuil. 399 p.
- Mumford, L. (1961). *The city in history*. New York: Houghton Mifflin Harcourt.657 p.
- Musso, P. (1997). *Télécommunications et philosophie des réseaux*. Paris: PUF, 396 p.
- Narcy, J.-B. (2004). *Pour une gestion spatiale de l'eau : Comment sortir des tuyaux ?*Bruxelles : Peter Lang. 342 p.
- Newman, P. Jennings, I. (2008). *Cities as sustainable ecosystems: principles and practices*. Washington DC: Island Press. 290 p.
- Novotny, V. and Brown, P. (2007).Cities of the future: The fifth paradigm of urbanization, Preface. In: *Cities of the future: Towards integrated sustainable water and landscape management*,Novotny, V. and Brown, P (Ed.). IWA Publishing, xiii – xxiv.
- Picon, A. (2014). *La ville des réseaux : Un imaginaire politique*, Paris : Manucius. 44 p.
- Pierron, J.-P. (2012). *Les puissances de l'imagination: Essai sur la fonction éthique de l'Imagination*. Paris: Cerf. 299 p.
- Ricoeur, P. (1975). *La métaphore vive*. Paris: Editions du Seuil, 411 p.
- Rifkin, J. (2011). *The third industrial revolution: How lateral power is transforming energy, the economy, and the world*. New York: Palgrave Macmillan, 291 p.
- Schlanger, J. (1995 [1971]).*Les métaphores de l'organisme*. Paris: L'Harmattan. 272 p.
- Schuiten, L. (2009). *Vegetal city*. Editions Mardaga. 142 p.
- Thual, C. (2011). *Evaluer l'urbanité: rapport final*, INSA de Lyon. Disponible sur http://www.graie.org/OMEGA2/IMG/pdf/Rapport_Final_Constance_Thual.pdf(consulté le 14.04.2014)
- Todd, N.J. and Todd J. (1993 [1984]).*From ecocities to living machines: principles of ecological design*, Berkeley: North Atlantic Books.197 p.
- Vico, G. (1993 [1725]).*La Science Nouvelle*. Paris: Gallimard. 432 p.
- Von Bertalanffy, L. (2009 [1969]), *General System Theory*, George Braziller, New York.295 p.

Modélisation du transport solide dans les décanteurs d'eaux pluviales : approche numérique et expérimentale

¹ Isenmann G., ^{1,2} Vazquez J., ^{1,2} Dufresne M., ³ Fagot C., ^{1,2} MosÉR.

¹ ICube, Département Mécanique, Equipe Mécanique des Fluides, 2 rue Boussingault, 67000 Strasbourg, France

² Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg (ENGEES), Iquai Koch, 67070 Strasbourg, France

³ ACO, Département Marketing et R&D, Le Quai à Bois –BP 85, 27940 Notre-Dame de l'Isle, France

RESUME

Le présent document introduit et décrit les travaux réalisés puis envisagés dans le cadre de ma thèse de doctorat sur la modélisation numérique 3D du transport solide dans les décanteurs d'eaux pluviales. Après avoir présenté le contexte et la problématique du projet, les objectifs scientifiques et techniques de celui-ci sont mis en évidence. La méthodologie envisagée pour la thèse est exposée à travers une présentation chronologique des tâches à effectuer. Un état de l'art technique, puis scientifique, sur la décantation dans les bassins est ensuite réalisé. Pour finir, les premiers résultats et les perspectives de travail sont mis en évidence.

MOTS CLES

Modélisation numérique ; bassin ; dépôt ; transport solide ; pilote expérimental.

CONTEXTE ET PROBLEMATIQUE

Après avoir maîtrisé la collecte, le transport et le traitement des eaux usées, la poursuite des efforts de reconquête de la qualité des milieux aquatiques récepteurs passe aujourd'hui par une meilleure gestion des eaux pluviales. Ces efforts sont rendus nécessaires par les objectifs d'atteinte du bon état biologique et chimique des masses d'eau, tel que défini par la Directive Cadre sur l'Eau de 2000. Pourtant, les politiques de l'eau en faveur de la reconquête de la qualité des masses d'eau se heurte à la difficulté de la réduction des pollutions diffuses. Une partie de cette pollution diffuse provient des eaux pluviales (ou eaux de ruissellement) qui se chargent en polluant à l'approche ou au contact des sols et des toitures. Ces polluants sont ensuite entraînés vers les milieux récepteurs à l'aval (ruisseau, plan d'eau, etc.) ou infiltrés localement (noue, zone engazonnée, etc.). Plusieurs études (Chebbo, 1992 ; Ashley *et al.*, 2004) ont montré que les eaux de ruissellement véhiculent des concentrations parfois importantes de substances pouvant provoquer des altérations mécaniques, trophiques, toxiques et microbiologiques des milieux aquatiques. Les principales substances retrouvées sont les matières en suspension, les éléments traces métalliques et les micropolluants organiques (par exemple les hydrocarbures). Afin de limiter cette pollution, la réglementation impose un certain nombre d'ouvrages, plutôt conçus pour lutter contre des pollutions accidentelles (par exemple les séparateurs d'hydrocarbures). Mais ces équipements ne permettent pas de réduire significativement les pollutions diffuses, en particulier les pollutions liées aux matières en suspension.

Dans ce contexte, le laboratoire ICube-ENGEEES s'est associé avec les sociétés ACO et IRH Ingénieur Conseil afin de développer des solutions innovantes pour la maîtrise et la réduction de la pollution des eaux pluviales. Cette association intervient dans le cadre du projet SIMPLUV (Solutions Innovantes pour la Maîtrise des eaux PLUViales), sélectionné suite au 5^{ème} appel à projet ECO-INDUSTRIES lancé par Bpifrance avec le concours du Ministère du Redressement productif, de l'ADEME et du MEDDE. Une des ambitions de ce travail collaboratif est le développement de produits simples et innovants pour piéger localement les flux de polluants des eaux pluviales. Les produits envisagés sont des décanteurs compacts préfabriqués dont le volume ira du mètre cube à la centaine de mètres cube au maximum. Ces développements s'appuieront dans un premier temps sur la modélisation numérique 3D des écoulements et du transport solide dans les bassins, puis sur une phase expérimentale sur pilote en laboratoire.

OBJECTIFS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES

D'un point de vue recherche, les verrous scientifiques de ce travail de doctorat sont les suivants :

- Préviation de l'écoulement dans un bassin en fonction de sa forme et ses dimensions au moyen de critères géométriques et hydrauliques adimensionnels ;
- Lien entre la turbulence près du fond et le dépôt/remise en suspension des particules ;
- Intérêt de la prise en compte de la couche limite ;
- Modélisation du transport solide dans une approche lagrangienne (suivi de particules) et dans une approche eulérienne (approche multiphasique).

D'un point de vue technique, la dépollution des eaux pluviales à la parcelle présente de grosses lacunes concernant :

- Les règles de dimensionnement des séparateurs basées sur une équation de sédimentation utilisant la formule de Stokes (Jiménez & Madsen, 2003), pourtant inadaptée car valable pour une particule dans un écoulement laminaire ;
- Les prix élevés de ces technologies qui freinent leur arrivée sur le marché ;
- L'absence de normes ou de tests de performances reconnus pour ces appareils.

METHODOLOGIE

Pour la première année de thèse, l'objectif est de concevoir, tester et sélectionner la forme de la structure préfabriquée qui sera utilisée pour le décanteur. Pour cela, plusieurs formes de bassin sont explorées afin de déterminer laquelle serait la plus favorable à la décantation, uniquement d'un point de vue hydraulique dans un premier temps. Les géométries testées actuellement ont des sections circulaires (Figure 1), rectangulaires (Figure 2) et trapézoïdales. Cette étape permettra aussi de définir la paramétrisation du modèle de mécanique des fluides numérique nécessaire pour parvenir à représenter le comportement hydraulique d'un décanteur, notamment au sujet du choix de modèle de turbulence. Dès lors, différents aménagements intérieurs permettant d'optimiser la décantation dans l'ouvrage seront étudiés. En comparant les résultats obtenus pour les différentes configurations modélisées, le choix se portera sur l'aménagement le plus efficace en termes hydrauliques, c'est-à-dire celui permettant d'homogénéiser au maximum le champ de vitesse sur la section du décanteur. A partir de là, des choix pourront être faits afin de concevoir et construire un prototype de l'ouvrage en laboratoire.

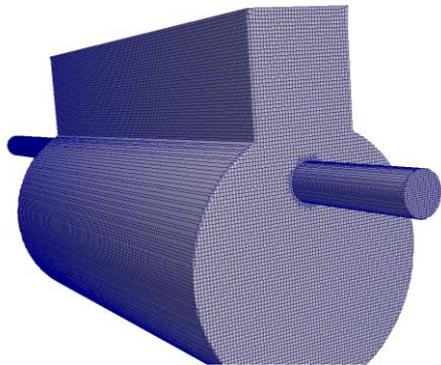


Figure 1 : Décanteur à section circulaire avec mise en évidence du maillage

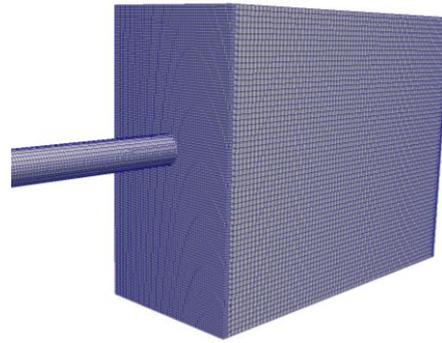


Figure 2 : Décanteur à section rectangulaire avec mise en évidence du maillage

La deuxième année de thèse débutera par la validation en laboratoire du fonctionnement hydraulique du décanteur optimisé. Ceci fait, l'étape suivante aura pour objectif de caractériser le fonctionnement de l'ouvrage concernant l'abattement des matières en suspension. Cette étape débutera par l'évaluation de l'abattement pour une gamme restreinte de caractéristiques de particules. Cette tâche sera menée en laboratoire sur le décanteur pilote. Un modèle de transport solide pourra alors être développé et validé par confrontation avec les résultats expérimentaux. Une fois validé, le modèle pourra être utilisé de façon intensive pour déterminer l'abattement des matières en suspension pour toute la gamme de particules rencontrées dans les eaux pluviales. Pour finir, les résultats seront synthétisés sous la forme d'une procédure de dimensionnement permettant d'optimiser le choix d'un modèle de décanteur compte tenu du débit et du flux de polluant à traiter et de l'objectif de qualité du milieu récepteur.

La dernière année permettra de réaliser des éventuels tests complémentaires et d'apporter des améliorations à l'ouvrage. Enfin, les publications scientifiques et l'écriture du mémoire de thèse seront réalisées.

La chronologie envisagée pour le travail de thèse est résumée sur l'organigramme de la figure 3.

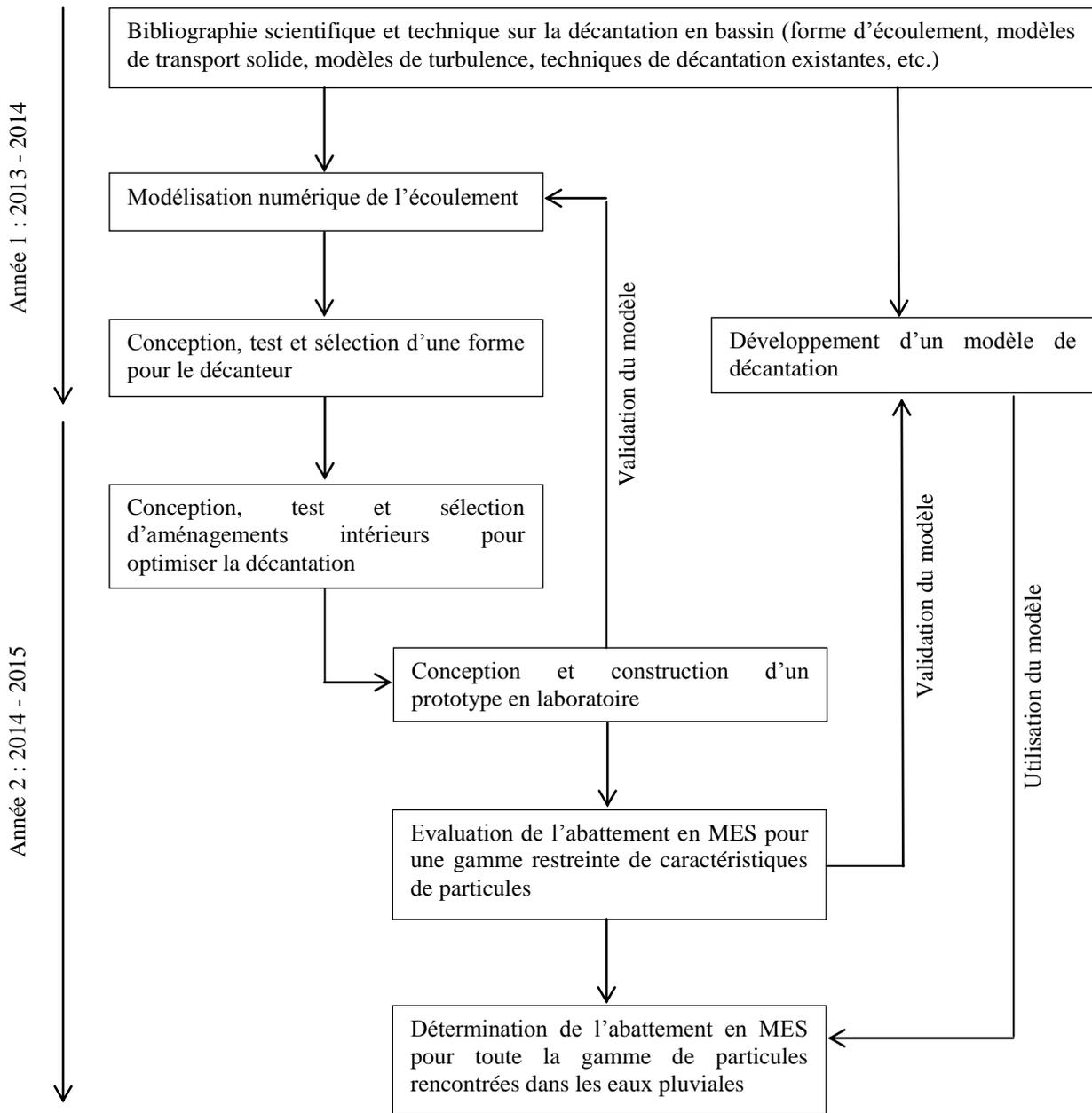


Figure 3 : Organigramme présentant la chronologie envisagée pour la thèse

ETAT DE L'ART TECHNIQUE

Il existe actuellement sur le marché de nombreux décanteurs préfabriqués permettant d'abattre la pollution des eaux pluviales avant rejet au milieu naturel. La plupart d'entre eux repose sur l'utilisation de lamelles ou d'alvéoles ; on parle alors de décanteurs lamellaires ou alvéolaires. Si ces ouvrages permettent bel et bien un abattement des matières en suspension, ils présentent néanmoins de nombreux inconvénients, détaillés ci-dessous.

Tout d'abord, la maintenance est difficile du fait de la présence des lamelles ou des alvéoles entravant le nettoyage de l'ouvrage. Cette difficulté a pour conséquence des coûts de maintenance importants qui conduisent souvent à l'abandon de tout curage régulier de l'ouvrage. Le décanteur se remplit donc rapidement de sédiments et, à terme, ne piège plus la moindre matière en suspension.

De plus le fonctionnement hydraulique de ces ouvrages n'est pas optimisé. En effet le principal défaut de fonctionnement rencontré sur les décanteurs actuellement disponibles sur le marché est qu'ils ne disposent d'aucun dispositif fiable de répartition du débit sur toute la section de l'ouvrage (Vazquez *et al.*, 2010). La conséquence est que ces ouvrages sont le siège de phénomènes de court-circuit hydraulique, c'est-à-dire des zones de survitesses défavorables à la décantation des matières en suspension.

Enfin, l'évaluation du pourcentage d'abattement des matières en suspension reste très approximative. Dans un décanteur, celui-ci est évalué en comparant la vitesse moyenne de l'écoulement à la vitesse de chute des matières en suspension. Au-delà du fait que la vitesse moyenne ne soit pas nécessairement la caractéristique hydraulique la plus pertinente à prendre en compte (du fait des zones de survitesses par exemple), la vitesse de chute est généralement calculée de façon très approximative en utilisant le modèle de Stokes, celui-ci correspondant à la décantation idéalisée de sphères en conditions laminaires (Jarrell-Smith & Friedrich, 2011). Il n'existe à ce jour aucune méthode normalisée reconnue sur le marché français permettant d'évaluer les performances de tels dispositifs.

ETAT DE L'ART SCIENTIFIQUE

Les premiers mois de la thèse sont consacrés à l'étude bibliographique concernant la modélisation de la décantation dans les bassins. Les premières recherches effectuées sur le transport solide en bassin se sont attachées à proposer des formulations mathématiques simples permettant de déterminer l'efficacité d'un ouvrage directement à partir de paramètres géométriques et hydrauliques globaux (Garde *et al.*, 1990 ; Kowalski *et al.*, 1999 ; RangaRaju & Kothiyari, 2004). Cependant, devant la variété des écoulements pouvant être rencontrés, même dans des ouvrages de forme simple, il est apparu que la fiabilisation de ces formulations passait par une meilleure caractérisation des écoulements. On s'intéresse donc dans un premier temps à l'identification des différents écoulements pouvant prendre place dans un bassin en fonction de sa forme et de ses dimensions. Plusieurs études se sont penchées sur l'établissement de paramètres adimensionnels de détermination de la forme de l'écoulement pour ensuite faire le lien avec le transport solide (Kantoushet *et al.*, 2008a, 2008b ; Dewalset *et al.*, 2008 ; Dufresne *et al.*, 2010a, 2010b, 2011, 2012). Cependant les configurations testées sont encore éloignées des bassins utilisés en ingénierie et les lois de similitude sont approximatives en transport solide. Par ailleurs, si l'expérimentation a fait progresser les connaissances sur le transport solide en bassin, la modélisation de celui-ci est encore à améliorer (Dufresne *et al.*, 2009 ; Yan *et al.*, 2011).

PREMIERS RESULTATS ET PERSPECTIVES

Les simulations sont réalisées grâce au logiciel libre OpenFOAM spécialement destiné à la dynamique des fluides numérique. Dans un premier temps, plusieurs modèles de turbulence sont étudiés afin de déterminer lequel est le plus adapté dans le cas d'un décanteur. Un intérêt a été porté sur les modèles k-ε, RNG k-ε et k-ω SST. Le modèle RNG k-ε semble le plus approprié pour les écoulements à faible nombre de Reynolds (Hunze, 2008 ; Yan, 2013). S'agissant d'un problème transitoire avec deux fluides séparés par une interface, le solveur multiphasique interFoam est utilisé pour modéliser le comportement hydrodynamique de l'ouvrage. L'algorithme de résolution lié à ce solveur est basé sur la méthode Volume of Fluid (VoF), dans laquelle une équation de transport permet de déterminer la fraction volumique relative des deux phases. Au final, on connaît l'ensemble des caractéristiques hydrauliques telles que les vitesses, les pressions, les variables liées à la turbulence (k et ε / ω) ou encore la position de la surface libre. Ces caractéristiques sont ensuite visualisées et analysées afin de comparer le comportement hydrodynamique selon la forme de l'ouvrage (Figure 4 et 5). Les premières simulations effectuées montrent que la forme parallélépipédique permet une meilleure homogénéisation de la répartition des vitesses dans une section (Figure 6 et 7).

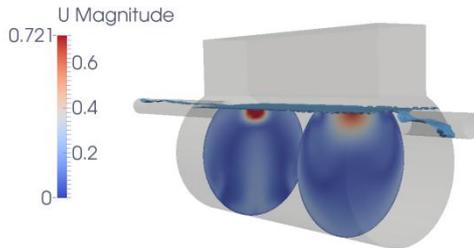


Figure 4 : Position de la surface libre et champ de vitesses pour un débit de 62 l/s (décanteur cylindrique)

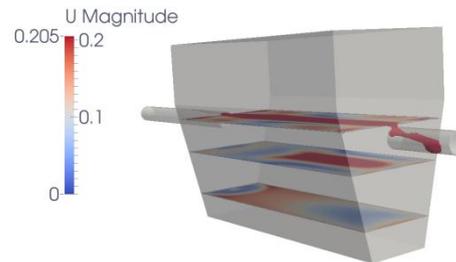


Figure 5 : Champ de vitesses dans des sections horizontales pour un débit de 62 l/s (décanteur trapézoïdale)

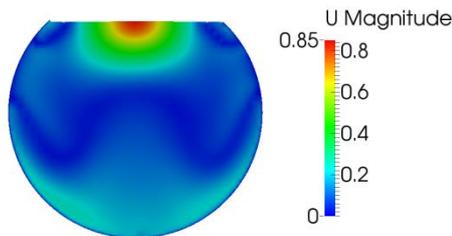


Figure 6 : Répartition des vitesses dans une coupe transversale (x=2.5m) pour le cylindre et pour un débit de 62 l/s

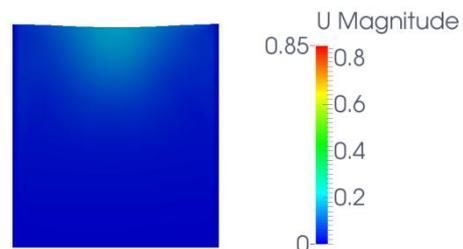


Figure 7 : Répartition des vitesses dans une coupe transversale (x=2.5m) pour le parallélépipède et pour un débit de 62 l/s

En parallèle, la modélisation du transport solide a commencé à être explorée. L'approche Euler-Lagrange pour la modélisation du transport particulaire est retenue, c'est-à-dire que les équations de Navier-Stokes sont résolues pour la phase fluide tandis que les équations du mouvement de Newton sont résolues pour la phase particulaire dans le but de déterminer les trajectoires des particules. Les trajectoires sont obtenues en résolvant l'équation suivante :

$$m_p \frac{d\vec{u}_p}{dt} = \vec{F}_p$$

Connaissant la somme des forces agissant sur la particule \vec{F}_p , la trajectoire de celle-ci est alors calculée par intégration de la vitesse de la particule :

$$\frac{dx_p}{dt} = u_p$$

La somme des forces agissant sur une particule évoluant dans un fluide visqueux s'écrit :

$$\vec{F}_p = m_p \frac{d\vec{u}_p}{dt} = \vec{F}_D + \vec{F}_p + \vec{F}_g + \vec{F}_A$$

La force de trainée pour des particules sphériques est calculée comme suit :

$$\vec{F}_D = m_p \frac{18\mu C_D Re_p}{\rho_p d_p^2} \frac{1}{24} (\vec{u} - \vec{u}_p)$$

Où m_p est la masse de la particule, d_p est le diamètre de la particule, ρ_p est la masse volumique de la particule, ρ est la masse volumique du fluide, μ est la viscosité dynamique du fluide et ν la viscosité cinématique du fluide. Le coefficient de trainée C_D est obtenu à partir de l'équation suivante :

$$C_D = \begin{cases} \frac{24}{Re_p} & \text{si } Re_p < 1 \\ \frac{24}{Re_p} (1 + 0,15 Re_p^{0,687}) & \text{si } 1 \leq Re_p \leq 1000 \\ 0,44 & \text{si } Re_p > 1000 \end{cases} \quad \text{avec } Re_p = \frac{d_p \|u - u_p\|}{\nu}$$

La gravité et la poussée d'Archimède donnent : $\vec{F}_g = m_p \vec{g} \left(1 - \frac{\rho}{\rho_p}\right)$

La force liée au gradient de pression s'exprime comme suit : $\vec{F}_p = \frac{1}{6} \pi d_p^3 \vec{\nabla} P$

Enfin la force de masse ajoutée : $\vec{F}_A = \frac{1}{12} \pi d_p^3 \rho_p \frac{d\vec{u}_p}{dt}$

En plus de l'ensemble de ces forces, on prend également en compte l'influence de la nature turbulente de l'écoulement sur la particule. La dispersion des particules dues aux fluctuations turbulentes dans l'écoulement est modélisée en utilisant une dispersion stochastique (marche aléatoire). On définit pour le fluide une vitesse instantanée telle que : $u_i = \bar{u}_i + u_i'$. \bar{u}_i est la vitesse moyenne de l'écoulement et u_i' est déduite des paramètres locaux de la turbulence, c'est-à-dire : $u_i' = \xi \sqrt{2k/3}$ où ξ est un nombre aléatoire suivant une distribution normale et k représente l'intensité turbulente.

L'implémentation de ce modèle dans le logiciel OpenFOAM et sa validation par rapport à des données expérimentales (Frey *et al.*, 1993) sont actuellement en cours. Les premiers résultats montrent une bonne cohérence au niveau des quantités décantées et déversées par la sortie entre les données expérimentales et numériques. Cependant la localisation des dépôts à l'intérieur du bassin n'est pas encore satisfaisante. Des travaux sur les interactions des particules avec les murs et le fond sont donc en cours afin de modéliser plus précisément le dépôt dans l'ouvrage.

Les autres travaux en cours concernent principalement deux points. D'une part, on souhaite étudier la sensibilité des résultats au mode d'injection retenu pour les particules, les différentes possibilités étant une injection surfacique, un (des) cône(s) d'injection ou encore des injections ponctuelles. D'autre part, le modèle de transport solide développé actuellement est utilisé sur un écoulement stationnaire (débit constant en entrée). L'étape suivante consistera à coupler ce solveur pour le transport particulaire avec le solveur interFoam afin de pouvoir suivre le mouvement des particules dans un écoulement transitoire (débits d'entrée variables).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ashley R.M., Bertrand-Krajewski J.-L., Hvitved-Jacobsen T., Verbanck M., (editors) (2004). *Solids in Sewers*. London (UK): IWA Publishing, Scientific and Technical Report n° 14, May 2004, 360 p. ISBN 1900222914.
- Chebbo G. (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains. Caractérisation et traitabilité*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 413 p.
- Dewals, B., Kantoush, S.A., Ercicum S., Piroton, M., Schleiss A.J. (2008). Experimental and numerical analysis of flow instabilities in rectangular shallow basins. *Environmental Fluid Mechanics*, 8, 31-54.
- Dufresne M., Vazquez J., Terfous A., Ghenaim A., Poulet J.B. (2009). Experimental investigation and CFD modelling of flow, sedimentation, and solids separation in a combined sewer detention tank. *Computers & Fluids*, 38(5):1042-1049.
- Dufresne M, Dewals BJ, Ercicum S, Archambeau P, Piroton M (2010a). Experimental investigation of flow pattern and sediment deposition in rectangular shallow reservoirs. *International Journal of Sediment Research*, 25(3):258-270.
- Dufresne M, Dewals BJ, Ercicum S, Archambeau P, Piroton M (2010b). Classification of flow patterns in rectangular shallow reservoirs. *Journal of Hydraulic Research*, 48(2):197-204.
- Dufresne M, Dewals BJ, Ercicum S, Archambeau P, Piroton M (2011). Numerical investigation of flow patterns in rectangular shallow reservoirs. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 5(2):247-258.
- Dufresne M, Dewals BJ, Ercicum S, Archambeau P, Piroton M (2012). Flow patterns and sediment deposition in rectangular shallow reservoirs. *Water and Environment Journal*, 26(4):504-510.
- Frey P, Morel R, Champagne J.Y., Gay B (1993). Hydrodynamics fields and solid particles transport in a settling tank. *Journal of Hydraulic Research*, 31(6), 763-776.
- Garde, R.J., Ranga Raju, K.G. & Sujudi, A.W.R. (1990). Design of settling basins. *Journal of Hydraulic Research*, 28(1), 81-91.
- Hunze M. (2008). Investigation of clarification tanks using 3-dimensional simulation studies- part 1 circular clarification tanks. Hannover, Germany, Flow Concept GmbH.
- Jarrell-Smith, S. & Friedrich, C-T. (2011). Size and settling velocities of cohesive flocs and suspended sediments aggregates in a trailing suction hopper dredge plume. *Continental Shelf Research*, 31(2011), 550-563.
- Jiménez, J-A. & Madsen, O-S. (2003). A simple formula to estimate settling velocity of natural sediments. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 129(2), 70-78.
- Kantoush, S.A. et al. (2008a). Flow field investigation in a rectangular shallow reservoir using UVP, LSPIV and numerical modelling. *Flow Measurement and Instrumentation*, 19(3-4), 139-144.
- Kantoush, S.A., Bollaert, E. & Schleiss, A.J. (2008b). Experimental and numerical modelling of sedimentation in a rectangular shallow basin. *International Journal of Sediment Research*, 23(3), 212-232.
- Kowalski, R., Reuber, J. & Köngeter, J. (1999). Investigations into and optimisation of the performance of sewage detention tanks during storm rainfall events. *Water Science and Technology*, 39(2), 43-52.
- Ranga Raju K.G., Kothiyari U.C. (2004). Sediment management in hydroelectric projects. Impact of silt on hydro turbines. *Himalayan Small Hydropower Summit*. Dehradun, India.
- Vazquez J., Morin A., Dufresne M., Wertel J. (2010). Optimisation de la forme des décanteurs lamellaires par la modélisation hydrodynamique 3D. *Proceedings of the 7th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management*, Lyon - France, from June 27 to July 1st, 10p.
- Yan, H., LipemeKouyi, G., Bertrand-Krajewski, J-L. (2011). Modélisation numérique 3D des écoulements turbulents à surface libre chargés en polluants particuliers dans un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales. *La Houille Blanche n°5*, 40-44.
- Yan H. (2013). *Expérimentations et modélisations tridimensionnelles de l'hydrodynamique, du transport particulaire, de la décantation et de la remise en suspension en régime transitoire dans un bassin de retenue d'eaux pluviales urbaines*. Thèse de doctorat en hydrologie urbaine. Lyon. INSA de Lyon, 238 p.

Métrologie et modélisation des flux de résidus de médicaments en réseaux d'assainissement urbain et hospitalier

Pouzol T.^{1*}, Lévi Y.², Castebrunet H.¹, Bertrand-Krajewski J.-L.¹

- 1 Université de Lyon, INSA Lyon, LGCIE – Laboratoire de Génie Civil et Ingénierie Environnementale, 34 avenue des Arts, F-69621 Villeurbanne cedex, France.
*Auteur correspondant : tanguy.pouzol@insa-lyon.fr
- 2 Université Paris Sud - Faculté de Pharmacie, UMR 8079 CNRS-AgroParisTech, 5 rue J.-B. Clément, F-92296 Chatenay-Malabry cedex.

RÉSUMÉ

La présence de résidus de médicaments dans les milieux aquatiques soulève de nombreux problèmes. Dans le cadre des projets de recherche SIPIBEL et Interreg franco-suisse IRMISE Arve Aval, les flux des résidus de 15 médicaments dans les eaux usées issues d'un centre hospitalier et d'un bassin versant urbain sont étudiés à leurs points d'entrée respectifs en station d'épuration (STEP). Des campagnes d'analyses mensuelles et de sept jours consécutifs ont été effectuées pour étudier la variabilité temporelle des flux. En parallèle, des données sur les ventes / distributions de ces médicaments sont collectées afin de les mettre en relation avec les flux mesurés en entrée de STEP. Cette analyse n'est pas encore possible actuellement car, contrairement à celles du centre hospitalier qui sont bien quantifiées, les données sont encore manquantes pour les ventes / distributions sur le bassin versant urbain. En parallèle, une modélisation stochastique des flux en entrée de STEP à partir des ventes / distributions de médicaments est en cours d'élaboration, afin de prédire les flux en entrée de STEP. Le modèle comporte trois parties : consommation des médicaments, excrétion et transfert à la STEP. Cet article en présente le principe.

MOTS CLÉS

Eaux usées ; hôpital ; médicaments ; modélisation ; réseau d'assainissement urbain.

INTRODUCTION

Depuis une quinzaine d'années, de nombreuses études ont révélé l'ampleur de la contamination des milieux aquatiques et de certaines eaux de consommation par des résidus de médicaments et de produits de diagnostic et leurs métabolites (Kümmerer 2009, Li 2014). Du fait de leur qualité même de molécules actives sur le vivant, leur présence dans l'environnement suscite une préoccupation particulière avec un impact écotoxique et peut être sanitaire dont l'ampleur reste à évaluer.

Les eaux traitées issues des stations d'épuration des eaux usées urbaines (STEP) constituent la principale voie de rejet dans l'environnement de résidus de médicaments à usage humain. En effet, les STEP traitent ces molécules avec des efficacités variables (Soulier *et al.*, 2011) car leurs filières n'ont pas été créées pour cela. Elles collectent sans distinction les eaux usées d'origines domestiques et hospitalières et les établissements de soin n'ont pas d'obligation de traitement avant rejet excepté pour les composés radioactifs.

Afin de maîtriser les flux de polluants et réduire les rejets, il est nécessaire de bien décrire l'origine des flux et de les quantifier et de décrire de quelle manière ils transitent jusqu'aux stations d'épuration puis vers le milieu naturel. Dans le domaine des médicaments, ces questions sont encore mal traitées et les modélisations disponibles sont souvent simplistes et appliquées sur des zones géographiques très grandes (à l'échelle d'un pays par exemple).

Dans ce contexte, nous proposons une modélisation plus approfondie des processus relatifs aux médicaments, depuis leur vente jusqu'à leur arrivée aux STEP. De plus, afin de comprendre la place et l'influence des hôpitaux dans ce type de rejets, nous avons dupliqué l'approche pour les usages domestiques des médicaments et les usages en milieu hospitalier.

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

La plupart des études s'intéressant à la présence de résidus de médicaments dans l'eau ne propose pas, dans leurs protocoles, un suivi régulier des effluents. Pourtant, plusieurs études montrent que les variations des flux de médicaments dans les effluents ne sont pas négligeables, autant à des échelles saisonnières que journalières (Sari *et al.* 2014, Managaki *et al.* 2008).

Plusieurs études visent à prédire les concentrations de médicaments dans l'environnement ou dans des effluents. Mais les modèles utilisés sont souvent simplistes car ils consistent à estimer les flux de médicaments d'un bassin versant en multipliant la consommation journalière moyenne d'un médicament pour une personne par le nombre d'habitants du bassin versant, le tout réduit par des coefficients souvent empiriques (Bound et Voulvoulis 2006, Coutu *et al.* 2013, Carballa *et al.* 2008). Les modèles ainsi proposés fonctionnent donc plus comme des « boîtes noires » que comme des modèles explicatifs. De plus, les données qui les alimentent sont souvent à des échelles inappropriées spatialement (consommation d'un pays ramenée à un bassin versant) et temporellement (consommation annuelle ramenée à la journée).

Néanmoins, certaines études ont proposé des modèles plus réalistes prenant en compte les différents phénomènes intervenant dans le cycle de vie d'un médicament (consommation, métabolisme, excrétion, transport dans les réseaux d'assainissement,...) et fondés sur des données précises à l'échelle d'un hôpital par exemple avec des consommations hebdomadaires (Heberer et Feldmann 2005, Khan et Ongerth 2004, Coutu *et al.* 2013). Nous proposons d'approfondir cette approche de modélisation plus détaillée.

MATERIELS ET METHODES

Dans le cadre des projets de recherche SIPIBEL et IRMISE Arve Aval (voir www.graie.org/Sipibel/index.html et www.graie.org/irmise/index.html), l'étude est réalisée sur la STEP de Bellecombe (74) qui collecte et traite séparément les eaux usées d'un bassin versant urbain d'environ 15 000 habitants raccordés et du Centre Hospitalier Alpes Léman (CHAL), d'une capacité de 400 lits (Brelot *et al.* 2014). Le travail comporte deux parties distinctes : la métrologie et la modélisation. La première permet de caractériser et quantifier les flux de résidus de médicaments pour les deux bassins versants, urbain et hospitalier, d'une part en entrée de STEP et d'autre part au niveau de la vente / distribution des médicaments. La seconde a pour objectif de proposer un modèle permettant de relier ces deux séries de données et d'information.

Métrologie : flux entrant à la STEP et vente/distribution de médicaments

Depuis février 2012, une campagne par mois permet de recueillir un échantillon moyen journalier pour les deux effluents. Ces échantillons sont ensuite analysés pour déterminer les concentrations de 15 molécules (Brelot *et al.* 2014) :

Anti-douleurs et anti-inflammatoires : acide acétylsalicylique, paracétamol, diclofénac, ibuprofène, kétoprofène.

Antibiotiques : ciprofloxacine, sulfaméthoxazole, aztréonam, méropénème, vancomycine

Betabloquants : aténolol, propanolol

Antifongique : éconazole

Estrogène : 17 β - éthinilestradiol-EE2

Antiépileptique : carbamazépine.

À ces campagnes mensuelles viennent s'ajouter 3 campagnes de 7 jours consécutifs, afin de d'observer les éventuelles variations hebdomadaires des flux.

La collecte de ces données doit être faite à des échelles adéquates, autant spatialement que temporellement. Pour l'hôpital, les dispensations journalières de la pharmacie centrale du CHAL sont recueillies pour les jours J des campagnes de mesures en entrée de STEP ainsi que pour les 4 jours précédents. Côté urbain, la situation est plus compliquée car l'accès aux données des ventes des six pharmacies de ville situées sur le bassin versant urbain, aux échelles de temps qui nous intéressent, reste encore difficile.

Modélisation

Le modèle proposé est fondé une approche stochastique afin de représenter les nombreux processus auxquels sont soumis les médicaments consommés. Il cherche à représenter la dynamique des flux à l'échelle d'une journée ou moins. Il s'articule en trois parties : 1) la consommation qui fait le lien entre vente et utilisation des médicaments, 2) l'excrétion qui décrit le devenir et la métabolisation des médicaments dans le corps et 3) le transfert et les transformations éventuelles des médicaments dans les réseaux d'assainissements jusqu'à la STEP.

La consommation prend en compte les effets de stocks. En effet, la consommation des médicaments vendus s'étale dans le temps. Côté urbain, une boîte de 12 comprimés n'est pas consommée en un jour. Côté hôpital, si les dispensations se font à l'unité près, elles ne représentent pas directement les consommations des patients puisque la pharmacie centrale du CHAL approvisionne des pharmacies de services seulement durant les jours de semaine. Les consommations sont ensuite estimées à partir des prescriptions posologiques moyennes des différentes molécules.

L'excrétion met en scène l'ensemble des processus du métabolisme humain. Dans un premier temps, la biodisponibilité représente la fraction des médicaments qui est absorbée par le corps, puis la clairance indique la vitesse à laquelle les médicaments et leurs métabolites sont prêts pour l'excrétion. Puis un modèle prédit les moments où les organes excréteurs sont vidés.

Enfin, le transfert des résidus de médicaments relie le lieu de rejet du médicament et l'entrée de la STEP. Il convient de proposer un modèle capable de reproduire l'hydraulique du réseau afin de décrire les transferts des molécules en appui sur les écoulements. Les eaux usées sont produites au sein de zones d'apports à l'aide d'un modèle de prédiction des usages de l'eau potable, puis l'écoulement de ces eaux est assuré par une modélisation de type Muskingum pour une représentation simplifiée du réseau. Les éventuelles transformations des molécules le long du réseau seront également prises en compte.

PREMIERS ÉLÉMENTS DE RESULTATS

La mise en place du modèle n'étant pas terminée, les résultats généraux ne peuvent être présentés. Néanmoins, la partie hydraulique du modèle du bassin versant urbain est en cours de finalisation. À titre d'exemple la figure 1 montre ce qui peut être obtenu. Le calage du modèle doit encore être affiné. Dans le but de représenter des phénomènes stochastiques, les calculs devront être reproduits un grand nombre de fois, aussi un grand soin a été apporté afin de réduire les temps de calculs. Actuellement, la simulation hydraulique du bassin versant urbain sur deux jours au pas de temps de la seconde nécessite un peu moins de 7 secondes.

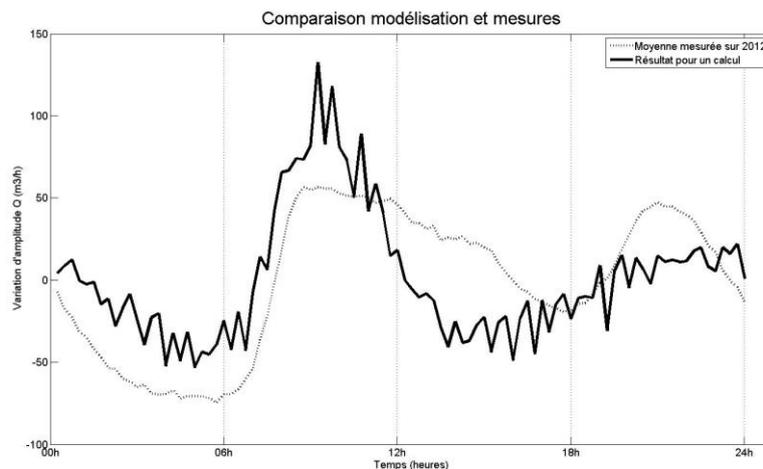


Figure 1. Comparaison des débits mesurés (moyenne) et calculés (une simulation) pour le bassin versant urbain

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les flux de médicaments (ventes / distribution et flux entrants en STEP) seront analysés ultérieurement lorsque les données seront suffisamment complètes. La mise en place de la modélisation demande encore de renseigner de nombreux paramètres ainsi que d'avoir accès aux données d'entrées (ventes de médicaments sur le bassin versant urbain) et de calages (analyses des échantillons).

En outre, il apparaît déjà nécessaire de prévoir de nouvelles analyses afin de mieux caractériser les flux. Par exemple, mettre en place des campagnes de mesures horaires afin de suivre les variations au cours d'une journée, ainsi que des campagnes le long du réseau d'assainissement pour étudier les transformations éventuelles des résidus de médicaments durant leur transfert.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bound J.P., Voulvoulis N. (2006). Predicted and measured concentrations for selected pharmaceuticals in UK rivers: implications for risk assessment. *Water Research*, 40, 2885-2892.
- Brelot E., Lecomte V., Patois L. (2014). Effluents hospitaliers et stations d'épuration urbaines : premier bilan sur le site pilote de Bellecombe (Sipibel). *Techniques Hospitalières*, 743, 31-39.
- Carballa M., Omil F., Lema J.M. (2008). Comparison of predicted and measured concentrations of selected pharmaceuticals, fragrances and hormones in Spanish sewage. *Chemosphere*, 72, 1118-1123.
- Coutu S., Rossi L., Barry D.A., Rudaz S., Vernaz N. (2013). Temporal variability of antibiotics fluxes in wastewater and contribution from hospitals. *PLOS One*, 8(1), e53592.
- Heberer T., Feldmann D. (2005). Contribution of effluents from hospitals and private households to the total loads of diclofenac and carbamazepine in municipal sewage effluents – modelling versus measurements. *Journal of Hazardous Materials*, 122, 211-218.
- Khan S.J., Ongerth J.E. (2004). Modelling of pharmaceutical residues in Australian sewage by quantities of use and fugacity calculations. *Chemosphere*, 54, 355-367.
- Kümmerer K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2354-2366.
- Li W.C. (2014). Occurrence, sources, and fate of pharmaceuticals in aquatic environment and soil. *Environmental Pollution*, 187, 193-201.
- Managaki S., Kim W., Furumai H., Takada H. (2008). The difference of diurnal behavior of pharmaceuticals and gross organic pollutants in combined sewer system. *Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK, 7 p.
- Sari S., Ozdemir G., Yangin-Gomec C., Zengin G. E., Topuz E., Aydin E., Pehlivanoglu-Mantas E., Tas D. O. (2014). Seasonal variation of diclofenac concentration and its relation with wastewater characteristics at two municipal wastewater treatment plants in Turkey. *Journal of Hazardous Materials*, 272, 155-164.
- Soulier C., Gabet V., LeMenach K., Pardon P., Esperanza M., Miège C., Choubert J.-M., Martin-Ruel S., Bruchet A., Coquery M., Budzinski H. (2011). Zoom sur les substances pharmaceutiques : présence, partition, devenir en station d'épuration. *Techniques Sciences et Méthodes*, 1/2, 63-77.

DE LA MODELISATION HYDRAULIQUE A LA GESTION DES TRANSPORTS SOLIDES DANS LES GRANDS COLLECTEURS DE LA VILLE DE PARIS

SHAHSAVARI, Gashin

Université Paris Diderot
Gashin.shahsavari@gmail.com

Case à cocher pour le premier auteur **Erreur ! Signet non défini.** :

- 1^{ère} année de thèse 2^{ème} année de thèse
 3^{ème} année de thèse 4^{ème} année de thèse ou plus
 Post-doctorat



MOTS CLES

Dynamique des transports solides, curage, chasse hydraulique, réseau d'assainissement.

RÉSUMÉ

La formation de dépôts dans un réseau d'assainissement unitaire (RAU) à faible pente, comme celui des égouts parisiens, reste préoccupant pour les gestionnaires d'ouvrages. En effet, l'accumulation des dépôts en radier au fil du temps engendre différentes perturbations dans le fonctionnement des RAU. La cohésion des sédiments, due à la présence de matières organiques, contribue à la solidification des dépôts en fond de collecteur. Un nettoyage régulier des ouvrages est indispensable afin de limiter ce phénomène de sédimentation. Cette action n'est toutefois pas sans conséquence pour les égoutiers en charge de la maintenance. Le curage des collecteurs les plus importants est actuellement réalisé à l'aide d'engins roulants ou flottants - bateaux vannes et wagons vannes - dont l'utilisation est difficile. Cette pratique, pourtant onéreuse pour les gestionnaires, est menée dans des conditions difficiles et pénibles pour les agents qui s'exposent dangereusement à des gaz toxiques.

Cette thèse a pour objectif d'évaluer l'efficacité d'une chasse hydraulique produite par l'ouverture rapide d'une vanne secteur, sur la remise en suspension et le transport des dépôts présents en fond de collecteur. L'objectif étant, à terme, de généraliser les dispositifs d'autocurage dans les réseaux d'assainissement. Cela s'inscrit dans une démarche d'amélioration des conditions de travail des égoutiers par une gestion intégrée de ces ouvrages, permettant de réduire l'intervention humaine dans le processus de curage.

Cette recherche repose principalement sur l'étude du phénomène d'érosion des sédiments soumis à un écoulement fortement turbulent et donc l'étude détaillée des mécanismes d'érosion, de mise en mouvement et de déposition des particules. Le principal paramètre hydraulique entrant en ligne de compte dans le phénomène de chasse hydraulique est la vitesse générée par la chasse, ainsi que les fluctuations turbulentes à l'origine des contraintes de cisaillement responsables de l'érosion des sédiments.

Pour ce faire, un tronçon de 400 m (pente moyenne de 1,59 m/km sur 700 m) a été choisi comme site expérimental dans un collecteur visitable du réseau parisien soumis à la formation de dépôts (figure 1). Ce tronçon de collecteur est actuellement équipé d'une vanne secteur qui, après modification de sa vitesse de manœuvre, sera utilisée pour effectuer la chasse. Plusieurs paramètres hydrauliques, sédimentaires et mécaniques seront alors mesurés pour caractériser les flux hydrosédimentaires résultant de la chasse hydraulique. Des campagnes d'échantillonnage, de mesures et d'observations ponctuelles seront menées sur différentes sections. Les données acquises à l'issue de ces essais seront ensuite traitées, pour servir de référence, à l'établissement d'un modèle numérique 3D et multiphasique, capable de prédire l'efficacité d'une chasse hydraulique en fonction des caractéristiques sédimentaires et de la géométrie du site.

In fine, ce modèle permettra de favoriser l'étude de l'implantation de nouveaux systèmes de curage automatique en vue d'une généralisation de leur utilisation.

TEXTE COMPLET NON PARVENU

ESTIMATION DE L'INFLUENCE DU POINT D'ÉCHANTILLONNAGE DES MATIÈRES EN SUSPENSION DANS UNE SECTION DE RESEAU D'ASSAINISSEMENT

Santiago SANDOVAL¹ *, Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI¹

¹Université de Lyon, INSA Lyon, LGCIE – Laboratoire de Génie Civil et Ingénierie
Environnementale, 34 avenue des Arts, F-69621 Villeurbanne cedex, France

*Auteur correspondant : santiago.sandoval-arenas@insa-lyon.fr

RESUME

Le mesurage des matières en suspension (MES) dans les systèmes d'assainissement urbains est essentiel pour des raisons scientifiques, environnementales, opérationnelles et réglementaires. Afin de déterminer la sur- ou la sous-estimation de la concentration moyenne en MES liée à la position du point de prélèvement sur un profil vertical dans un collecteur d'assainissement, une approche probabiliste par la méthode de Monte Carlo est proposée. Cette méthode est testée pour des séries chronologiques de MES, débit et hauteur d'eau mesurées en 2007 pour 89 événements pluvieux, au pas de temps de 2 minutes, à l'exutoire du réseau séparatif pluvial de Chassieu. Une sous-estimation de la concentration moyenne en MES entre 1.04 et 1.10 se produit pendant 95 % du temps. Au voisinage des pics de débit, cette sous-estimation est plus faible en raison des plus grandes vitesses d'écoulement qui correspondent à des conditions turbulentes et de concentration plus homogène à travers la section. La profondeur de la concentration moyenne \bar{c} est généralement voisine de 40 % (du fond à la surface) de la hauteur d'eau totale, et peut atteindre près de 50 % pour les vitesses d'écoulement les plus grandes. Une attention particulière doit être portée aux débuts et fins d'événements pluvieux, en raison notamment des sous-estimations des concentrations en MES et des incertitudes élevées de certaines grandeurs liées aux faibles vitesses d'écoulement.

MOTS CLES

Collecteur d'assainissement ; échantillonnage ; métrologie ; polluants particuliers ; préleveur automatique ; profil de concentration ; propagation des incertitudes ; représentativité.

INTRODUCTION

Le mesurage des matières en suspension (MES) dans les systèmes d'assainissement urbains est essentiel pour des raisons scientifiques, environnementales, opérationnelles et réglementaires. Cependant, la validité des résultats de mesure (pour différents usages tels que le calage et la vérification de modèles, la gestion des ouvrages et l'autosurveillance) dépend étroitement de la qualité des données qui doivent être représentatives des conditions réelles *in situ*. Des méthodes spécifiques sont donc nécessaires pour garantir l'acquisition et la validation appropriées des concentrations en MES mesurées dans les prélèvements en réseau. Afin d'estimer la qualité des données, de nombreux travaux de recherche ont été consacrés à la détermination des incertitudes expérimentales sur les mesurages en ligne et en laboratoire des concentrations en MES (Harmel *et al.*, 2006; Harmel et Smith, 2007; Joannis *et al.*, 2008; Métadier et Bertrand-Krajewski, 2012). En revanche, l'influence des conditions d'échantillonnage *in situ* (par exemple la hauteur du point de prélèvement ou de mesurage dans la section, les vitesses d'aspiration ou l'orientation du tube de prélèvement) sur la représentativité des valeurs mesurées n'a pas fait l'objet d'autant d'investigations dans la littérature (Shelley, 1977 ; Berg, 1982 ; Rossi, 1998 ; Larrarte et Pons,

2011). Une approche préliminaire a été établie par Métadier (2011), sur la base de l'expérience des techniciens (comme 10 % de la valeur mesurée).

Les incertitudes associées à la localisation du point d'échantillonnage des MES dans la section transversale du collecteur sont habituellement négligées, en admettant que la valeur mesurée est égale à la concentration moyenne vraie dans la section. Cette hypothèse semble valide pour des collecteurs présentant des vitesses d'écoulement élevées susceptibles d'assurer une homogénéisation satisfaisante des concentrations en MES à travers la section. Cependant, le gradient vertical de concentration en MES ne peut pas être négligé pour d'autres conditions hydrodynamiques, notamment aux faibles vitesses. Lorsque c'est le cas, la différence entre la valeur mesurée et la concentration moyenne réelle peut être due à plusieurs sources : i) la variabilité de la position représentative de la concentration moyenne à travers la section, ii) la variabilité de la position du point de prélèvement dans la section transversale et iii) les incertitudes des variables physiques (*ex.* débit, coefficient de rugosité, propriétés géométriques) (Figure 1).

Nous proposons de traiter ces sources de variabilité en terme de probabilité, estimée par une approche de type Monte Carlo avec 1000 simulations. Il a été considéré le nombre de fois où la localisation du point d'échantillonnage sur le profil de concentration vertical (valeur mesurée) était égale à la position représentative de la concentration moyenne (sous l'hypothèse de l'homogénéité des profils horizontaux de concentration). La méthode proposée estime la représentativité des mesurages au moyen du facteur correctif *ROU* (ratio of over- or under-estimation) par lequel il faut multiplier la concentration mesurée pour obtenir la concentration moyenne vraie.

MATERIELS ET METHODES

La méthode proposée a été testée avec les séries chronologiques de concentration C en MES, débit Q et hauteur d'eau h mesurées en 2007 pour 89 événements pluvieux, au pas de temps de 2 minutes, à l'exutoire du réseau séparatif pluvial de Chassieu, France. Les autres grandeurs nécessaires aux calculs sont i) la section mouillée au point de mesure, ii) le coefficient de Manning-Strickler K_{MS} du collecteur et iii) la vitesse de chute w_s des MES. Les incertitudes de toutes les variables sont également déterminées. Les variables, les conditions expérimentales et le profil de concentration en MES sont représentés schématiquement Figure 1.

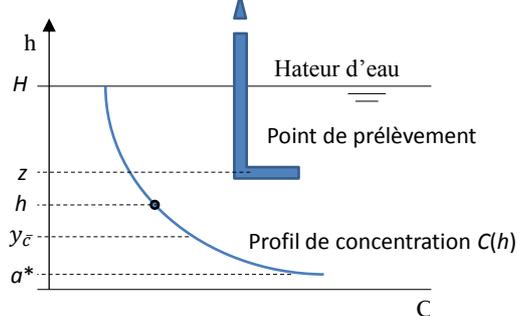


Figure 1. Schéma de principe avec les variables principales, le profil de concentration et le point de prélèvement, avec H la hauteur d'eau, z la hauteur de la prise d'échantillon, y_c la hauteur correspondant à la concentration moyenne sur le profil vertical de concentration $C(h)$ et a^* la hauteur de référence du profil de concentration (voir détails Coleman, 1982; Verbanck, 2000).

Des études antérieures ont montré que la forme du profil vertical de concentration en MES, ainsi que la profondeur y_c correspondant à la concentration moyenne, dépendent fortement de la vitesse (Coleman, 1982; Verbanck, 2000). Un profil de concentration relativement uniforme est attendu pour les valeurs élevées de débit assurant des conditions de turbulence et de bon mélange. Néanmoins, pour des valeurs de débit plus faibles, la concentration en MES sera plus élevée près du radier (Coleman, 1982; Verbanck, 2000). Le problème consiste donc à estimer l'écart

entre la concentration en MES mesurée sur un échantillon prélevé à la hauteur z et la concentration moyenne à la hauteur $y_{\bar{c}}$, sous les hypothèses théoriques proposées. La position y représentative de la concentration moyenne en MES est considérée comme une variable aléatoire avec $E[y] = y_{\bar{c}}$ et une fonction de densité de probabilité (pdf) fondée sur le profil vertical théorique de concentration proposé par Coleman (1982) et Verbanck (2000), avec les grandeurs Q , w_s , k_s , $hetD$ permettant de calculer le nombre de Rouse η (voir détails dans Verbanck, 2000). La courbe $C(h)$ est normalisée pour rendre son aire égale à 1 indépendamment de η . La probabilité $p(z = y_{\bar{c}})$ peut alors être recalculée pour une hauteur d'échantillonnage z quelconque. Si $y_{\bar{c}}$ est proche au fond du collecteur (faibles valeurs du débit Q), une hauteur z plus proche de la surface libre supérieure à $y_{\bar{c}}$ conduit à une sous-estimation de la concentration en MES. Réciproquement, dans le cas où z est inférieure à $y_{\bar{c}}$, il y a surestimation de la concentration en MES. Avec la méthode de Monte Carlo, deux autres sources de variabilité sont prises en compte: i) la variation de la hauteur de prélèvement z supposée suivre une distribution uniforme sur la verticale entre $0.25 H$ et $0.75 H$, et ii) les incertitudes sur les grandeurs physiques Q , w_s , k_s , $hetD$ supposées normalement distribuées. Les incertitudes de ces grandeurs permettent de calculer la distribution de probabilité du nombre de Rouse, lequel a un impact direct sur la variabilité de $y_{\bar{c}}$. Les résultats sont présentés en mettant en rapport l'évolution du ratio ROU et celle de la vitesse moyenne de l'écoulement U_m au cours des événements pluvieux, avec pour objectif de déterminer pour quelles valeurs de la vitesse d'écoulement le point d'échantillonnage conduit à des valeurs de concentrations en MES mesurées qui sur- ou sous-estiment la concentration moyenne vraie, et ceci pour l'ensemble des 89 événements pluvieux.

RESULTATS ET DISCUSSION

La Figure 2 montre les résultats pour la période du 20/08/2007 08:06 au 22/08/2007 01:38 extraite des séries chronologiques. La probabilité d'avoir une concentration mesurée égale à la concentration moyenne est proche de 1 pour des vitesses d'écoulement supérieures à 0.5 m/s (Figure 2 gauche). Ce résultat est conforme avec ceux d'études similaires (par exemple Larrarte, 2008). Toutefois, les valeurs de vitesse ont été supérieures à 0.4 m/s, ce qui n'a pas permis d'analyser comment se dégrade la représentativité (comme ROU) au fur et à mesure que la vitesse moyenne descend (en-dessous de 0.4 m/s). Un nombre de Rouse η inférieur à 0.6 est supposé correspondre à un mélange complet et à une concentration homogène sur la verticale, ce qui est la situation la plus fréquente pour les séries chronologiques étudiées ici (Figure 2 droite).

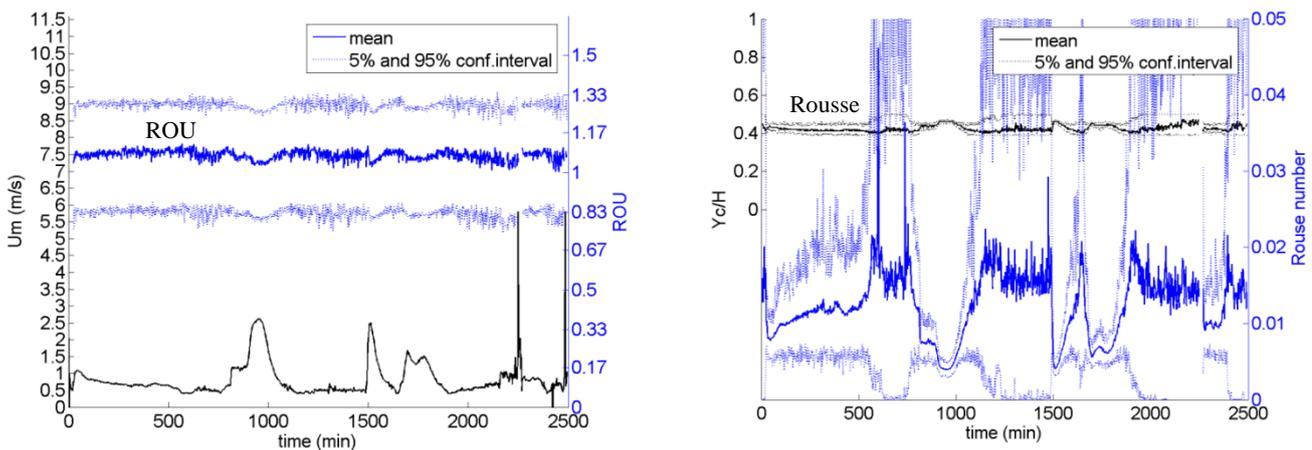


Figure 2. Pour la période du 20/08/2007 08:06 au 22/08/2007 01:38 – A gauche : ROU (moyenne et intervalle de confiance à 90 %) et vitesse moyenne d'écoulement U_m ; à droite : ratio $y_{\bar{c}}/H$ et nombre de Rouse η .

Une sous-estimation de la concentration en MES pour des valeurs de ROU comprises entre 1.04 et 1.10 se produit pendant 95 % de la durée des 89 événements pluvieux (Figure 3), particulièrement lorsque les vitesses d'écoulement sont faibles. La valeur médiane de ROU est égale à 1.07 (Figure 3).

Cette sous-estimation systématique de la concentration moyenne en MES peut être expliquée par le fait que l'espérance de z égale à $0.5 H$ est supérieure à l'espérance de $y_{\bar{c}}$ qui est de l'ordre de $0.4 H$.

Pour les faibles valeurs du débit Q (principalement au début et à la fin des événements pluvieux), l'incertitude type $u(\eta)$ est élevée et la valeur de $y_{\bar{c}}$ est déterminée avec une grande incertitude également. Une attention particulière doit donc être portée aux débuts et fins d'événements pluvieux, périodes pendant lesquelles le risque est plus important d'observer une sous-estimation de la concentration en MES. Afin d'améliorer les mesures *in situ* les gestionnaires pourrions prendre en compte ces types d'incertitudes.

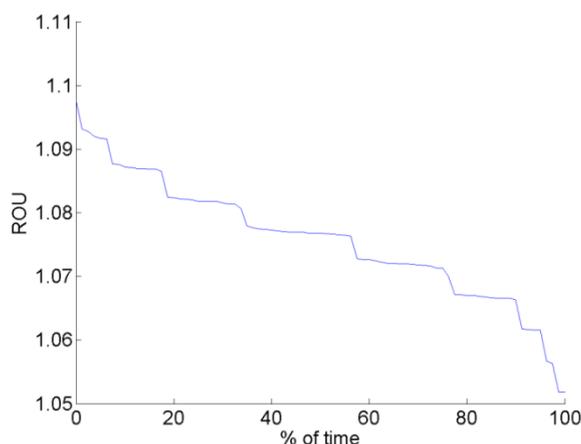


Figure 4. Distribution des valeurs de ROU pour les 1000 simulations de Monte Carlo.

REMERCIEMENTS

Les données utilisées dans ce travail ont été obtenues et mises à disposition des auteurs par l'OTHU à Lyon, France (voir www.othu.org).

REFERENCES

- Berg E.L. (1982). *Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater - Report EPA-600/4-82-029*. Washington (USA): United States Environmental Protection Agency.
- Coleman N.L. (1982). Discussion of paper 16313, *J. Hydraul. Div.*, ASCE, 108(1), 164–165.
- Harmel R.D., Cooper R.J., Slade R.M., Haney R.L., Arnold J.G. (2006). Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds. *Transactions American Society of Agricultural Engineers*, 49(3), 689-701.
- Harmel R.D., Smith P.K. (2007). Consideration of measurement uncertainty in the evaluation of goodness-of-fit in hydrologic and water quality modeling. *Journal of Hydrology*, 337(3), 326-336.
- Joannis C., Ruban G., Gromaire M.-C., Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G. (2008). Reproducibility and uncertainty of wastewater turbidity measurements. *Wat. Sci. Tech.*, 57(10), 1667-1673.
- Larrarte F. (2008). Suspended solids within sewers : an experimental study. *Environmental Fluid Mechanics*, 8(3), 249-261.
- Larrarte F., Pons M.-N. (2011). Suspended solids concentration in wastewater: Influence of sampling conditions. *Urban Water*, 8(6), 397-404.
- Métadier, M., (2011). *Traitement et analyse de séries chronologiques continues de turbidité pour la formulation et le test de modèles des rejets urbains par temps de pluie*. Thesis (PhD). Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.
- Métadier M., Bertrand-Krajewski J.-L. (2012). Pollutographs, concentrations, loads and intra-event mass distributions of pollutants in urban wet weather discharges calculated from long term on line turbidity measurements. *Water Research*, 46(20), 6836-6856.
- Rossi L. (1998). *Urban stormwater quality*. PhD Thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Lausanne, Switzerland.
- Shelley P.E. (1977). *Sampling of Water and Wastewater*. Cincinnati (USA): Environmental Protection Agency, PB-272 664.
- Verbanck M.A. (2000) Computing near-bed solids transport in sewers and similar sediment-carrying open-channel flows. *Urban Water*, 2(4), 277–284.

CONVERSION D'UN MODÈLE HYDROLOGIQUE DISTRIBUÉ EN UN OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION

Julien Richard¹, Agathe Giangola-Murzyn¹, Ioulia Tchiguirinskaia¹, Daniel Schertzer¹

¹U. Paris-Est, Ecole des Ponts ParisTech, LEESU, 77455 Marne la Vallée

RESUME

Cet article présentera la mise en œuvre d'une visualisation 3D des sorties d'un modèle hydrologique développé à L'Ecole de Ponts ParisTech, Multi-Hydro. Les hauteurs d'eau (sous forme de grilles) seront directement visibles sur le terrain modélisé en 3D. Ajouté à cela, des cartes dynamiques de vecteurs de direction d'écoulements seront générées. D'autres résultats plus techniques, comme les parties en surcharge du réseau d'assainissement sont aussi prévues dans cette visualisation. L'intégration de l'outil d'affichage 3D dans le modèle hydrologique, va rendre ces résultats accessibles au non spécialiste et convertir cet outil de recherche en outils d'aide à la décision en temps réel ou différé. Une attention particulière sera portée sur l'interaction homme-machine qu'offre ce genre d'interface. En effet, Multi-Hydro permet l'ajout de barrières de protection ou de réservoir de stockage lors de simulations de cas d'études. Les décideurs peuvent directement implanter virtuellement ces systèmes et constater leur efficacité ou non. Ceci permet d'évaluer rapidement et à moindre coût la réponse hydrologique pour telle ou telle solution.

Pour expliquer la mise en place de cet outil de visualisation, nous nous appuierons sur les derniers résultats obtenus pendant mon travail de thèse tel que la conversion de la donnée 2.5D en 3D ainsi que de l'intégration d'une dynamique dans la visualisation des résultats (affichage des hauteurs d'eau).

MOTS CLES

Inondation ; Interaction ; Outil d'aide à la décision ; Visualisation ;

INTRODUCTION

Les inondations en milieu urbain sont de plus en plus étudiées du fait de l'accroissement des populations et de l'expansion des villes vers des zones exposées aux aléas. Cette expansion est associée à une augmentation du taux d'imperméabilisation dans les zones péri-urbaines. En conséquence, des événements extrêmes tels que les inondations se produisent de manière plus fréquente. Ces dernières sont complexes : elles mettent en jeu de nombreux phénomènes physiques à diverses échelles. Leur compréhension et leur simulation est indispensable pour la protection des infrastructures et des populations, et passe souvent par la modélisation numérique de scénarios. Tenant compte de la diversité des décideurs concernés (collectivités locales, élus, habitants de zones inondables, autorités de réglementation et de gestion de crise) les résultats des simulations doivent être présentés de façon à être claire et accessible tout en restant physiquement pertinente.

Le modèle distribué Multi-Hydro (Giangola-murzyn, A. (2013)), développé au sein du Leesu (Ecole des Ponts ParisTech), permet de modéliser les flux d'eau (surface, réseau d'assainissement, souterrains) en zone urbaine. Les résultats générés sont pour l'instant sous forme de cartes ou de variables. Il est intéressant de visualiser ces sorties de modèle de façon plus intuitive et plus à la portée des personnes concernées telles que les habitants, les élus ou les collectivités locales. De plus, l'utilisation d'un tel modèle n'est pas évidente pour une personne n'ayant pas eu une formation solide sur cet outil. C'est pour cela qu'un travail de simplification se doit d'être fait autant sur la mise en route du modèle que sur la compréhension des résultats. L'importation de la donnée est déjà facilitée par l'outil MH-AssimTool (Richard, J., (2012)). Ce dernier permet la conversion quasi automatique de données SIG (Système d'Information Géographique) vers les formats requis par le modèle Multi-Hydro. Ce type de traitements de données améliore grandement la transportabilité du modèle et sa mise en œuvre à différentes résolutions.

L'apport de la visualisation 3D a été plusieurs fois validé dans les laboratoires de recherches médicales ainsi que dans les cliniques. L'affichage 3D améliore la compréhension et la dissémination des résultats dans ce domaine (McAuliffe, M. J. et al (2001)). De nos jours, la modélisation de ville en 3D est de plus en plus accessible. Le plugin permettant l'affichage 3D des bâtiments dans GoogleEarth permet à un public large de manipuler des cartes 3D facilement sur leur propre ordinateur. Dans cette direction, la simulation d'événements extrêmes tels que des inondations et la visualisation de ses résultats dans des villes 3D permettront à un intervenant décisionnaire ou un habitant de mieux comprendre les phénomènes à échelle locale. La plupart du temps, les sorties de modèles scientifiques sont des cartes 2D, des graphiques voire même des variables. Ces résultats nécessitent une connaissance scientifique ou une explication écrite ou orale pour leur compréhension. Le modèle Multi-Hydro (MH) est exactement dans ce cas. Ses données de sorties (cartes à plat, graphiques, variables) sont accessibles tout au long de la simulation pour chaque pas de temps. Par exemple, une simulation de 3 heures avec un pas de temps de 3 min générera 60 jeux de données. Pour le cas des hauteurs d'eau, 60 cartes pourront être visualisées. Le sens de ces données sera renforcé une fois qu'elles seront affichées dans un environnement 3D avec la ville modélisée en relief (bâtiments extrudés, arbres et route 3D). Si une dimension

« temps » est ajoutée à cela, une animation est créée avec la visualisation des hauteurs d'eau tout au long de la simulation.

Dans une première partie, nous parlerons des dernières avancées dans la conversion des données 2D en objets 3D. Puis nous discuterons de l'animation et de l'interaction homme-machine. Nous finirons sur les travaux à venir sur cette visualisation.

DE LA 2D VERS LA 3D : CONVERSIONS ET PRETRAITEMENTS

La donnée source est essentiellement sous forme de fichiers SIG : raster et polygones. Pour fonctionner, MH a besoin d'un prétraitement de ces fichiers avant chaque simulation. Du fait de la diversité des modules utilisés par MH, différentes conversions doivent être réalisées selon le format demandé par chacun d'eux. Un outil dédié a été créé pour l'assimilation de ces données (MH-AssimTool, Richard, J. (2012)). Comme le nouvel outil de visualisation 3D (MH3DV pour Multi-Hydro 2D Visualization) est lié à ce dernier, nous avons un accès direct à la donnée source et à la donnée convertie. Le diagramme de la figure 1 illustre les liens entre les différents modules pour la génération et l'affichage des hauteurs d'eau.

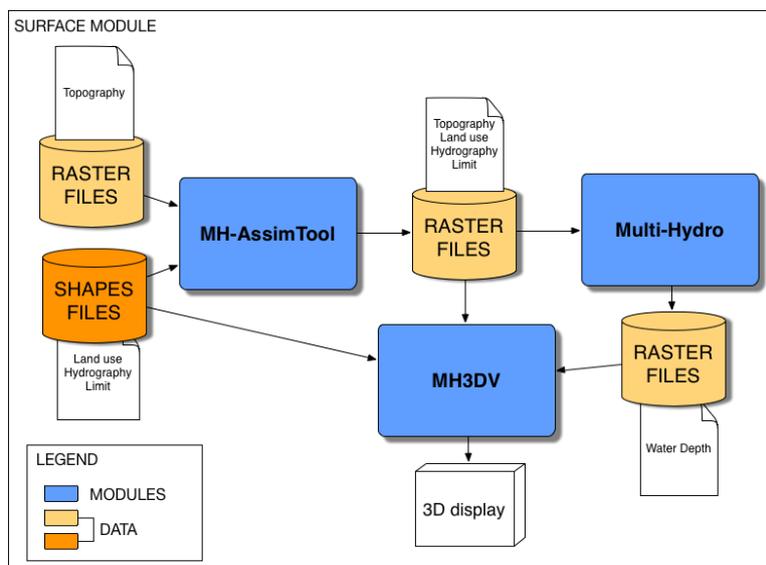


Figure 1 : Connexion entre les modules et les fichiers

Le module de surface de MH utilise plusieurs données telles que le mode d'occupation des sols, l'hydrographie, la topographie et la limite du bassin versant étudié. Toutes ses informations sont facilement accessibles en format shapefile ou en raster dans le cas de la donnée d'élévation. Pour la visualisation de ces éléments en 3D, deux principales conversions seront faites pour ce module : le passage de polygone 2D vers un volume 3D et la transformation des données matricielles. Nous allons parler de ces conversions dans les prochaines parties.

D'un polygone 2D vers un objet 3D

Le mode d'occupation des sols est décrit le plus souvent avec des polygones représentant les bâtiments, les routes, les zones vertes, les surfaces d'eau et les avaloirs. Chacun de ces

polygones sont définis par la position des N sommets délimitant leur forme. Comme tous les fichiers SIG, des attributs sont liés à chaque polygone et dans le cas des bâtiments il n'est pas rare de trouver un attribut de hauteur. Nous allons l'utiliser pour réaliser l'extrusion de la forme 2D (voir figure 2). Pour localiser ce nouveau volume sur l'axe des z, nous allons calculer pour chaque point son élévation selon la topographie sous-jacente. Cette élévation sera additionnée avec la hauteur du polygone pour avoir le niveau du toit.

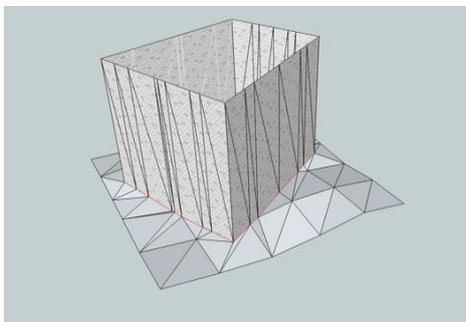


Figure 2 : Extrusion d'un bâtiment depuis un polygone 2D et sa hauteur (donnée 2.5 D)

La visualisation du bâti en 3D renforcera le sentiment d'immersion de l'intervenant dans le bassin versant. Il sera beaucoup plus facile de se sentir impliqué au cours de la simulation une fois que la ville affichée semble réaliste. L'étude d'Anja Jutraz (Jutraz, A., (2012)) met en lumière l'implication d'un public non initié dans une modélisation d'une ville en 3D selon le point de vue (hauteur de la caméra) ainsi que des objets affichés. Elle a montré l'importance de la mise en place de voiture virtuelle ou encore d'arbre le long des routes pour identifier la hauteur des éléments environnant tels que les bâtiments. Cela est d'autant plus vrai quand la caméra est au niveau du piéton. Ce point est très important dans notre cas, surtout pour les hauteurs d'eau. Vu que MH peut calculer des hauteurs de précision centimétrique, une référence avec des objets de hauteur connue se doit d'exister. Cet ajout est prévu dans les nouveaux travaux d'amélioration de MH3DV avec comme objet les arbres situés dans les zones vertes du mode d'occupation des sols.

La conversion des polygones en volume 3D ne concerne pas que les bâtiments et les arbres. Les routes doivent être aussi visualisées dans la ville virtuelle. Pour cela, un enfoncement des routes dans la topographie sera réalisé de façon automatique. Cela créera les trottoirs intuitivement. Ces trottoirs, de 15cm environ, sont aussi pris en compte dans la simulation faite avec MH et affecte le comportement du ruissèlement dans les rues. De plus la visualisation de ce décrochement permettra d'ajouter un niveau de référence pour les faibles hauteurs d'eau.

Conversion des fichier raster

Les fichiers raster SIG sont des matrices géo-localisées. La matrice est généralement régulière avec des mailles carrées. Pour un pixel, une seule valeur est possible. Si la donnée est une élévation, la précision verticale est très importante. Si cette précision est trop grande (>1m) un effet d'escaliers va être visible à petite échelle. Pour effacer cet effet, une triangulation est faite pour lier chaque sommet du pixel courant à ses voisins. La figure 2 montre une topographie régulière triangulée. Pour avoir un effet lisse, une interpolation est faite sur cette donnée. Ce prétraitement est fait sur la topographie et tous les fichiers contenant des élévations. La résolution initiale de la topographie est de 25m en horizontal.

Une interpolation est calculée selon la résolution voulue pour la simulation. Cette même résolution est appliquée pour tous les fichiers rasters utilisés par Multi-Hydro.

Comme illustré dans la figure 1, les fichiers polygones sont convertis en format raster par MH-AssimTool pour la simulation. Les fichiers raster convertis doivent être affichés dans la scène 3D pour contrôler les fichiers de sorties et aussi pour se rendre compte de la donnée envoyée dans MH pour la simulation. La donnée rastérisée du mode d'occupation des sols va grandement affecter le comportement hydrologique du bassin versant. Le principal facteur est la résolution. Plus la résolution sera grande, plus la perte d'information sera importante. Une fois convertie, l'affichage 3D de la grille va mettre en avant le choix de l'échelle. La figure 3 illustre 2 résolutions différentes pour un même cas d'étude. Avec une résolution de 2m les pixels bâtiments (en orange) correspondent bien à la limite initiale du polygone (ici convertit en 3D). Par contre, avec une résolution de 10m, la délimitation est bien plus grande que la réalité. Ce résultat une fois affiché peut changer le point de vue sur la résolution à choisir d'un utilisateur testant un nouveau bassin versant avec cet outil.

ANIMATION ET OUTILS DEDIES A LA VISUALISATION

MH génère des fichiers et des variables tout au long de la simulation. A chaque pas de temps de la donnée est accessible et donc affichable. Pour une simulation de 3h avec un pas de temps de 3 minutes, 60 fichiers et variables seront générés pour chaque résultats. Avec la dimension de temps, MH3DV peut être considéré comme un outil 4D. Nous discuterons dans les prochaines parties de l'animation d'une inondation et des outils qui ont été développés jusque là.

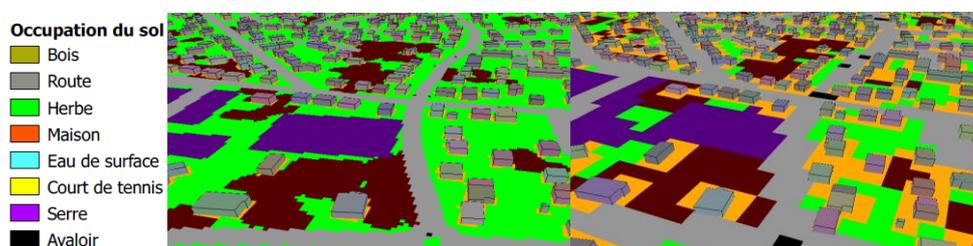


Figure 3 : Comparaison entre 2 résolutions après une rastérisation d'un mode d'occupation des sols (A gauche 2m, à droite 10m).

Animation des résultats de Multi-Hydro

La partie calculant les écoulements de surface produit des résultats très visibles lors d'une visualisation 4D. En effet, les hauteurs d'eau sont directement visibles lorsqu'un événement pluvial est simulé. Nous nous baserons sur ces dernières pour expliquer la visualisation animée.

Les hauteurs d'eau sont données sous formats raster. Tout comme expliqué dans la partie prétraitement, ces fichiers seront convertis avant la visualisation pour avoir un rendu surfacique lisse en 3D. La visualisation de donnée est basée sur les principes utilisés dans la cinématographie et dans la réalisation de jeux vidéo. La fluidité dépend essentiellement du taux de rafraichissement. L'affichage dans MH3DV est fixé à 24 images par seconde, ce qui est une référence dans la plupart des jeux vidéo pour éviter tout effet de scintillement. Si l'on veut ralentir l'animation sans perdre la fluidité, il faudra alors augmenter le nombre d'images par seconde à 60. C'est ce que l'on appelle le «slow motion». La vitesse de l'animation dépend donc du taux de rafraichissement. Pour illustrer cela, c'est comme feuilleter des pages d'un

livre sur lesquels sont dessinés des dessins qui produisent une animation lorsque la vitesse est suffisante. Si les fichiers de sortie du modèle sont séparés de 3 min, nous n'allons pas visualiser en temps réel les résultats. Nous allons accélérer la vitesse de l'animation en affichant une nouvelle couche de donnée toutes les 2 images, comme cela nous allons obtenir une animation à 12 images par secondes. La figure 4 permet de voir le niveau d'eau au cours du temps sur un cas d'étude. Grâce à cet affichage nous visualisons l'écoulement de surface dans les rues qui se dirige vers les avaloirs (en noir). Cette seule donnée de hauteur d'eau, qui initialement ne permet pas de connaître la direction de l'écoulement, est dorénavant un moyen de détecter visuellement le sens d'écoulement grâce à sa visualisation en 4D. MH calcule aussi les directions d'écoulement pour chaque pixel. Il sera intéressant d'afficher cette nouvelle donnée pendant la simulation. Cet ajout sera abordé dans la partie traitant des travaux prévus.

L'immersion dans un monde 3D est cruciale pour bien comprendre le phénomène visualisé. Le travail de John P. Issacs (2011) montre l'importance de l'immersion dans les villes en 3D pour transformer un model en un outil d'aide à la décision. L'interaction avec l'environnement et le rendu visuel a été étudiée par John P. Issacs et il a testé la vision stéréographique pour impliquer encore plus l'utilisateur. Le principal résultat de ce test est que la personne se sent isolée de l'environnement réel, et donc immergée dans le monde virtuel, quand la simulation bouge autour d'elle. La prochaine partie traite de l'ajout de quelques fonctions permettant à un public large d'interagir et de s'immerger dans la simulation.

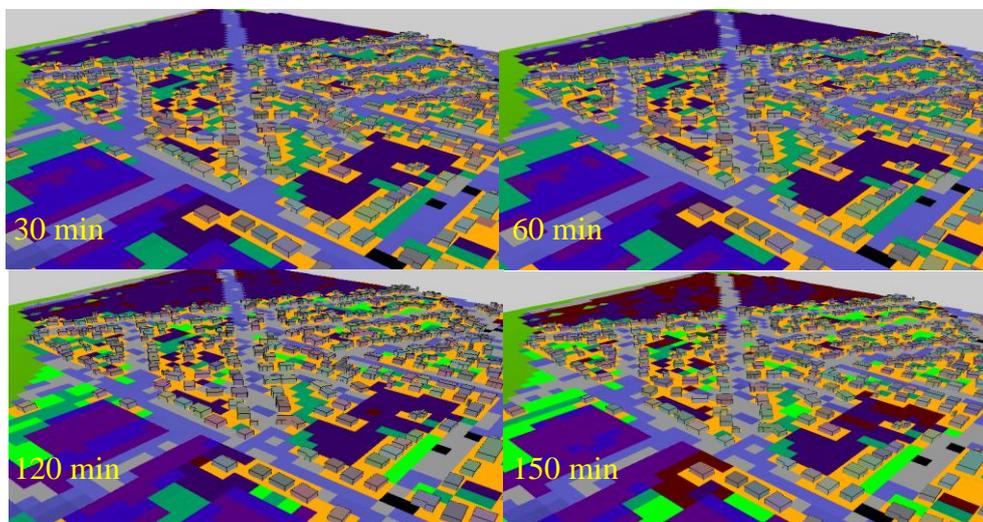


Figure 4 : 4 impressions écran pendant une animation. Les zones bleues correspondent aux hauteurs d'eau en transparence sur le mode d'occupation des sols rasterisée. Les couleurs correspondent à chaque classe de sol pour chacun de pixels (orange : maison, gris : route, vert : herbe, violet : serre, marron : bois)

Outils dédiés à la visualisation

Quelques outils sont déjà intégrés dans MH3DV. Pour un utilisateur lambda, la possibilité d'interagir avec l'environnement 3D lui permet de se sentir impliqué. Dans cette direction, la vision stéréoscopique poussant l'intervenant dans la simulation a été implémentée. Vu que nous ciblons un usage de MH de façon individuel sur des ordinateurs portables, nous avons utilisé la vision rouge et bleue (une couleur pour chaque œil) pour générer l'impression de

profondeur. Cela permet de ne pas imposer l'utilisation d'écran spécifique. La figure 5 montre l'application de la vue stéréoscopique sur un cas d'étude dans MH3DV.

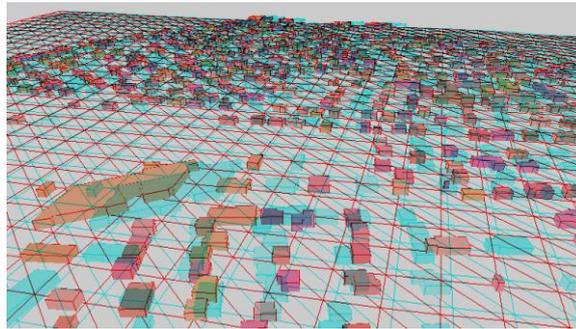


Figure 5 : vision stéréoscopique de bâtiments avec la topographie en mode filaire

D'autres outils ont été ajoutés pour contrôler l'animation et changer la façon de visualiser la donnée. En premier, l'élévation peut être accentué pour mieux distinguer les reliefs. Ensuite, le mode filaire, présenté dans la figure 5, permet plus de clarté dans l'affichage et accentue l'effet de profondeur lors de la vision stéréo. Des interactions plus spécifiques pour l'affichage des hauteurs d'eau ont été aussi développées. L'utilisateur peut changer manuellement la vitesse de l'animation de 24 images par seconde jusqu'à 1. Cela permettra de visualiser plus précisément les différents phénomènes calculés par MH. Pour finir, l'utilisateur peut changer le seuil de visualisation des hauteurs d'eau. Cette influence sur ce paramètre peut changer complètement la compréhension de la donnée. Plus le seuil va être bas, plus on aura d'eau visible, par contre, si le seuil est trop haut, il n'y aura que des flaques très locales. La possibilité de changer cette hauteur limite permet de jauger la précision des résultats de la simulation.

TRAVAUX FUTURS

Cet article décrit l'avancement du développement de MH3DV. Ce dernier sera amélioré durant l'année en cours. Les principales directions sont le rendu et l'interaction. Comme discuté dans les parties précédentes, l'utilisateur non initié doit se sentir en immersion dans un affichage 3D pour se sentir impliqué. Le temps pour lui de s'approprier cette simulation doit être le plus court possible. Pour cela, des techniques pour améliorer le rendu doivent être ajoutées tels que le texturage ou alors les ombres. Le rendu graphique de l'eau doit aussi être étudié. Quelques pistes ont été prises avec l'étude du ray tracing. Cette méthode consiste à appliquer les principes optiques telles que la diffraction et la réfraction de lumière dans la scène 3D. Pour fonctionner, chaque objet de la scène doit être conçu de façon à connaître sa propriété optique propre. La réflexion ne sera pas la même si les rayons tapent sur une façade en béton ou sur un lac. La limite possible à cette méthode est la puissance de calcul nécessaire pour obtenir un rendu propre et fluide.

D'autres outils permettant l'interaction avec la simulation sont aussi en projets. Par exemple, un utilisateur pourra dessiner une barrière sur la vue 3D et verra directement la conséquence hydrologique. Cela est possible car Multi-Hydro fonctionne avec des boucles de calculs indépendantes les unes des autres. Vu que la donnée est accessible entre chaque boucle, nous pouvons changer entre deux calculs les conditions précédentes. Les changements seront pris en compte dès la boucle suivante lancée.

L'affichage des autres résultats provenant de Multi-Hydro sera aussi ajouté à MH3DV. Les vecteurs de vitesse seront visualisés à l'aide de flèches. En plus, nous afficherons les cartes

d'infiltration. Un gros travail sera aussi fait sur la visualisation 3D des réseaux d'assainissement avec la possibilité d'afficher les hauteurs d'eau dans chaque tuyau.

CONCLUSIONS

Dans ce papier nous avons vu l'avancement de la mise en place d'une visualisation 4D de résultats provenant d'un modèle hydrologique complexe. Ces résultats se doivent être accessibles tant au grand public qu'aux intervenants décident. Les cartes en 3D sont plus compréhensibles qu'une en 2D. Si l'utilisateur se sent concerné par la simulation, les résultats seront bien mieux compris (Jutraz, A., (2011)). Dans une première partie nous avons discuté de la conversion de la donnée. En effet, la donnée source pour Multi-Hydro est en 2D voire en 2.5D. Le passage de polygones vers des objets 3D a été expliqué ainsi que l'interpolation et la triangulation des données matricielles. Dans une seconde partie la question de l'animation et des outils d'interaction a été abordée. La possibilité de voir l'animation d'une inondation pendant une visite virtuelle d'une ville en 3D permettra un utilisateur de comprendre en profondeur les différents phénomènes. Pour renforcer cela, des outils d'interaction avec la simulation ont été mis en place. Lorsqu'un utilisateur ajoute une barrière lui-même dans une ville en 3D pour voir son nouveau comportement hydrologique, celui-ci verra directement la réponse du modèle face à ce nouvel élément. Plus il y aura d'interactions homme-machine, plus l'immersion sera grande. Dans une dernière partie, nous avons vu les projets pour les prochains mois. Le rendu visuel a besoin d'être amélioré, peut-être avec la méthode de ray tracing qui utilise les principes optiques tels que la diffraction et la réflexion pour calculer la dispersion de lumière dans la scène 3D. Le rendu de l'eau devra aussi être revu.

Pour résumer, cet article explique l'avancement de ma thèse qui traite de la visualisation des résultats de modèles hydrologiques pendant des événements pluvieux. De plus, l'interaction est un thème redondant dans mon travail de thèse car il permet de faire de la dissémination vers le large public, ce qui est crucial dans le cas des inondations.

REMERCIEMENTS

Cette recherche sur l'amélioration des méthodes de visualisation est financée par le projet KIC-Climate Blue Green Dream project.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Giangola-Murzyn, A. (2013). *Modélisation et paramétrisation hydrologique de la ville, résilience aux inondations*, Thèse.
- Isaacs, J.P., Gilmour, D. J., Blackwood, D.J., Falconer, R.E, (2011) *Immersive and Non immersive 3D virtual city: Decision support tool for urban sustainability*, Journal of Information Technology in Construction (ITcon), Vol. 16, pg. 149-159, <http://www.itcon.org/2011/10>
- Jutraz, A., Voigt, A., & Zupancic, T. (2012). 3D city models as understandable design interfaces for lay public. *TTEM-Technics Technologies Education Management*, 6(4).
- McAuliffe, M. J., Lalonde, F. M., McGarry, D., Gandler, W., Csaky, K., & Trus, B. L. (2001). Medical image processing, analysis and visualization in clinical research. In *Computer-Based Medical Systems, 2001. CBMS 2001. Proceedings. 14th IEEE Symposium on* (pp. 381-386). IEEE.

- Richard, J., Tchiguirinskaia, I., Schertzer, D., (2012), GIS data assimilation interface for distributed hydrological models, *International Conference on Hydroinformatics*, 14-18 Jul 2012, Hamburg, G

Dynamique des lacs urbains pendant les périodes de crues

[Yacine Mezemate](#)¹, George Fitton¹, Ioulia Tchiguirinskaia¹, Daniel Schertzer¹, Céline Bonhomme¹, Frédéric Soullignac¹, Bruno Lemaire¹, Brigitte Vençon-Leite¹

¹Université Paris-Est, Ecole des Ponts ParisTech, LEESU, 77455 Marne la Vallée

RESUME

La couche limite turbulente (CLT) est sujet de plusieurs études expérimentales et numériques. En raison de sa nature complexe la dynamique de la CLT est loin d'être très bien décrite. Ainsi, pour étudier les propriétés d'invariance d'échelles de la CLT, on utilise des données de vitesse de courant en 3 dimensions mesurées à l'aide d'un Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). L'ADCP est particulièrement utile car il permet de mesurer la vitesse en 3D sur 128 cellules sur une profondeur de 3 mètres. Afin d'analyser la propriété d'invariance d'échelles du champs de vitesse, on calcul le spectre de densité d'énergie en fonction d'une échelle de temps (fréquence). La pente du spectre de densité d'énergie est obtenue en traçant en échelle logarithmique le spectre de densité d'énergie en fonction de la fréquence. On observe deux essentielles pentes, une pente à $-5/3$ définie dans le cas d'une turbulence isotrope (K41) et une pente à -1 qui décrit la dynamique d'une cascade d'énergie proche paroi. Les données de l'ADCP nous permettent de voir une transition de la pente du spectre d'énergie d'un régime turbulent à $(-5/3)$ à un régime de (-1) en fonction de la profondeur du lac. La connaissance de la dynamique du lac est très importante pour la modélisation du fonctionnement de ce dernier et aussi pour prédire le mélange des micro-polluants pendant et après des événements météorologiques extrêmes.

MOTS CLES

Lacs urbains, Turbulence, Analyse spectral, Couche limite, Événements extrêmes.

INTRODUCTION

Depuis un siècle la planète a connu une croissance considérable de sa population. Afin de soutenir cette croissance un accent particulier a été mis sur la ressource en eau, notamment les lacs urbains. Les plans d'eau urbains participent à la qualité de vie de l'environnement en ville (promenade, pêche, sports nautiques), ils contribuent à la régulation d'îlots de chaleur urbaine. Malheureusement ce type de lac est soumis à plusieurs contraintes, telles que l'urbanisation qui agit sur la qualité de l'eau mais aussi sur le niveau d'eau dans ces plans d'eau, Paynter *et al.* (2011). L'urbanisation peut agir aussi sur les lacs en réduisant les effets du vent (brassage par le vent), Tanentzap *et al.* (2008).

Le ruissellement dans les lacs urbains est un problème majeur car non seulement il modifie la dynamique du lac, mais aussi il contribue au changement de concentration des micro-polluants dans le plan d'eau. L'eutrophisation de l'écosystème dans le plan d'eau est généralement liée à l'apparition de "bloom" de cyanobactéries toxiques. Des cyanotoxines peuvent s'accumuler dans la chaîne trophique, produisant des symptômes d'intoxication et divers effets chroniques qui sont difficiles à diagnostiquer et prévenir Oberholster *et al* (2006).

Plusieurs études portent sur la modélisation de la dynamique du lac mais aussi sur la biologie, allant des modèles les plus simples en 1D (Stepanenko *et al.* (2010), Medrano *et al.* (2013)), aux modélisations 3D avec des résolutions de plus en plus fines (Dabrowski et Berry (2009), Chen et Mynett (2006)). Mais aussi des campagnes de mesures régulières ou irrégulières ont été mises en place pour les études de la croissance algale, tel que les projets PULSE et PLUMMME qui ont pour objectif de développer et de valider un système de surveillance et d'alerte en temps réel pour la gestion des différents risques.

L'objectif principal de cette étude est de caractériser la dynamique du lac de Créteil, qui est un lac peu profond en utilisant la propriété d'invariance d'échelles du champ de vitesse pour apporter plus d'informations aux modèles. Du fait que les lacs urbains présentent des profondeurs assez médiocres, les effets de bords sont plus importants et la dynamique des champs (physiques et biologiques) est très affectée par les différents forçages extérieurs.

MATERIEL ET METHODE / METHODOLOGIE

Les données utilisées pour cette étude ont été mesurées à l'aide d'un ADCP sur le lac de Créteil (Figure 1) en deux points différents du lac (point central, point de rejet pluvial).

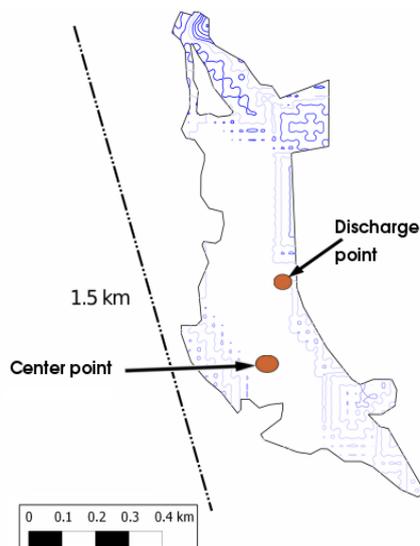


Figure 1 : Schéma du lac de Créteil et positionnement des appareils de mesure

Le lac de Créteil est un lac urbain peu profond. C'est un plan d'eau artificiel du Val de Marne dans la région Parisienne. Le lac de Créteil présente une forme allongée, Il s'étend sur une surface de 40 hectares, les caractéristiques morphométrique du lac sont représentés dans le tableau suivant :

Caractéristiques	Quantité
Volume	$1.5 \cdot 10^6 m^3$
Superficie	$4 \cdot 10^5 m^2$
Profondeur Max	13 m
Profondeur Moyenne	5 m
Largeur Max	$0.4 \cdot 10^3 m$
Longueur	$1.5 \cdot 10^3 m$

Tableau 1: Caractéristiques morphométriques du lac de Créteil

Les données utilisées sont obtenues à l'aide d'un ADCP (figure 2) qui mesure à une fréquence de $\approx 3 \cdot 10^{-2} Hz$ soit un pas de temps de 30s, on obtient ainsi 128 cellules de d'épaisseur 23mm sur une profondeur de 3m.

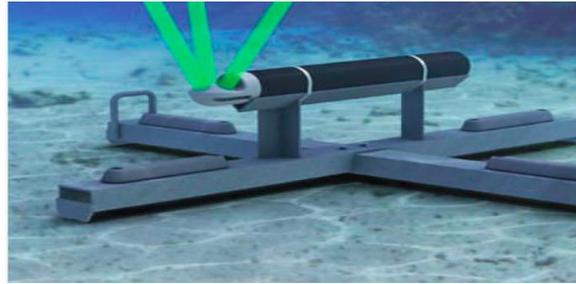


Figure 2: Photographie d'un ADCP

L'appareil est posé au fond du lac en configuration tête vers le haut. Pour cette étude on dispose de deux jeux de données, le premier jeu de données a été collecté du 19/11/2013 au 01/12/2013 au point central du lac (figure 3.a), ce qui correspond à 10 jours de mesure en continu. Le second jeu de données a été collecté du 20/06/2013 au 03/07/2013 au point rejet pluvial (figure 3.b) ce qui correspond à 13 jours de mesure en continue.

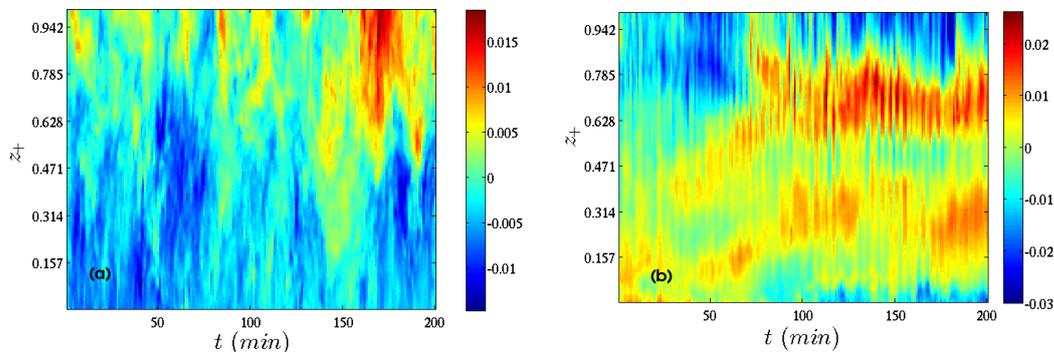


Figure 3: Composante u (m/s) de la vitesse horizontale, (a): mesurée au point central, (b): mesurée au point de rejet pluvial

La figure 3.a montre que au point central du lac l'intensité de la vitesse est plus importante à la surface du lac (effet de vent) et moins intense au fond du lac (effet de paroi), par contre dans le cas des données du point rejet pluvial (figure 3.b), on constat que l'intensité du champ est vers le fond du lac, cela est du au rejet d'eau de pluie.

Afin de réaliser notre analyse spectrale sur les jeux de données, on utilise la transformée de Fourier (FFT) pour déterminer le comportement d'invariance d'échelles du champ de vitesse. Si un champ quelconque suit une loi d'échelle, cela veut dire que son spectre de densité d'énergie peut s'écrire sous la forme suivante :

$$E(f) \approx f^{-\beta} \quad \text{Équation 1}$$

Dans le cas d'une turbulence isotrope le spectre de densité d'énergie dépend de la fréquence f et de la dissipation d'énergie ε suivant (K41) :

$$E(f) \approx \varepsilon^{2/3} f^{-5/3} \quad \text{Équation 2}$$

Dans le cas d'un écoulement proche paroi le spectre de densité d'énergie est fonction de la fréquence f et aussi de la vitesse de frottement u_* tel que :

$$E(f) \approx u_*^2 f^{-1} \quad \text{Équation 3}$$

Nous allons montrer dans la section suivante que sur la colonne d'eau on obtient les deux régimes d'écoulements.

RESULTATS ET DISCUSSION

Point central :

L'analyse spectrale a été réalisée sur les données collectées au point central du lac, à l'aide de la transformée de Fourier (FFT), le calcul des pentes des spectres de densité d'énergie se fait sur une moyenne de 30 sous-échantillons d'une durée de 8 heures, le spectre moyenné des deux composantes horizontales de vitesse est représenté sur la figure 4 pour différentes cellules (profondeurs), sachant que la cellule qui se trouve au fond du lac pour le numéro 1 et celle qui se trouve vers la surface du lac porte le numéro 127.

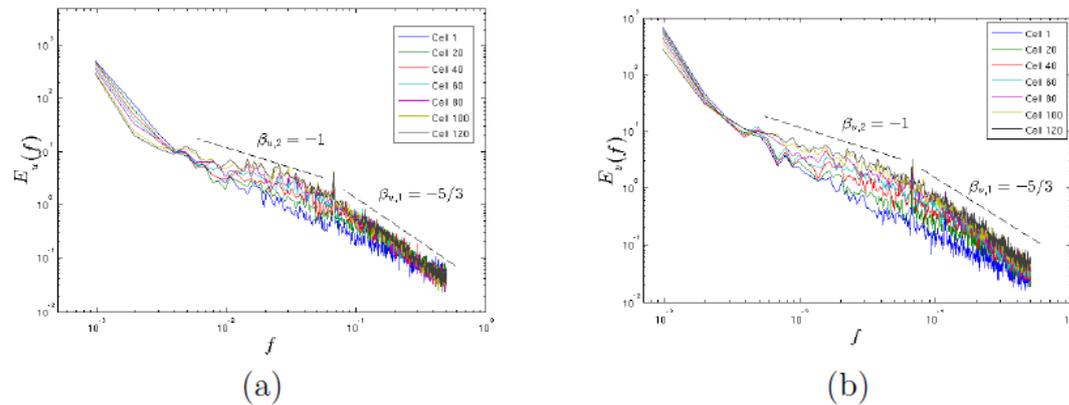


Figure 4: Spectre de densité d'énergie sur une moyenne de 30 sous-échantillons à différentes profondeurs du lac (cellule 1, cellule 20, cellule 40, cellule 60, cellule 80, cellule 100, cellule 120) pour les composantes horizontales de la vitesse, (a) : u, (b) : v

Les spectres de densité d'énergie montrent deux comportements d'invariance d'échelles sur deux gammes d'échelles distinctes avec une rupture de pente à la fréquence 0.08 Hz , qui correspond à l'échelle caractéristique de 3.5 m (En utilisant l'hypothèse de *Taylor* avec une vitesse moyenne $U_m = \sqrt{u^2 + v^2} \approx 0.01 \text{ m/s}$). Dépendamment de la profondeur du lac les pentes des spectres (β_1, β_2) varient pour les petites et les grandes échelles, cette variation est comprise entre $(-5/3$ et $-1)$, cela correspond respectivement au cas d'une turbulence isotrope (K41) décrite par l'équation 2, et au cas d'une turbulence proche paroi décrite par l'équation 3, (Drobinski *et al* (2004)). Afin de voir l'évolution des pentes des spectres en fonction de la profondeur du lac, on trace sur la figure 5 les valeurs de β en fonction de $y^+ = y/\delta$, où δ représente l'épaisseur de la couche limite $\approx 3 \text{ m}$ pour la composante de vitesse u.

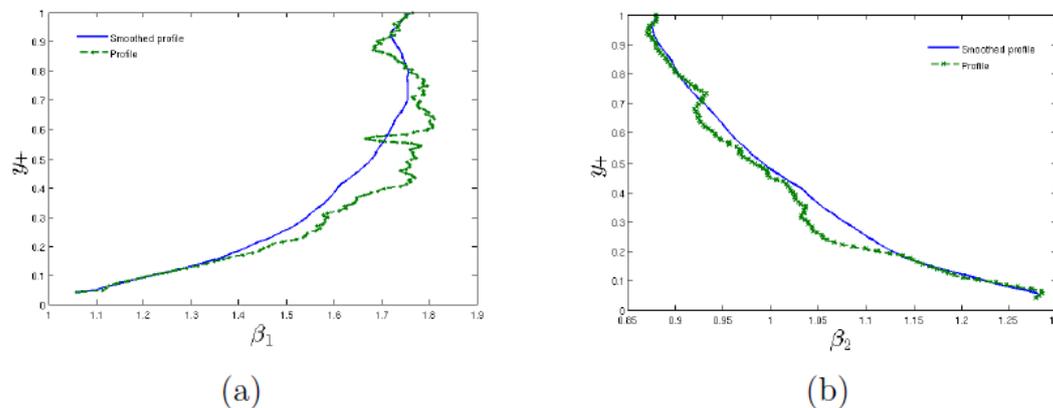


Figure 5: Profil des pentes des spectres de densité d'énergie de la composante de vitesse u en fonction, (a) : Petites échelles, (b) : Grandes échelles

Les pentes des spectres présentent un profil logarithmique pour les deux gammes d'échelles :

$$\beta = \kappa \log y^+ + A \quad \text{Équation 4}$$

On obtient le même résultat pour la composante de vitesse v (figure 6) :

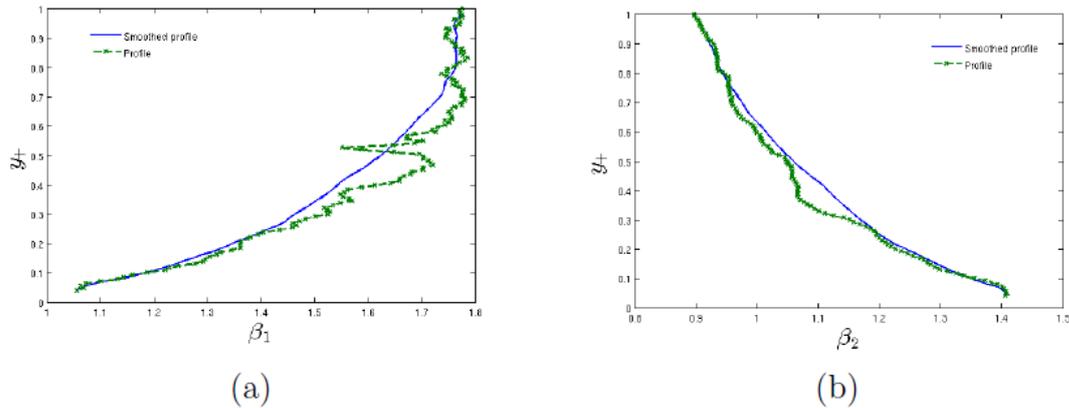


Figure 6: Profil des pentes des spectres de densité d'énergie de la composante de vitesse v en fonction, (a) : Petites échelles, (b): Grandes échelles

On peut expliquer ces résultats par le fait que la dynamique du transfert d'énergie (cascade) des grandes structures tourbillonnaires vers les plus petites dépend de l'intensité de la vitesse moyenne car lorsque le courant est faible la dynamique à grande échelle dépend de ε et de l'échelle de temps, et à petite échelle elle dépend la vitesse de frottement u_* et de l'échelle de temps, par contre lorsque le courant est fort, la dynamique à grande échelle est décrite par u_* et de l'échelle de temps et à petite échelle elle est décrite par ε et de l'échelle de temps.

On donne ainsi une généralisation du spectre d'énergie sur la profondeur de la colonne d'eau comme suit :

Pour les petites échelles :

$$E_{u,v}(f, y^+) \approx f^{0.28 \log y^+ + 1.9} \quad \text{Équation 5}$$

Pour les grandes échelles :

$$E_{u,v}(f, y^+) \approx f^{-0.17 \log y^+ + 0.9} \quad \text{Équation 6}$$

Point rejet pluvial :

Nous avons montré qu'il existe une certaine organisation de la dynamique du transfert d'énergie des grandes structures tourbillonnaires vers les petites en fonction de l'intensité du champ de vitesse, nous allons voir maintenant comment cette dynamique peut varier dans le cas où on se trouve vers un rejet d'eau pluviale. On réitère le même type d'analyse que pour les données du point central du lac sur les données collectées au point de rejet pluvial. La figure 7.a représente le spectre de densité d'énergie de la composante horizontale v de vitesse mesurée au point rejet pluvial et la figure 7.b représente le profil de la pente du spectre pour les grandes échelles. On remarque que le profil n'est plus logarithmique, et que les variations des pentes ne sont pas très importantes.

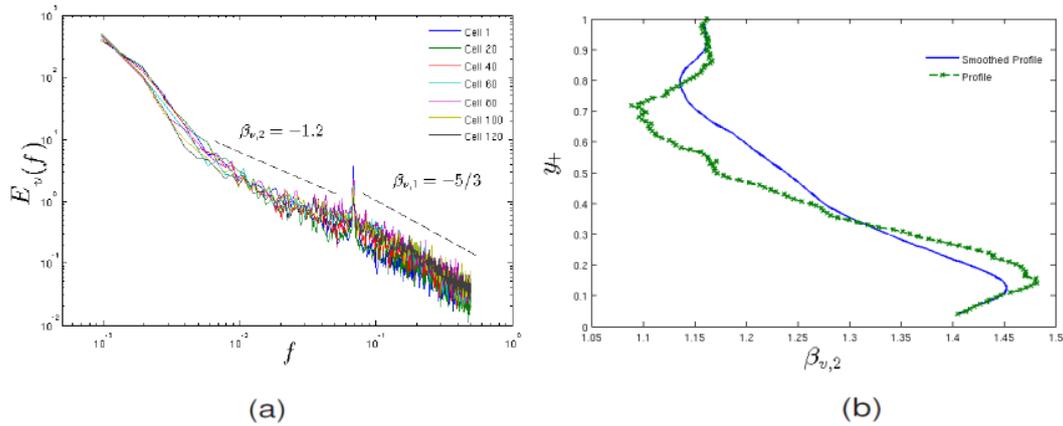


Figure 7: (a): Spectre de densité d'énergie de la composante horizontale (v) de vitesse, (b) : Profil de la pente des spectre pour les grandes échelles.

La cascade d'énergie est plus complexe à décrire dans ce cas car l'apport d'eau pluviale change la dynamique dans le lac.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Dans cette étude nous avons réalisé une analyse spectrale des composante horizontales (u,v) de vitesse de courant sur deux jeux de données mesurés dans deux conditions différentes et en deux points du lac (point central, point de rejet pluvial), nous avons montré que lorsque le lac n'est pas perturbé par l'apport d'eau pluviale une certaine dynamique se met en place sur la colonne d'eau. Par contre au point de rejet d'eau de pluie la dynamique du lac est moins organisée. Cette étude sert à mieux décrire les interactions tourbillonnaires dans le lac en apportant de l'information aux modèles déjà utilisés qui sont basés sur plusieurs hypothèses. Comme nous l'avons vu au point rejet d'eau pluvial la dynamique est plus complexe et la description de ce genre d'écoulement s'inscrit dans les perspectives à venir.

REMERCIEMENTS

L'ensemble des auteurs tient à remercier les projets PLUMME-R2DS et RainGain pour leur soutien financier partiel.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Paynter S, Nachabe, M, Yanev G (2011). Statistical changes of lake stages in two rapidly urbanizing watersheds. *Water resources management*, 25(1) : 21–39.
- Tanentzap A-J, Yan N-D, Keller B, Girard R, Heneberry J, Gunn J-M, Hamilton D-P, Taylor P-A (2008). Effects of forest regrowth and increased dissolved organic matter on the thermal regime of a temperate, urban lake, *Limnology and Oceanography*, 53(1): 404.
- Oberholster P-J, Botha A-M, Cloete T-E (2006). Toxic cyanobacterial blooms in a shallow, artificially mixed urban lake in colorado, usa. *Lakes & Reservoirs : Research & Management*, 11(2) :111–123.
- Medrano E-A, Uittenbogaard R-E, Dionisio Pires L-M, Van de Wiel BJH, Clercx HJH (2013). Coupling hydrodynamics and buoyancy regulation in *Microcystis aeruginosa* for its vertical distribution in lakes. *Ecological Modelling*, 248, 41-56.
- Stepanenko V-M, Goyette S, Martynov A, Perroud M, Fang X, Mironov D (2011). First steps of a lake model intercomparison project lakemip-Boreal, *Environment research*, 15(2).

- Dabrowski T, Berry A (2009). Use of numerical models for determination of best sampling locations for monitoring of large lakes. *Science of the total environment*, 407 (14) :4207–4219.
- Chen Q, Mynett A-E (2006). Modelling algal blooms in the dutch coastal waters by integrated numerical and fuzzy cellular automata approaches. *Ecological Modelling*, 199(1) :73–81.
- Drobinski Ph, Carlotti P, Newsom R-K, Banta R-M, Foster R-C, Redelsperger J-L (2004). The structure of the near-neutral atmospheric surface layer. *Journal of the atmospheric sciences*, 61(6).

CARACTERISATION DU TRANSFERT LIQUIDE-GAZ DU H₂S DANS UNE CANALISATION GRAVITAIRE

L.Carrera¹, F.Springer, P. Buffiere

Laboratoire de Génie Civil et Ingénierie Environnemental, INSA de Lyon
lucie.carrera@insa-lyon.fr
fanny.springer@insa-lyon.fr
pierre.buffiere@insa-lyon.fr



Case à cocher pour le premier auteur **Erreur ! Signet non défini.** :

1^{ère} année de thèse 2^{ème} année de thèse
 3^{ème} année de thèse 4^{ème} année de thèse ou plus
 Post-doctorat

RÉSUMÉ:

Le sulfure d'hydrogène (H₂S) est un gaz extrêmement dangereux, malodorant, et qui plus est responsable de la corrosion du béton dans les canalisations d'eaux usées. Il est généré dans les zones anaérobies des réseaux c'est-à-dire principalement dans les conduites forcées. Lorsque l'écoulement redevient gravitaire, les sulfures concentrés dans le milieu peuvent être transférés dans l'atmosphère des canalisations sous forme d'H₂S. L'objectif de ce travail est de mieux comprendre les mécanismes de transfert d'H₂S lors de l'écoulement gravitaire d'une phase aqueuse saturée en H₂S dissous. Pour cela, l'étude vise à mesurer le coefficient de transfert à l'interface liquide-gaz des réseaux et décrire sa dépendance aux paramètres définissant l'écoulement hydrodynamique et la géométrie des réseaux. L'objectif de ce travail est également de déterminer les zones des réseaux les plus propices au transfert de H₂S en phase gazeuse puis à son transfert dans l'atmosphère. Les lieux d'étude identifiés sont les conduites gravitaires et les chutes. Pour répondre à ces objectifs, le travail sera réalisé à l'échelle laboratoire avec un réacteur de 10 L fonctionnant en mode « batch », et à l'échelle réelle sur une conduite de 10 m de longueur en conditions contrôlées (débit d'eau, pente, nature de la phase liquide) représentatives de conditions réelles d'écoulement. Des mesures seront également effectuées sur une portion gravitaire sélectionnée dans le réseau d'assainissement de la ville d'Arles pour des problèmes d'odeurs et de corrosions importantes. Ces études seront couplées à une modélisation numérique des systèmes afin d'approfondir la compréhension des phénomènes, prévoir le comportement de systèmes plus complexes et parvenir à mieux intégrer la description du transfert interfacial dans la simulation numérique des phases liquide et gazeuse.

MOTS CLÉS: Sulfure d'hydrogène (H₂S), coefficient de transfert de l'oxygène et du H₂S, conduite gravitaire, modélisation

INTRODUCTION:

Les problèmes liés au sulfure d'hydrogène (H₂S) ne sont pas récents. Les recherches autour de cette problématique ont commencé il y a plus de 60 ans (Parker 1945).

De par le type d'effluents collectés, la longueur des réseaux ou encore leur mode de fonctionnement, de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques interviennent dans le système. Il se produit une transformation progressive de la matière organique et la matière minérale (Hvitved-Jacobsen, 2002). Dans des conditions d'exploitations particulières, comme la stagnation des effluents (poste de refoulement, contre-pentes ou faibles pentes) (Pomeroy et Boon, 1990), des conditions anaérobies s'installent et la production biologique de sulfure d'hydrogène (H₂S) peut survenir. Les problématiques autour du H₂S sont multiples : i) la première est d'ordre sanitaire et sécuritaire pour la population ; ii) le 2^{ème} enjeu est d'ordre financier. En France entre 40 à 50% des postes de refoulements présentent des dégagements d'H₂S importants et problématiques pour les exploitants. En zone rurale, 70% de ce type d'ouvrages serait concerné. De nombreuses études ont montré que la

détérioration des matériaux cimentaires était directement liée à cette production d'H₂S, en particulier par le développement sur les parois des canalisations de différents types de microorganismes chimio-lithotrophes de l'espèce *Thiobacillus* (Parker, 1945b ; Mildeet *al.*, 1983;Islanderet *al.*, 1991). Cette détérioration à terme fragilise les installations. Elle participe aux phénomènes de fuites au niveau des sols (ruptures de conduite) et/ou à l'intrusion d'eaux claires parasites au sein du réseau (diminuant l'efficacité de la station d'épuration). Dans tous les cas, il s'agit d'un surcoût pour la collectivité. Ainsi, il est primordial de proposer de nouvelles solutions en termes de revêtements cimentaires mais également de comprendre davantage le phénomène de transfert d' H₂S, aussi bien pour la réhabilitation que pour la conception de nouveaux réseaux. iii) Le troisième aspect lié au H₂S est la modification de la qualité des eaux usées qui pourrait affecter l'efficacité de la station d'épuration.

Dans un premier temps, de nombreux travaux de modélisation pour la prédiction de la production d' H₂S dans des réseaux sous pression et gravitaires ont été établies. Ces dernières proviennent de régions variées du globe, telles que l'Europe centrale, l'Europe du Sud, les Etats – Unis, l'Amérique du Sud et l'Australie, dont les réseaux sont souvent étendus et où la température peut être épisodiquement forte selon la saison. Les modèles les plus couramment utilisés sont ceux de Thistlethwayte (1972), Boon et Lister (1975), Pomeroy et Parkhust (1977), Hvitved – Jacobsen *et al.* (1988) et Nielsen *et al.* (1998).Le modèle le plus utilisé jusqu'à présent est celui de Pomeroy et Parkhust (1977) car il est applicable pour les effluents et le biofilm, dans des conditions opératoires adaptées (par exemple pompage de type discontinu) et au niveau des réseaux gravitaires et sous pression. Par la suite, un modèle conceptuel a été développé pour simuler les transformations de la matière organique et le changement de la biodégradabilité tout au long du transport de l'effluent. Cette approche aérobie/ anaérobie prend en compte le cycle du carbone et celui du soufre.

Dans un deuxième temps, la recherche appliquée s'est intéressée à la remédiation dans une visée curative afin de réduire la concentration en H₂S et limiter la corrosion du béton. Des techniques ont été mis en place pour précipiter les sulfures produits avec du chlorure de fer ou des nitrates.

Cependant, connaître le flux de production d'H₂S dans les canalisations ne permet pas de décrire son passage depuis la phase liquide vers la phase atmosphérique. Ce transfert est réglé par différents facteurs qu'il convient d'approfondir.

Depuis une quinzaine d'années, le transfert d'H₂S est donc également étudié. Le flux de transfert d'un composé entre la phase liquide et la phase gazeuse s'exprime de la manière suivante :

$$N = kla (C-C^*),$$

N étant le flux de transfert (exprimé en g.m⁻³.h⁻¹), *kl* le coefficient de transfert (en m.h⁻¹), *a* l'aire de l'interface par unité de volume de liquide (m².m⁻³). Le terme C-C* correspond à la différence entre la concentration de gaz dissous en phase liquide (C) et la concentration à saturation (à l'équilibre) C*. Cette saturation dépend de la pression partielle du gaz dans la phase gazeuse et de la constante de Henry (elle-même dépendant de la température).

Pour le coefficient de transfert, c'est le modèle du double film de Lewis de Whitman (1924) qui est reconnu. Ce modèle est applicable pour un système diphasique gaz/liquide. A partir du flux de matière, les relations entre les coefficients de transfert de film et les coefficients globaux de transfert,

côté liquide et gazeux, s'écrivent de la manière suivante: $\frac{1}{K^{\circ}_L} = \frac{1}{k^{\circ}_L} + \frac{1}{mk^{\circ}_G}$

Dans le cas où le composé A est peu soluble dans la phase liquide, *m* est très grand (cas de l'O₂ et du H₂S) On peut dire dans ce cas que 1/ (mk°G) est négligeable et donc queK°L = k°L. Cela signifie que c'est la diffusion à travers le film liquide qui contrôle le transfert liquide-gaz, ce qui a été vérifié (Liss and Slater 1974). Les paramètres influençant le plus le transfert liquide/gaz sont :

i) la température de l'eau (Yongsiri *et al.* 2004) ii) la structure de l'interface (Hvitved – Jacobsen 2004), qui joue sur l'aire interfaciale, iii) la turbulence de l'eau (une augmentation de la turbulence de la phase liquide peut rétrécir l'épaisseur de l'interface et donc favoriser le transfert liquide/ gaz), iv) les caractéristiques de la phase gazeuse : humidité, mouvement de l'air (Thistlethwayte 1972).

Le premier modèle empirique du coefficient de transfert KLa H₂S est basé sur la connaissance du coefficient de transfert de l'oxygène. L'Agence de protection de l'Environnement Américaine (USEPA) a estimé en 1985 le coefficient de transfert du H₂S à partir du coefficient de transfert de l'O₂ (connu de

la formule de Pomeroy –Parkhurst,). Les expériences ont été faites en réacteur avec de l'eau claire permettant d'établir que:

$$K_{L_{a_{H_2S}}} = (1,736 - 0,196 \times pH) 0,86 \times (1 + 0,2 Fr^2) (SV)^{3/8} d_m^{-1} \theta_r^{(T-20)}$$

Dans cette expression, le coefficient de transfert dépend :

- De la température, via le coefficient θ . Ce coefficient est égal à 1.034 pour un pH de 4.5, 1.0286 pour un pH de 6.5 et 1.0212 pour un pH de 7 (Yongsiri et al, 2004).
- Du nombre de Froude.
- De la pente S.
- De la vitesse d'écoulement V.
- Du pH.

Le fonctionnement avec de l'eau réelle peut entraîner des modifications à différents niveaux pour l'expression du flux de transfert. Deux coefficients correctifs peuvent donc alors être introduits :

- α le facteur de correction, correspondant à la différence du coefficient KLa entre eau usée et eau claire (Yongsiri et al, 2005). Le taux d'émission du H₂S a été estimé à 32 à 46%. En moyenne α était compris entre 0,6-0,62 avec un intervalle d'erreur entre 0,05-0,08.
- β le facteur correctif, correspondant à la différence entre la concentration à saturation de l'eau usée et de l'eau claire (Yongsiri et al, 2005). Ce facteur est cependant globalement proche de 1. En effet, les constantes de Henry en eau claire et en eau réelle $H_{H_2S, cw}$ et $H_{H_2S, ww}$ sont proches (513.1 +/-15.1 et 525.5 +/-16.4 atm/ mole). (Clarke and Glew, 1971), (Edwards et al, 1978), (Kavanaugh et Trussell, 1980), (Al-Haddad et al, 1989), (Mecalf et Eddy Inc, 1991)

Le flux de transfert a été étudié dans le cas d'un réacteur ou d'une canalisation gravitaire. Toutefois il est encore rare de trouver de genre de données. Dans un premier temps, Lahavet al (2004) ont travaillé sur un réacteur pour modéliser le transfert liquide / gaz du H₂S. L'hypothèse posée est que le coefficient de transfert K_L augmente avec l'agitation mécanique de la phase liquide et donc au gradient de vitesse G, selon la loi suivante : $K_L = K G^2$ avec K un coefficient. Ce modèle a été testé sur le terrain au niveau d'une conduite gravitaire de 657 m avec un diamètre de 800mm. Les données modélisées sont toujours supérieures aux données terrain. L'approche reste semi-empirique et plusieurs paramètres n'ont pas été pris en compte. Dans un deuxième temps, la même équipe a travaillé sur une conduite de 27 m de long et 16 cm de diamètre. Le taux d'émission du H₂S s'écrit de la manière suivante :

$$N = 8 \times 10^{-7} \sqrt{\gamma \frac{SV}{\mu} \frac{w}{A_{cs}}} 1.024^{(T-20)} (C - C^*)$$

Toutefois, il est nécessaire de mettre en avant, les paramètres qui ne sont pas pris en compte dans la plupart des modélisations: i) l'aéraulique, la température de l'air et la vitesse de mouvement air, ii) le phénomène d'accumulation de H₂S dans la phase liquide et iii) la turbulence en phase gazeuse qui est souvent considérée non significative pour l'émission de H₂S. De plus, peu de modélisation de transfert liquide / gaz du H₂S sont appliquées à une canalisation ou sur un réseau pré-existant ou simulé (avec des eaux usées). Il est alors nécessaire de compléter la base de données et tester des géométries et systèmes différents. De plus, une problématique à relever est l'absence de donnée du transfert en H₂S dans une chute d'eau. Toutefois, les études réalisées sur le dioxygène peuvent être étudiées et appliquées au cas du H₂S (Nakasone et al, 1987), (Tang et al, 1995), (Watson et al, 1998), (Baylar and Bagatur, 2001), (Chern and Yang, 2004). Il est nécessaire de connaître la zone où le transfert est prépondérant, probablement dans une conduite gravitaire ou dans une chute d'eau.

La plupart des auteurs ont étudié le flux de transfert du sulfure d'hydrogène de manière globale, mais pas coefficient de transfert du H₂S dans les conditions proches de celles des canalisations.

C'est pourquoi l'objectif de ce travail est de mieux comprendre les mécanismes de transfert d'H₂S lors de l'écoulement gravitaire d'une phase aqueuse saturée en H₂S dissous et de mesurer le coefficient de transfert du H₂S en canalisation. Pour cela, nous étudierons les paramètres définissant

l'écoulement : vitesse d'eau, turbulence, aéralique et la géométrie des réseaux. L'objectif de ce travail est, plus globalement, d'identifier les zones des réseaux les plus propices au transfert de H₂S en phase gazeuse. Les zones d'étude identifiées sont les conduites gravitaires et les chutes.

Notre approche est basée sur des dispositifs expérimentaux à plusieurs échelles :

1. Une échelle en conditions de concentration liquide homogène (réacteur) : à cette échelle, nous caractérisons les techniques de mesure du coefficient de transfert à la fois sur l'oxygène et sur l'H₂S, en fonction des conditions opératoires (température, typologie, d'eau, pH).
2. Une échelle de type conduite gravitaire + chute, dans laquelle nous étudions le transfert d'oxygène en conditions d'écoulement air / eau / pente contrôlées ;
3. Une échelle de terrain, sur laquelle nous envisageons d'effectuer des bilans sur les sulfures au niveau des flux d'air et d'eau.

MATERIEL ET METHODE:

1. L'étude visant à décrire l'évolution du coefficient de transfert liquide-gaz selon les conditions hydrodynamiques (notamment la contrainte de cisaillement liquide ou la vitesse de circulation d'une phase par rapport à l'autre) sera réalisée avec de l'oxygène. Pour une question de sécurité, les expériences avec le H₂S seront limitées à l'échelle d'un réacteur en polyméthacrylate de méthyle de 26 cm de haut et 19 cm de diamètre (Figure 1). Le dispositif est thermostaté homogénéisé par un agitateur mécanique. L'objectif premier est de mettre en lien le coefficient de transfert global de l'oxygène avec le coefficient de transfert global du H₂S en faisant varier des paramètres tels que la turbulence, la qualité des eaux (eaux claires / eaux usées) et l'impact de la phase gazeuse sur la phase liquide.

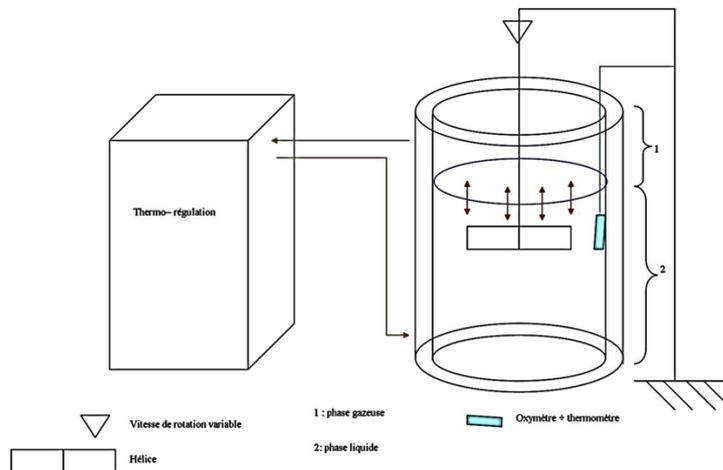


Figure 1 : Dispositif expérimental

L'étude expérimentale du coefficient de transfert se fera à l'aide de deux méthodes : la réoxygénation du milieu (mise en condition anaérobie en utilisant de l'azote et mesure du transfert gaz/liquide) et la méthode de sursaturation du milieu par ajout d'oxygène pur dans la phase liquide et mesure du transfert liquide/gaz pendant le retour des phases à des conditions d'équilibre. Les teneurs en oxygène seront suivies en continu (Metler Toledo easySense O₂ 21 OxygenSensor). De plus l'étude du coefficient de transfert du H₂S sera réalisée en incorporant dans la phase liquide, une concentration connue de sulfure de Na₂S₉H₂O et dans la phase gazeuse en injectant du H₂S(g). Les teneurs en sulfure d'hydrogène seront suivies en continu dans la phase gazeuse (Odialog) et dans la phase liquide avec une sonde (AquaMS). Les eaux testées seront des eaux claires et des eaux usées. Les paramètres testés sont la vitesse de rotation et la qualité des eaux.

2. Dans une deuxième partie, une portion de conduite a été reproduite expérimentalement afin de calculer le coefficient de transfert de l'oxygène dans le contexte d'écoulement à surface libre, selon la turbulence de l'écoulement et la qualité des eaux (eaux claires/ eaux usées).

Le pilote est une conduite en PVC transparent de 10 m de long et 20 cm de diamètre (Figure 2). La pente, la hauteur et le débit d'écoulement (Rosemount 8732 E) sont contrôlés.

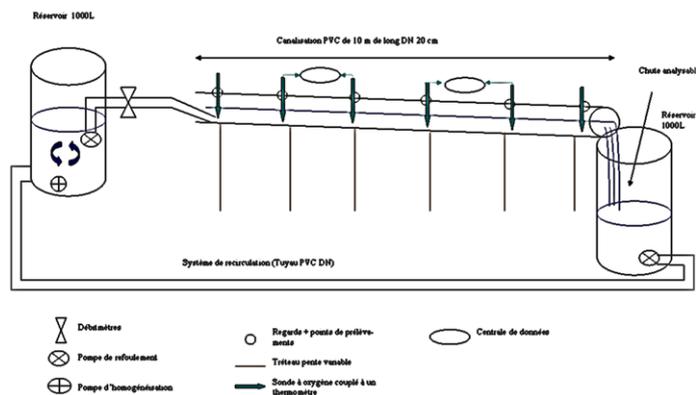


Figure 2 : Schéma de la conduite gravitaire en laboratoire

Le suivi du pH, des teneurs en oxygène et du potentiel rédox de la phase liquide sont assurés en continu par des sondes (Metler Toledo easySense O₂ 21 OxygenSensor) disposées sur la longueur de la conduite. Sur chacun de ces dispositifs expérimentaux, la modélisation numérique permettra d'examiner l'impact de la turbulence de la phase gazeuse sur la phase liquide et donc sur le transfert interfacial. Le logiciel de maillage ICEM (Version 14.0) et le logiciel Fluent V6 seront utilisés.

3. La troisième étape est à grande échelle sur un réseau existant, le réseau d'assainissement d'Arles. La Société des Eaux d'Arles (SEA) est délégataire de service public pour la gestion du réseau et de la station d'épuration. La problématique H₂S est très sensible dans ces zones de réseau d'assainissement. En effet, Arles combine de multiples éléments propices à la production d'H₂S: c'est une commune très étendue et sans dénivelé. Le réseau est composé d'un nombre important de postes de relevages (94 stations) et de conduites de refoulement, parfois sur de très grandes distances (> 4.5 km). Deux sites d'étude ont été sélectionnés sur le réseau :

- une portion de conduite gravitaire d'une centaine de mètres de long ayant un débit théorique de 5000 m³/jour. Cette conduite présente l'intérêt de se situer en aval d'un siphon en conditions anaérobies, lieu de production de sulfures. Un bilan de masse en soufre sera réalisé sur cette portion de réseau. 4 points de prélèvements sont à instrumenter. La concentration en phase gazeuse du H₂S (OdaLog® Type RTx) et le débit d'eau usée via la hauteur d'eau (limnimètre à ultrasons) seront mesurés en continu durant des campagnes de mesure d'une semaine. Les concentrations en H₂S liquide (méthode au bleu de méthylène (CEAE du Québec et APHA) puis spectroscopie), en sulfates, sulfites, thiosulfates et tétrathionates (par chromatographie ionique) en phase liquide seront déterminées par des campagnes de prélèvement de l'ordre d'un échantillon toutes les 15 minutes pendant 2 heures (plusieurs campagnes de mesure envisagées). Des mesures de débit d'air (anémomètre à fil chaud KIMO VT200) seront faites simultanément sur les portions concernées avec les mêmes fréquences. Un préleveur automatique sera installé en entrée de notre portion (type ISCO 6712). Les sondes et le préleveur automatique seront installés au niveau des regards et les prélèvements manuels seront réalisés à l'aide d'une canne de prélèvement aux mêmes endroits.

- un poste de relevage pour l'analyse d'une chute d'eau.

A chaque échelle, des modélisations seront réalisées à l'aide du logiciel de maillage ICEM (Version 14.0) et fluent V6. Les premiers objectifs sont d'étudier l'homogénéisation du réacteur à différentes hauteurs de l'hélice à l'aide des lignes de courant puis d'estimer différents paramètres via les vecteurs en tout point du réacteur (Vitesse, Turbulence, Contrainte de cisaillement). L'utilisation ultime du logiciel fluent serait la modélisation du milieu et l'estimation du coefficient d'échange interphase. La modélisation numérique doit être validée avec les données laboratoires ou terrain.

RESULTATS :

Les expériences sur les 3 pilotes ont, d'ores et déjà, été lancées. Le coefficient de transfert de l'oxygène et du sulfure d'hydrogène seront déterminés avec de l'eau claire sur le réacteur et sur le pilote de la canalisation en faisant varier certains paramètres. De plus, de premières valeurs ont été obtenues sur le terrain.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES :

Le transfert du H₂S dans les canalisations gravitaires et les chutes restent encore mal connues par la communauté scientifique. La modélisation du transfert interfacial a, jusqu' à présent, été beaucoup étudiée à l'échelle d'un réacteur mais peu appliquée en conditions réelles. C'est pourquoi, cette thèse constituerait une opportunité d'étudier le coefficient de transfert du H₂S à plusieurs échelles : du réacteur au réseau d'assainissement réel et selon plusieurs paramètres. La complexité de ce système d'étude nécessite la prise en compte de l'hydrodynamique de la conduite, de la chimie de l'eau et du volet biologique et implique une pluridisciplinarité de l'approche, et un couplage des outils utilisés pour la méthodologie d'étude (modélisation appliquée et complétée par des expériences sur le terrain).

BIBLIOGRAPHIE:

Al-Haddad, A. A., Abdo, M. S. E., et Abdul-Wahab, S. A., 1989. Evaluation of Henry's constants for H₂S in water and sewage effluents. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, A24.3. 207–227

Baylar, A.; Bagatur, T, 2001. Aeration performance of weirs: Part 1. *Water Eng. Manage*, 148 (3), 33-36.

Baylar, A.; Bagatur, T, 2001. Aeration performance of weirs: Part 2. *Water Eng. Manage*, 148 (4), 14-16.

Bjerre, H. L., Hvitved-Jacobsen, T., Schlegel, S. & Teichgraber, B, 1998. Biological activity of biofilm and sediment in the Emscherriver, Germany. *Water Sci. Technol*, 37(1), 9–16.

Boon, A.G. et A.R. Lister, 1975. Formation of sulfide in rising main sewers and its prevention by injection of oxygen, *Progress in Water Technology*, 7, 289-300.

Clarke, E.C.W., et Glew, D. N., 1971. "Aqueous nonelectrolyte solutions. Part VIII. Deuterium and hydrogen sulfides solubilities in deuterium oxide and water." *Can. J. Chem.*, 49, 691–698.

Chern J.M et Yang S.P, 2004. Measuring and Modeling of Oxygen Transfer Rate in a Drop Structure, *Ind. Eng. Chem. Res.*43, 7657-7663

Hvitved-Jacobsen, T., Jütte, P., Nielsen, N. et Jensen, N. A., 1988. Hydrogen sulphide control in municipal sewers. Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment, proceedings of the 3rd International Gothenburg Symposium. Gothenburg, Sweden.

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. et Tanaka, N., 1999, Wastewater quality changes during transport in sewers -An integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulfur microbial transformations, *Water Science and Technology*, 39, 233 vol 38, pg 257

Hvitved-Jacobsen, T., 200, *Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer*, CRC Press LLC

Islander, R. L., Deviny, J. S., Mansfeld, F., Postyn, A. et Hong, S., 1991, Microbial Ecology of Crown Corrosion in Sewers. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 117, 751-770.

Kavanaugh, M. C., and Trussell, R. R., 1980. Design of aeration towers to strip volatile contaminants from drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 72, 684–692.

- Lahav, O. et al., 2004, Modeling Hydrogen Sulfide Emission Rates in Gravity Sewage Collection Systems, *Journal of Environmental Engineering*, 130, 11.
- Lewis, W. K., et Whitman, W. G., 1924. Principles of gas absorption. *Ind. Eng. Chem.*, 16, 1215–1220.
- Liss, P. S., et Slater, P. G., 1974. Flux of gases across the air-sea interface. *Nature (London)* 247, 181–184
- Metcalf et Eddy Inc., 1991. *Wastewater engineering: Treatment, disposal, and reuse*, 3rd Ed., G. Tchobanoglous and F. L. Burton, eds., McGraw-Hill, New York.
- Milde, K., S, W. et Bock, E., 1983, Thiobacilli of the corroded concrete walls of Hamburg sewer system. *Journal of General Microbiology*, 129, 1327-1333.
- Nakasone H., 1987. Study of aeration at weirs and cascades. *J. Environ. Eng.*, 113, 64-81.
- Nielsen, P.H. et T. Hvitved-Jacobsen, 1988. Effect of sulfate and organic matter on the hydrogen sulfide formation in biofilms of filled sanitary sewers, *J. WPCF*, 60, 627-634.
- Nielsen, P.H. K. Raunkjaer, et T. Hvitved-Jacobsen, 1998. Sulfide production and wastewater quality in pressure mains, *Water Sci. Tech.*, 37 (1), 97-104.
- Parker, C. D., 1945, The corrosion of concrete. I. The isolation of a species of bacterium associated with corrosion of concrete exposed to atmospheres containing hydrogen sulphide. *Experimental Biology and Medicine Journal*, 23, 81-90.
- Parker, C.D. 1945b, The corrosion of concrete 2. The function of *Thiobacillus concretivorus* (nov. spec.) in the corrosion of concrete exposed to atmospheres containing hydrogen sulphide, *Aux. J. Expt. Biol. Med. Sci.* 23, 81-90
- Peyre Lavigne, M. 2014, Transformations biologiques impliquées dans la dégradation des revêtements cimentaires en réseau d'assainissement : Application à la définition d'un test de résistance à la biodétérioration, thèse
- Pomeroy, R. D. et Parkhurst, J. D., 1977, Forecasting of Sulfide Buildup Rates in Sewers. *Progress in Water Technology*, 9, 621-&.
- Pomeroy, R. D. et Boon, A. G. 1990 The problem of hydrogen sulphide in sewers, Westminter, Acer John Taylor.
- Tanaka, N. et Hvitved-Jacobsen, T., 1998, Transformations of wastewater organic matter in sewers under changing aerobic/anaerobic conditions. *Water Science and Technology*, 37, 105-113.
- Tang, N. H.; Nirmalakhandan, N.; Speece, R. E., 1995. Weir aeration: models and unit energy consumption. *J. Environ. Eng.* 121, 196-199.
- Thistlethwayte, 1972. *Control of Sulfide in Sewerage Systems*, Michigan, Butterworth Pty. Ltd.
- Thistlethwayte, D. K. et Goleb, E. E., 1972. Sewers and storm water. The composition of sewer air. *Proc. of 16th International Congress. Jerusalem, Advances in Wat. Poll. Res.*
- Watson, C. C.; Walters, R. W.; Hogan, S. A., 1998. Aeration performance of low drop weirs. *J. Hydraul. Eng.* 124, 65- 71.
- Yongsiri, C., Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. et Tanaka, N., 2003, Introducing the emission process of hydrogen sulfide to a sewer process model (WATS). *Water Science and Technology*, 47, 319-320.

Yongsiri, C., Vollertsen, J. et Hvitved-Jacobsen, T., 2004a, Effect of temperature on air-water transfer of hydrogen sulfide. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 130, 104-109.

Yongsiri, C., Vollertsen, J. et Hvitved-Jacobsen, T., 2005, Influence of wastewater constituents on hydrogen sulfide emission in sewer networks. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 131, 1676-168

Utilisation de la prévision radar pour la gestion prédictive d'un bassin de rétention

ICHIBA A.^{(1,2)*}, GIRES A.⁽¹⁾, TCHIGUIRINSKAIA I.⁽¹⁾, SCHERTZER D.⁽¹⁾, et BOMPARD Ph.⁽²⁾

¹ U. Paris-Est, Ecole des Ponts ParisTech, LEESU, Marne-la-Vallée, France

² Conseil Général du Val-de-Marne, Direction des Services de l'Environnement et de l'Assainissement (DSEA), Bonneuil-sur-Marne, France

* e-mail : Abdellah.ichiba@leesu.enpc.fr

RESUME

La gestion de l'eau en milieu urbain est une tâche de plus en plus complexe, conséquence d'une augmentation rapide des surfaces imperméables et probablement d'une augmentation des précipitations extrêmes en raison du changement climatique. Le recours à des bassins de stockage est la solution la plus couramment mise en œuvre pour lutter contre les inondations en milieu urbain. Les objectifs de ces dispositifs sont généralement de deux ordres: assurer la protection contre les inondations pluviales par stockage de volume pendant le débit de pointe et décontaminer les eaux pluviales ainsi stockées avant rejet dans le milieu naturel. Ces deux objectifs impliquent des stratégies de gestion opposées, rendant ainsi très nécessaire le recours à des systèmes de prévision de pluie pour assurer une bonne prise de décision. Dans cet article, nous présentons un retour d'expérience sur l'utilisation de ce genre de systèmes pour la gestion prédictive d'un bassin de stockage d'eau pluviale. Les problèmes rencontrés avec ce dernier seront présentés ainsi que les résultats d'une comparaison morphologique entre les données radar obtenues par ce système et celles de Météo France. Enfin une comparaison entre deux approches de modélisation hydrologique a été effectuée, le but étant de comparer comment chaque approche modélise la variabilité non mesurée de la pluie en dessous de la maille de 1Km².

Les résultats de cet article montrent clairement comment l'utilisation de différents algorithmes de traitement des données radar peut affecter le produit final obtenu, la modélisation hydrologique montre la nécessité de prendre en compte la mesure de la variabilité de la pluie à petites échelles.

MOTS CLES

Bassins de rétention; prévision de pluie ; données radar; Système de prévision; gestion anti inondation; modélisation hydrologique.

INTRODUCTION

En milieu urbain, la stratégie de gestion des eaux pluviales repose principalement sur le recours aux bassins de rétention pour pouvoir gérer le risque d'inondation et le débordement du réseau en période pluviale. Au département du Val-de-Marne (245 Km², sud-est de Paris), ce sont plus de 15 bassins de rétention qui ont été construits pour gérer un volume d'eau de l'ordre de 300000m³. Cette étude concerne un bassin de stockage de 10000m³ construit pour gérer le risque d'inondation sur le bassin de Sucy-en-Brie.

Les bassins de rétention assurent dans la plupart des cas un double rôle, un premier principal qui consiste en la protection contre les inondations par stockage de volume pendant le débit de pointe et un deuxième qui vise la dépollution (à travers des processus simples, comme la décantation) des eaux pluviales avant le rejet dans le milieu naturel. La gestion donc de ces bassins repose sur le basculement entre deux modes de gestion avec deux objectifs contradictoires, elle vise à maximiser le volume d'eau dépolluée tout en s'assurant d'avoir un bassin vide en cas d'évènement pluvial. Le recours à un système de prévision de pluie est de ce fait primordial pour assurer un basculement fiable entre ces deux modes de gestion.

Les systèmes de prévision basés sur l'utilisation des données radar demeurent l'outil d'aide à la décision le plus puissant et le plus favori des gestionnaires de l'eau en milieu urbain. La complexité de ces systèmes dépend de leur structure et de leur utilisation. Les plus complexes d'entre eux font interagir trois domaines de la science géophysique; la mesure des précipitations par radar, la prévision de la pluie et enfin la modélisation hydrologique. L'efficacité de ces systèmes dépend alors de la précision de la mesure radar, de la fiabilité des algorithmes de prévision et enfin de la puissance des modèles hydrologiques utilisés.

La précision de la mesure radar est liée au type de radar utilisé, un radar en bande C ou S se caractérise par une résolution spatiale de 1km² et une résolution temporelle de 5 minutes et permet de couvrir une

grande surface allant jusqu'à 150km, alors que le radar en bande X permet de bien décrire la variabilité des précipitations en dessous de la maille de 1km² avec une résolution pouvant atteindre 100m x 100m dans l'espace et 1min dans le temps, mais souffre de problèmes d'atténuation qui limitent sa surface de couverture. La fiabilité de la mesure radar dépend aussi des algorithmes utilisés pour le traitement des données. Aussi, le fait que le radar soit à double polarisation permet de tenir compte de la distribution de la taille des gouttes de pluie en temps réel sans avoir à compter sur des hypothèses trop simplifiées et permet ainsi de s'affranchir de la calibration en temps réel avec les pluviomètres.

La fiabilité de la prévision radar dépend des algorithmes utilisés. Le système CALAMAR (Neumann, 1991) utilise une méthode de suivi basée sur la définition et la caractérisation des cellules de pluie, leur mouvement est ensuite extrapolé dans future. Les algorithmes WSR-88D utilisés par le National Weather Service des États-Unis (Johnson et al. 1998) utilisent une méthode de caractérisation des cellules en trois dimensions, tandis que le modèle STEPS (Bowler et al. 2006) fait recours à l'analyse multifractale et plus précisément la cascade multiplicative.

Dans cet article, nous présentons avec un accent particulier sur les problèmes rencontrés, notre expérience sur l'utilisation de ce système de prévision de pluie pour gérer un bassin de rétention, une nouvelle méthodologie pour la comparaison morphologique des produits radar a été développée pour mettre en évidence certaines sources de ces problèmes. Enfin une comparaison entre deux approches de modélisation hydrologique a été réalisée.

CAS D'ETUDE, DONNEES ET SYSTEME DE PREVISION

Cas d'étude:

Le cas d'étude présenté dans cet article montre à quel point la gestion des bassins de rétention des eaux pluviales est une tâche compliquée et doit être combinée avec des outils performants et fiables, tels que les systèmes de prévision de pluie et la modélisation hydrologique. Il s'agit d'une zone urbaine de 2.45 km² située dans le département du Val-de-Marne (Sud-Est de Paris, France), la région a connu dans le passé plusieurs inondations en raison de: (1) la très forte pente (\approx de 34m/km) qui influence les vitesses d'écoulement dans le réseau et entraîne de ce fait des débordements en aval, (2), l'augmentation de l'imperméabilité (\approx 34 %) combinée à une structure du sol qui limite l'infiltration. Le réseau d'assainissement de ce bassin versant est un réseau séparé, celui des eaux pluviales a son exutoire dans la Marne. Le bassin de rétention est géré avec l'objectif d'augmenter la quantité d'eau dépolluée tout en s'assurant d'avoir un bassin vide en cas de risque d'inondation. Dans ce cas, il est nécessaire de connaître le moment de basculer entre les deux modes de gestion. Un système de prévision a été mis en place pour traiter cette question, il est basé sur l'utilisation des données d'un radar en bande C (exploité par Météo-France) situé à 37 km à l'ouest, ces données radar sont calibrées en temps réel avec des pluviomètres. Le système de prévision indique à un opérateur s'il y a un risque d'inondation ou pas de sorte que l'opérateur puisse vider le bassin avant l'arrivée de l'événement pluvial.

Données :

Quatre événements pluviaux qui ont eu lieu entre 2010 et 2013 (14/07/2010, 15/08/2010, 15/12/2011 et 19/06/2013) ont été sélectionnés pour les besoins de cette étude. Les mesures pluviométriques (27 pluviomètres) étaient aussi disponibles ainsi que différents types de données radar, le premier type vient de la mosaïque radar de Météo-France et la résolution est de 1km² en espace et 5min en temps. Le radar le plus proche est un radar en bande C situé à 37 km à l'ouest du bassin de rétention de Sucy-en-Brie. Le deuxième type de données radar a été obtenu à partir du système de prévision CALAMR utilisé pour la gestion du bassin de rétention de Sucy-en-Brie, ce système utilise les mêmes données radar brutes que Météo France mais traitées suivant une chaîne différente. Les données de Calamar ont été extraites avant et après calibration avec les pluviomètres, deux formats étaient alors disponibles; CALAMAR ajusté (CALAMAR adj.) et CALAMAR non ajusté (CALAMAR non-adj.).

Les mesures de débit enregistrées dans le réseau par deux capteurs de débit installés à l'entrée et à la sortie du bassin de rétention étaient également disponibles.

Système de prévision actuel

Le système de prévision CALAMAR a été mis en place pour la gestion du bassin de rétention de Sucy-en-Brie par une entreprise privée, il est basé sur l'utilisation des données d'un radar en bande C offrant une résolution spatiale de 1km² et temporelle de 5min et génère deux niveaux d'alerte correspondant chacun au dépassement d'un seuil déterminé par modélisation hydrologique. Une pré-alerte est en effet générée si en 30 min, un cumul pluviométrique prévu supérieur à 36 mm est détecté dans un rayon de

10Km du bassin de rétention, pendant que l'alerte est générée si en 30 min, un cumul pluviométrique prévue supérieur à 25 mm est détectée au niveau du bassin versant de Sucy.

Un des problèmes auquel nous sommes confrontés avec ce système de prévision est le fait qu'il n'est pas fiable, l'analyse de l'archive des quatre années de service montre que le système génère un taux élevé de fausses pré-alerte, ce qui rend difficile le maintien du mode de gestion prédictif. Selon la compagnie qui a été consultée, cela est dû à l'expansion des échos de sol (à la fois en intensité et en espace) durant les événements extrêmes et la propagation anormale non traitée par la version actuelle du système. Les brevets d'invention qui décrivent la chaîne utilisée par le système CALAMAR pour traiter les données radar montrent que ce système ajuste les données radar aux données des pluviomètres au sol en temps réel, ce qui est difficile à assurer, surtout lors des événements sévères. En effet, l'analyse de certains événements enregistrés par le système montre que la synchronisation des données des pluviomètres en temps réel n'a pas fonctionné, et ainsi les données radar n'ont pas été calibrées. La chaîne montre également que le système utilise un procédé statique pour le traitement des échos de sol qui implique la suppression des pixels correspondants en les remplaçant par de l'extrapolation ou des zéros.

Étant donné le manque d'informations précises sur les algorithmes utilisés par le système CALAMAR, nous avons décidé de mettre en place une comparaison multifractale entre les données radar CALAMAR et Météo France afin de voir comment l'utilisation de différents algorithmes de traitement de données radar peut modifier la morphologie du produit final.

Comparaison multifractale des deux produits radar CALAMAR et Météo France :

– Une nouvelle et innovante méthode a été développée pour la comparaison des trois données radar ; Météo France, CALAMAR ajusté et CALAMAR non ajusté. La méthode repose sur le cadre des Multifractal Universel (Schertzer et Lovejoy, 1987, 1997). Dans ce cadre théorique qui est basé sur la propriété d'invariance d'échelle, la variabilité à travers les échelles est caractérisée à l'aide de seulement deux paramètres α et C_1 ; C_1 est la codimension moyenne du champs et mesure le regroupement du champs moyen ($C_1 = 0$ pour un champs homogène), et α représente l'indice de multifractalité qui quantifie la manière dont la codimension moyenne évolue lorsque l'on prend des valeurs légèrement différentes de celle de la moyenne. Les extrêmes sont caractérisés par des α et C_1 grandes. La comparaison a été effectuée en analyse spatiale (un échantillon correspond à une image radar) et en analyse temporelle (l'échantillon correspond à la série temporelle d'un pixel radar). Par conséquent, l'évolution temporelle et la variabilité spatiale des paramètres α et C_1 sont ensuite analysées, plus de détails peuvent être trouvés dans Ichiba et *al.* (2014).

La figure 1 montre les résultats obtenus pour la comparaison multifractale de produits radar. Les principales conclusions sont résumées ci-dessous :

- L'évolution temporelle des paramètres multifractals α et C_1 suggère que les deux produits ne donnent pas les mêmes paramètres, sauf durant la période de forte pluviométrie lorsque la structure des deux produits et leur dimension fractale deviennent comparables. Le champ Météo France se caractérise par des valeurs plus grandes de α et de plus petites valeurs de C_1 .
- Le champ CALAMAR montre en analyse spatiale un taux plus élevé de zéros de pluie, ce qui affecte la nature multifractale du champ, en effet, la méthode statique pour le traitement des échos de sol tend à réduire les fluctuations réelles à un processus fractal en introduisant des zéros de pluie.
- L'analyse temporelle montre un accord clair en morphologie entre Météo France et CALAMAR non ajusté, tandis que les différences de morphologie obtenues entre les deux produits CALAMAR suggèrent que le processus d'ajustement utilisé par ce système modifie la structure du champ. D'autres résultats confirment le fait que ce processus surestime le taux de précipitations, ce qui peut éventuellement expliquer le taux de fausses pré-alerte élevé observé .

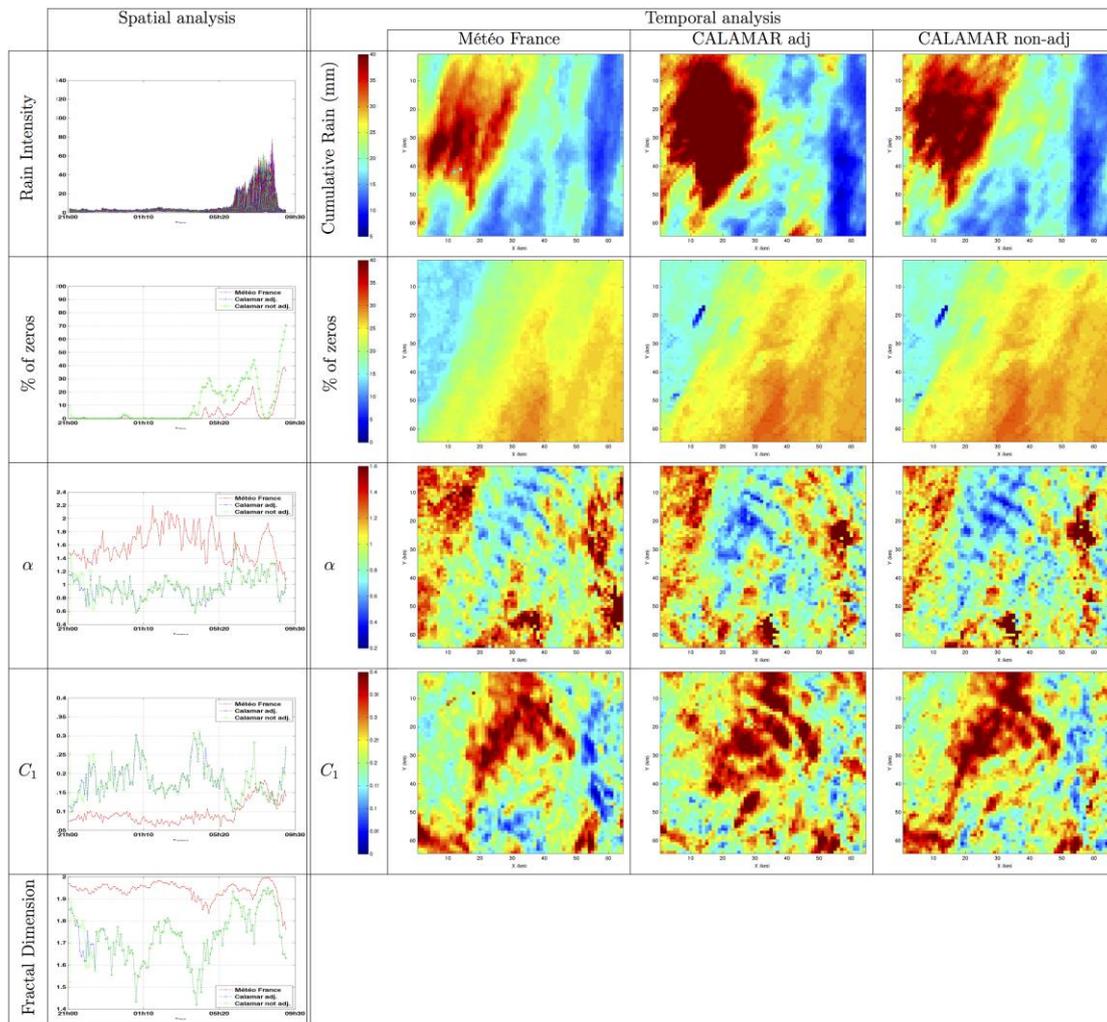


Figure 1: Résultats de la comparaison multifractale des données radar. 1er colonne: évolution temporelle de l'intensité de pluie, % des zéros, les paramètres multifractals α , C_1 et la dimension fractale pour l'événement de 15/12/2011, colonne 2-4: distribution spatiale du cumul de pluie, % des zéros et les paramètres multifractals α , C_1 pour l'événement du 14/07/2010 pour les trois types de données radar.

Comparaison de deux modèles hydrologiques :

Dans cette section, deux types de modèles hydrologiques sont utilisés. L'objectif est de comparer deux approches de modélisation différentes et de voir comment ils traitent avec la variabilité spatio-temporelle des précipitations.

Le premier modèle est CANOE qui est un modèle semi distribué largement utilisé en France par les praticiens de la modélisation hydrologique et la gestion urbaine de l'eau, il est surtout connu pour sa facilité d'utilisation, son temps de calcul rapide, mais il est difficile à mettre en place et doit être soigneusement calibré. L'approche de modélisation utilisée par le modèle CANOE est basée sur la décomposition du bassin versant en sous bassins chacun d'entre eux connectés en son exutoire au réseau d'assainissement et modélisé à l'aide d'un modèle pluie-débit conceptuel. L'écoulement dans le réseau est alors obtenu à l'aide d'une solution numérique des équations de Saint-Venant. Ce type de modèles ne permet pas de prendre en compte la variabilité des propriétés physiques puisque les sous bassins, dont la taille varie dans ce cas de 0.2km^2 à 0.76km^2 sont considérés comme homogènes.

Le deuxième modèle utilisé dans le cadre de cette étude est MultiHydro (Giangola-Murzyn et al. 2014), qui est un modèle totalement distribué et à base physique développé à l'Ecole des Ponts ParisTech. Il s'agit d'un noyau d'interaction entre des modules open source, représentant chacun une partie du cycle de l'eau en milieu urbain. MultiHydro implique une approche de modélisation différente de celle utilisée par CANOE, le bassin versant est pixélisé à une résolution spécifique choisie par l'utilisateur, chaque pixel se voit affecté une unique catégorie d'utilisation des sols, les propriétés hydrologiques et physiques de chaque catégorie sont spécifiées. Les solutions des équations physiques

sont alors calculées au niveau de chaque pixel et le débit dans le réseau est obtenu à l'aide d'une solution numérique des équations de Saint-Venant. Le modèle MultiHydro permet une analyse plus approfondie des processus en jeu, mais il nécessite un temps de calcul important en fonction de la résolution spatiale choisie et de la surface du bassin versant. Ce modèle a été mis en place pour le bassin de Sucy-en-Brie à différentes résolutions (10m, 5m et 2m) indiquant chacune un coefficient d'imperméabilisation différent (68%, 58 % et 47 %).

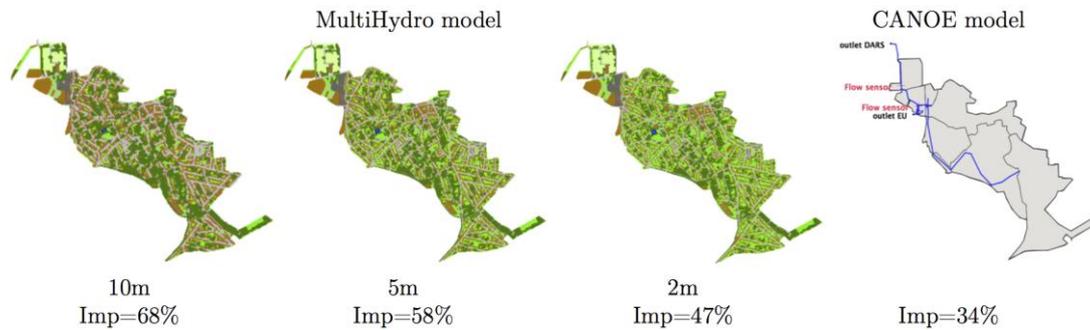


Figure 2 : CANOE et MultiHydro pour le bassin versant de Sucy-en-Brie, MultiHydro a été mis en place à différentes résolutions indiquant chacune un coefficient d'imperméabilisation différent

Méthodologie

Trois types d'analyse avec différents types de données de pluie ont été effectuées dans le but de comparer la réponse des deux modèles hydrologiques:

- Comparaison entre des débits simulés obtenus en utilisant une mesure de pluie ponctuelle donnée par les pluviomètres et les mesures de débit. Les paramètres, Nash (eq.1) et l'erreur sur le volume (eq.2) ont été ensuite calculés.

$$\text{Nash} = 1 - \frac{\sum_i (Q_i^{\text{sim}} - Q_i^{\text{obs}})^2}{\sum_i (Q_i^{\text{sim}} - \bar{Q}^{\text{sim}})^2} \quad (1)$$

$$\text{Erreur volume} = \frac{V^{\text{sim}} - V^{\text{obs}}}{V^{\text{obs}}} * 100 \quad (2)$$

- Comparaison entre les débits simulés obtenus en utilisant différents types de donnée radar et le débit simulé obtenu en utilisant une mesure de pluie ponctuelle. Les paramètres, Nash et l'erreur sur le volume ont été également calculés.
- Comparaison de la sensibilité des modèles à la variabilité non mesurée des précipitations aux petites échelles. Les propriétés d'échelle des données de pluie sont utilisés pour générer un ensemble de données de pluie l'échelle réduite de 111m * 111m (simplement en continuant le processus de cascade sous-jacente dont les paramètres relatifs ont été estimés sur la gamme des échelles disponible) (Gires et al. 2012). Un ensemble de réponses hydrologiques est ensuite simulé, et sa variabilité est analysée en utilisant un pseudo-coefficient de variation CV' (eq.3).

$$\text{CV}' = \frac{Q_{0.9}^{\text{sim}} - Q_{0.1}^{\text{sim}}}{2 * Q_{0.5}^{\text{sim}}} \quad (3)$$

$Q_{0.1}$ et $Q_{0.9}$ représentent respectivement les 10 et 90% quantiles de débit de pointe obtenu des simulations réalisées à l'aide des données radar à l'échelle réduite (111m*111m), et Q^{radar} représente le débit de pointe obtenu lors de l'utilisation des données radar à la résolution 1km².

Résultats and discussions:

En utilisant une mesure ponctuelle de pluie:

La figure 3 présente le débit simulé par les différents modèles en utilisant une mesure de pluie ponctuelle. Pour l'événement du 14/07/2010 l'absence de mesure sur une longue période ne permet pas de tirer des conclusions claires. Les résultats sont cohérents pour les deux autres événements. Plus précisément, le débit simulé obtenu avec CANOE présente une valeur plus élevée de Nash (0,88 pour l'événement du 15/12/2011 et 0,92 pour celui du 19/06/2013), tandis que le modèle MultiHydro avec 10 m de résolution montre 0,31 et 0,63 respectivement, les résultats obtenus avec une résolution de 5 m permettent d'améliorer légèrement le coefficient de Nash (0,49 et 0,69 respectivement).

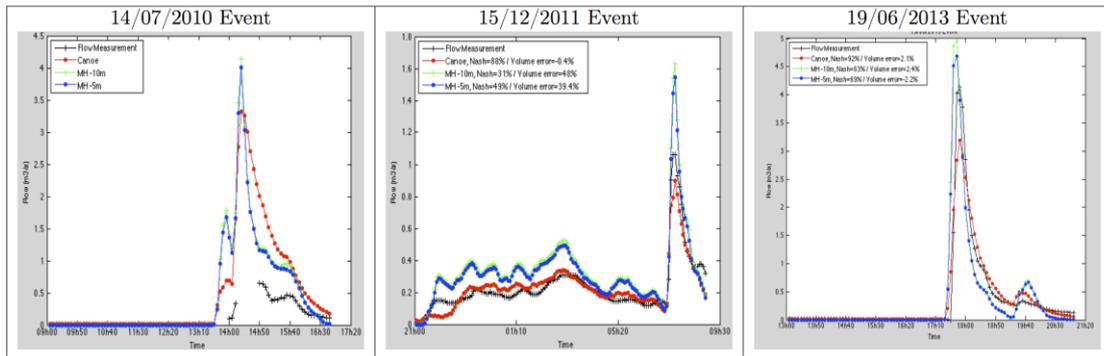


Figure 3: Comparaison de la réponse hydrologique obtenue par chaque modèle en utilisant une mesure de pluviomètre comme entrée de pluie

L'erreur sur le volume montre un accord entre les modèles CANOE et MultiHydro pour l'événement du 19/06/2013 avec des valeurs proches de 2%, malgré une différence d'imperméabilité de plus de 30%. Cet accord est dû au fait qu'il s'agit d'un événement très fort (durée totale = 25min et intensité de la pluie allant jusqu'à 140mm/h), pour lequel, il n'y avait pas eu le temps nécessaire pour l'infiltration et l'eau tombée sur les zones perméables a ruisselé également pour finir dans le réseau. Nous pouvons également voir que MultiHydro reflète mieux la force de cet événement (pic de débit plus fort et descente plus rapide après) que le modèle CANOE.

Pour le deuxième événement (15/12/2011), CANOE montre une erreur de l'ordre de 0,4% alors que MultiHydro reste au-dessus de 39%. Cette différence importante de volume obtenue pour MultiHydro à 10m est normale, et peut être expliquée par le coefficient d'imperméabilisation important obtenu pour MultiHydro à la résolution de 10 m. En effet, à cette résolution, le coefficient d'imperméabilisation est d'environ 68 %, ce qui est deux fois plus grand que celui obtenu pour CANOE (= 34 %) ce qui signifie que plus l'eau sera acheminée vers le réseau à cette résolution. L'amélioration de la résolution de MultiHydro à 5m baisse le coefficient d'imperméabilisation de 10% et conduit à la diminution de l'erreur sur le volume de 9%.

En utilisant différents types de données radar:

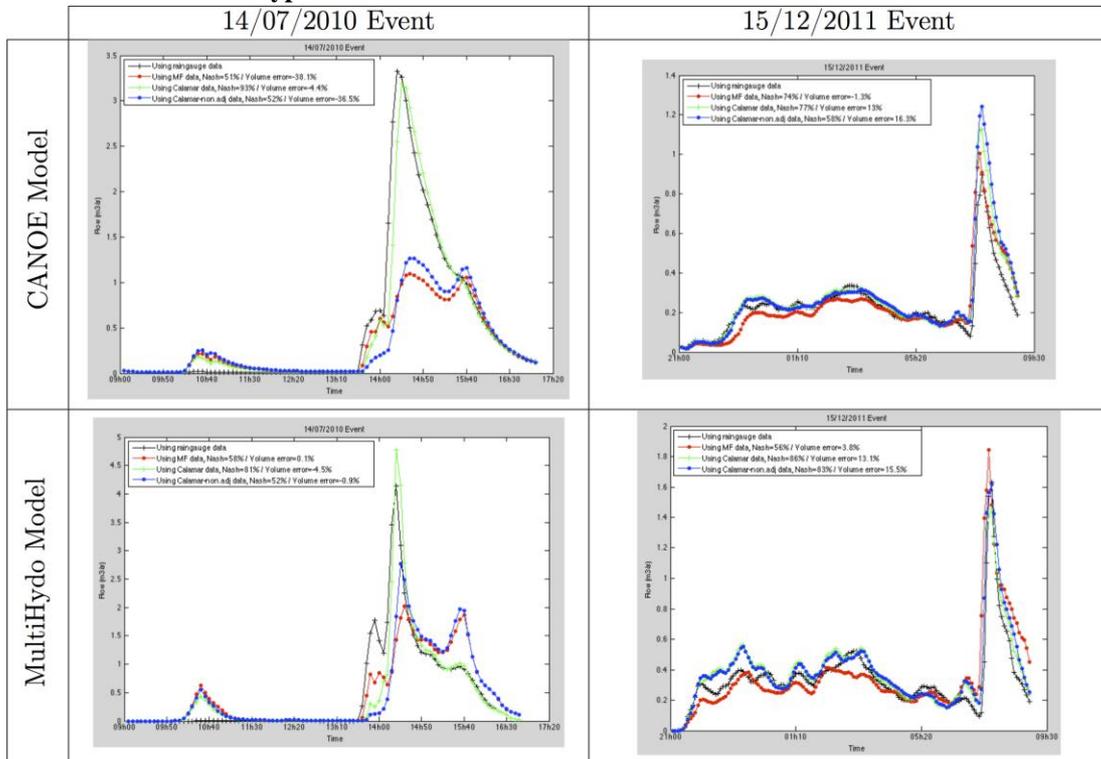


Figure 4: Comparaison de la réponse hydrologique obtenue par chaque modèle en utilisant les trois types de données radar, les résultats ont été comparés à la réponse obtenue en utilisant une pluie de pluviomètre

La figure 4 montre que le débit simulé obtenu est différent en fonction du type de donnée radar utilisée. Pour le premier événement (14/07/2010), les résultats montrent un accord parfait entre les débits simulés obtenus en utilisant la donnée radar CALAMAR ajusté et des données pluviométriques, suggérant ainsi que le calibrage supprime la donnée radar et ne conserve que la donnée des pluviomètres. Un accord similaire a été trouvé entre les débits simulés obtenus en utilisant les données radar de Météo France et celles de calamar non ajusté confirmant ainsi la remarque déjà mentionnée dans la section précédente que ces deux types de donnée radar présente la même morphologie. Nous pouvons aussi constater les conséquences du processus d'ajustement opéré par CALAMAR sur la réponse hydrologique. Malheureusement, nous avons quelques données manquantes dans la mesure de débit pour cet événement et par conséquent, nous ne pouvons pas conclure.

Pour le deuxième événement (15/12/2011) les variations du débit simulé sont beaucoup moins prononcées que pour le premier événement. La différence entre les débits simulés obtenus est plus évidente pour le cas de MultiHydro suggérant que ce modèle totalement distribué reflète plus directement les différences de données de pluie. Le coefficient de Nash obtenu est compris entre 0,58 et 0,77 pour CANOE et entre 0,56 et 0,86 pour le modèle MultiHydro. L'erreur sur le volume est légèrement supérieure pour le modèle MultiHydro.

Les différences entre les trois données radar observées dans la réponse hydrologique sont mineures, ce qui pourrait s'expliquer par le fait qu'en raison de la limitation de la surface du bassin versant (2.45Km^2), nous avons utilisé une image radar $4 * 4 \text{ km}^2$ au lieu de $64 * 64 \text{ km}^2$ (qui représentent seulement 0,4 % de l'image radar) utilisée dans la comparaison morphologique entre les données radar.

La sensibilité à la variabilité non mesurée de la pluie.

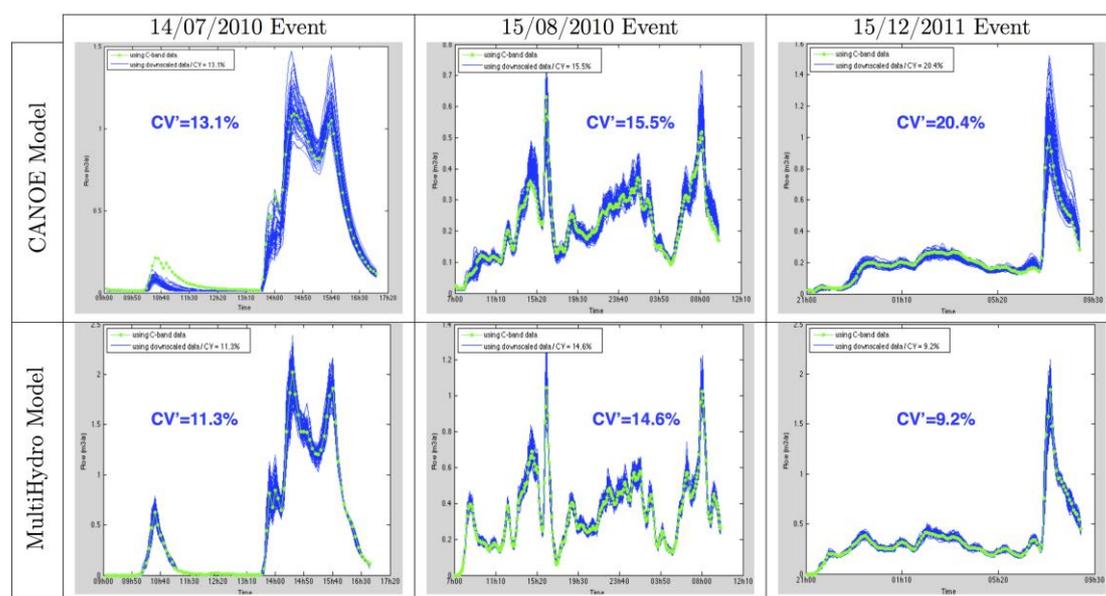


Figure 5: résultats obtenus de chaque modèle pour 45 simulations du premier événement et 70 pour les deux autres, chaque simulation correspond à une désagrégation de la donnée pluie radar jusqu'à une résolution de $111\text{m} * 111\text{m}$. Les résultats ont été comparés avec la réponse obtenue par les modèles en utilisant une pluie radar à la résolution de 1Km^2

La figure 5 montre que les deux modèles réagissent à la variabilité des précipitations, ce qui signifie que la variabilité des précipitations à petite échelle devrait être prise en compte. Les valeurs obtenues pour le paramètre CV' suggèrent que CANOE est plus sensible à la variabilité des précipitations avec des valeurs de CV' de 13,1%, 15,5% et 20,4% contre 11,3%, 14,6% et 9,2% respectivement obtenues dans le cas de MultiHydro. Ce constat non attendu pourrait être dû au fait que les données radar utilisées dans cette section ont été générées séparément. Ce qui peut expliquer la contradiction observée ici avec le fait que ce sont les modèles entièrement distribués qui prennent mieux en compte la variabilité des précipitations. Une étude plus approfondie sera effectuée en utilisant le même procédé de désagrégation pour obtenir des résultats plus fiables.

CONCLUSIONS

Cet article décrit brièvement notre expérience sur l'utilisation de système de prévision pour la gestion du bassin de rétention de Sucy-en-Brie. Le système qui repose sur l'utilisation de données radar en bande C génère un taux élevé de fausses pré-alertes ce qui rend plus difficile le maintien du mode de gestion prédictif initialement prévu. La méthode de comparaison multifractale montre clairement que les algorithmes utilisés par CALAMAR pour le traitement des données radar modifient la structure du champ, d'abord par l'introduction de zéros de pluie et ensuite en surestimant le taux de précipitations au cours du processus d'ajustement avec les pluviomètres. Un nouveau radar haute résolution (100m * 100m et 2,5 min) en bande X et double polarisé sera installé dans les prochains mois dans le cadre du projet européen INTERREG IV NEW RainGain. Ce radar sera utilisé pour améliorer la fiabilité du système de prévision et réinitialiser ainsi le mode de gestion prédictif pour le bassin de rétention de Sucy-en-Brie.

ACKNOWLEDGEMENT

Les auteurs remercient le projet européen INTERREG IV NEW RainGain (<http://www.raingain.eu>) pour le financement partiel de ce travail.

REFERENCES

- Bowler, Pierce & Seed, 2006. STEPS: A probabilistic precipitation forecasting scheme which merges an extrapolation nowcast with downscaled NWP. *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, 132, 2127–2155.
- Giangola-Murzyn A., Ichiba A., Richard J., Gires A., Tchiguirinskaia I., Schertzer D., (2014). Multi-hydro : validation on val-de-marne case studies (france). 11th International Conference on Hydroinformatics, New York, USA, 17-21 August 2014.
- Gires A., Onof C., Maksimovic C., Schertzer D., Tchiguirinskaia I., Simoes I., Quantifying the impact of small scale unmeasured rainfall variability on urban runoff through multifractal downscaling: A case study, *Journal of Hydrology*, Volumes 442–443, 6 June 2012, Pages 117-128, ISSN 0022-1694.
- Ichiba I., Gires A., Tchiguirinskaia I., Schertzer D., and Bompard P. (2014) Multifractal comparison of two operational radar rainfall products, *International Weather Radar and Hydrology Symposium*, April 2014, Washington, USA
- Johnson, J. T., Pamela L. MacKeen, Arthur Witt, E. De Wayne Mitchell, Gregory J. Stumpf, Michael D. Eilts, Kevin W. Thomas, 1998: The Storm Cell Identification and Tracking Algorithm: An Enhanced WSR-88D Algorithm. *Wea. Forecasting*, 13, 263–276.
- Neumann A. (1991) - Introduction d'outils de l'intelligence artificielle dans la prévision de pluie par radar. PhD thesis. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. Marne-la-Vallée, France.
- Schertzer, D., & Lovejoy, S. (1987). – Physical modelling and analysis of rain and clouds by anisotropic scaling of multiplicative processes. *J. Geophys. Res.*, 92(D8), 9693-9714.
- Schertzer, D. & Lovejoy, S. (1997) Universal multifractals do exist! *J. Appl. Met.* 36, 1296– 1303.

Elimination des résidus médicamenteux dans les eaux résiduaires urbaines par charbon actif en poudre - étude du procédé CarboPlus®

Mailler R.¹, Gasperi J.¹, Coquet Y.², Cren-Olivé C.³, Cartiser N.³, Chebbo G.¹, Rocher V.⁴

¹LEESU, Université Paris-Est, 61 avenue du Général de Gaulle, 94000 Créteil cedex, France.

²SAUR, Direction de la Recherche et du Développement, 1 rue Antoine Lavoisier, 78064 Guyancourt, France.

³Institut des Sciences Analytiques, 5 rue de la Doua, 69100 Villeurbanne, France.

⁴SIAAP, Direction du Développement et de la Prospective, 82 avenue Kléber, 92700 Colombes, France.

RESUME

Ce travail avait pour but d'étudier un procédé tertiaire (CarboPlus®) de traitement des eaux usées par adsorption sur charbon actif en poudre (CAP), testé à la station de Seine Centre à Colombes (92), gérée par le SIAAP. En plus des paramètres globaux (particules, carbone, azote, phosphore), 54 résidus médicamenteux et hormones (PhPHs) ont été suivis pendant 6 mois (11 campagnes) afin de caractériser l'efficacité du procédé et son applicabilité au traitement des eaux usées. 25 PhPHs ont été détectés dans le rejet de la station, dont 10 substances à des concentrations importantes (>100 ng/L), notamment le sulfaméthoxazole, le diclofénac, l'aténolol ou la carbamazépine. Une dose de CAP de 10 mg/L permet un abattement significatif (50 - >90%) de la majorité des composés, particulièrement les bêtabloquants (>90%), les antibiotiques (60 - 90%) et les analgésiques (50 - 90%). La dose de CAP a une influence importante sur l'abattement des PhPHs, notamment sur les composés modérément éliminés. A 20 mg/L, toutes les concentrations sont fortement diminuées par le procédé et seul le sulfaméthoxazole est toujours mesuré à plus de 100 ng/L dans les eaux traitées.

MOTS CLES

Pharmaceutiques ; polluants émergents ; adsorption ; charbon actif en poudre ; eaux usées.

INTRODUCTION

Outre les substances prioritaires (EC, 2013), un nombre important de composés tels que les pesticides, les produits de soin corporels, les résidus médicamenteux, etc., sont détectés dans les rejets de station d'épuration (STEP) (Loos et al., 2013; Miège et al., 2009; Verlicchi et al., 2012). Ces rejets sont parfois considérés comme l'une des voies principales d'introduction de ces composés toxiques dans l'environnement (Halling-Sørensen et al., 1998; Heberer, 2002).

Plusieurs études ont montré que les traitements conventionnels des eaux usées (filiale primaire et biologique) éliminent plus ou moins efficacement les micropolluants hydrophobes, volatiles et facilement biodégradables, bien que non conçus/optimisés pour les éliminer (Mailler et al., 2013; Ruel et al., 2012). Cependant, des procédés de traitement

tertiaire sont actuellement développés en eaux usées car certains micropolluants hydrophiles comme les résidus médicamenteux et les pesticides sont réfractaires aux traitements conventionnels. Parmi les différentes technologies existantes (adsorption, oxydation avancée, filtration membranaire), l'adsorption sur charbon actif est particulièrement intéressante du fait de sa simplicité, son coût et son efficacité (Abegglen and Siegrist, 2012; Boehler et al., 2012; Margot et al., 2013).

Dans ce contexte, le LEESU et le SIAAP (Syndicat Interdépartemental d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne) ont décidé, dans le cadre du projet OPUR (Observatoire des Polluants Urbains), d'étudier un pilote (1 200 m³/j) de traitement par charbon actif en poudre (CAP), installé au niveau du rejet de la STEP de Seine Centre (Colombes, 92). En plus, des paramètres globaux classiques, 54 résidus médicamenteux et hormones (PhPHs) ont été suivis pendant 6 mois. Cette communication présente les résultats de cette étude.

MATERIEL ET METHODE

La STEP de Seine Centre traite 240 000 m³/j d'eaux usées provenant principalement de Paris *intra-muros*. Le traitement se compose d'un prétraitement, d'une décantation lamellaire physico-chimique, puis d'un traitement biologique par biofiltration en 3 étapes (élimination du carbone, nitrification et dénitrification), avant que l'eau traitée soit rejetée dans la Seine (Rocher et al., 2008).

Le pilote testé, identique au procédé CarboPlus® (SAUR), consiste en un réacteur dans lequel l'eau passe à travers un lit fluidisé de CAP selon une certaine vitesse assurant l'expansion du lit et un temps de contact minimum. Une dose de CAP neuf est continuellement injectée dans le réacteur et du CAP usagé est soutiré régulièrement afin d'assurer le renouvellement du charbon. Enfin, du coagulant et du flocculant sont également injectés afin d'assurer le maintien du lit et éviter les rejets de CAP. 3 vitesses ascensionnelles (6 - 8 - 10 m/h), 3 doses de CAP (5-10-20 mg/L), et 2 types de CAP ont été testés sur le pilote (1200 m³/j).

11 campagnes de mesure ont été menées entre juin et novembre 2013, à l'aide de préleveurs automatique réfrigérés (4°C). Les échantillons, collectés dans des bouteilles en verre, sont des moyens 24 h. Avant d'être envoyés à l'Institut des Sciences Analytiques (Villeurbanne, 69) pour analyse, les échantillons ont été filtrés à 0,45 µm à l'aide de filtres GF/F (Whatman®) en fibres de verre. Les échantillons ont été analysés sous 48 h après prélèvement. La liste complète des 54 résidus médicamenteux et hormones suivis est donnée dans le Tableau 1.

RESULTATS ET DISCUSSION

Sur les 54 polluants recherchés, 25 ont été quantifiés dans les eaux d'entrée du pilote au moins 1 fois. Parmi ces composés, la plupart sont quantifiés très fréquemment (>8 fois sur 11), sauf l'ibuprofène (5/11), la roxithromycine (6/11), l'érythromycine (6/11), la norfloxacine (5/11), le sulfathiazole (7/11) et l'estrone (6/11).

3 gammes de concentrations ont été rencontrées (Tableau 1). 10 composés ont été mesurés à des concentrations importantes, supérieures à 100 ng/L, notamment le sulfaméthoxazole (838±777 ng/L - moyenne ± écart-type), l'ofloxacine (370±269 ng/L), le diclofénac (269±129 ng/L), l'aténolol (255±105 ng/L), la carbamazépine (204±70 ng/L) et l'oxazépam (226±152 ng/L), qui représentent à eux seuls plus de 75% de la somme des

25 composés mesurés (2300 ± 231 ng/L), dont 30% pour le seul sulfaméthoxazole. 7 composés ont des concentrations intermédiaires, entre 10 et 100 ng/L, dont le naproxène (48 ± 27 ng/L), le bezafibrate (39 ± 31 ng/L) ou le triméthoprime (64 ± 74 ng/L). Enfin, le reste des substances trouvées (8) sont mesurées à des concentrations inférieures à 10 ng/L, par exemple l'estrone ($7,1 \pm 1,9$ ng/L) ou le lorazépam ($9,8 \pm 10,1$ ng/L). Ces résultats sont globalement cohérents avec les revues fournissant des données sur la contamination des rejets de STEP (Deblonde et al., 2011; Verlicchi et al., 2012).

Au regard des abattements obtenus (Tableau 1), quatre types de comportements ont été observés. 8 composés sont très fortement abattus par le CAP (>80%), 6 fortement (>60%), 9 modérément (>40%) et 2 faiblement (<40%). Au sein du premier groupe, on trouve les deux bêtabloquants (aténolol et propranolol), 4 antibiotiques (triméthoprime, ofloxacine, ciprofloxacine et norfloxacine), la carbamazépine et le fénofibrate. 3 analgésiques (diclofénac, kétoprofène et naproxène), le sulfathiazole, l'oxazépam et le bézafibrate composent le second groupe, alors que l'ibuprofène et le paracétamol sont les 2 composés faiblement abattus. Les 9 autres composés composent le groupe à abattement modéré. Globalement, le pilote permet d'éliminer la somme des 25 composés à hauteur de 52% à 5 mg/L de CAP, 67% à 10 mg/L et 83% à 20 mg/L (Tableau 1).

Il est intéressant de noter que l'ensemble des composés chargés positivement dans les eaux de rejet (pH 7-8) sont de bien à très bien éliminés par adsorption, probablement due à la surface du CAP chargée négativement (Margot et al., 2013). Pour les autres composés, il semble que l'hydrophobicité et les groupements fonctionnels des molécules permettant une liaison hydrogène aient une influence importante. Ces phénomènes ont déjà été observés dans la littérature (de Ridder et al., 2011; Delgado et al., 2012). Par ailleurs, comme observé précédemment (Margot et al., 2013; Westerhoff et al., 2005), la dose de CAP neuf injectée a une influence importante sur les performances du pilote. En effet, des abattements significativement plus élevés ont été obtenus à une dose de 20 mg/L comparativement à 5 ou 10 mg/L.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Afin de caractériser l'efficacité et l'applicabilité à grande échelle du traitement tertiaire des eaux usées par adsorption sur charbon actif, le devenir de 54 résidus médicamenteux et hormones a été étudié pendant 6 mois sur un pilote industriel à la station d'épuration (STEP) du SIAAP de Seine Centre (Colombes, 92).

25 composés ont été quantifiés dans les eaux d'entrée du pilote (rejet STEP), dont 10 à des concentrations supérieures à 100 ng/L. En particulier, 6 substances (sulfaméthoxazole, diclofénac, carbamazépine, oxazépam, ofloxacine et atémolol) contribuent à plus de 75% du flux total entrant en médicaments. Des abattements élevés (50 - >90%) sont obtenus avec une dose de CAP neuf de 10 mg/L, particulièrement pour les bêtabloquants, la moitié des antibiotiques, la carbamazépine et le diclofénac, et seuls l'ibuprofène et le paracétamol sont faiblement à modérément éliminés. De plus, une dose de 20 mg/L permet d'augmenter significativement l'efficacité du pilote pour tous les composés.

Finalement, les résultats montrent qu'un traitement tertiaire au CAP a un impact important sur la qualité des rejets de STEP, puisque les concentrations de tous les composés sont réduites en dessous de 100 ng/L, à l'exception du sulfaméthoxazole.

Ce pilote fera également l'objet d'une étude en 2014 avec un nouveau charbon actif en grain de faible taille (500 μ m) et régénérable.

Tableau 1. Performances du pilote d'adsorption sur charbon actif en poudre CarboPlus®

Famille de composés	Composé	Concentration entrée - ng/L (CV - %)¹	Concentration sortie - ng/L (CV - %)¹	Abattement (%)²			Abattement global (%)³
				5 mg/L de CAP	10 mg/L de CAP	20 mg/L de CAP	
Nombre de campagnes réalisées		11	11	3	4	4	11
Analgésiques	Diclofénac	269 ± 129 (48)	85 ± 58 (69)	51	76	87	72 ± 20
	Kétoprofène	85 ± 73 (86)	29 ± 25 (84)	61	70	76	69 ± 12
	Naproxène	48 ± 27 (56)	15 ± 10 (70)	68	-	70	70 ± 19
	Ibuprofène	15 ± 8 (52)	10 ± 6 (56)	-	24	-	38 ± 41
	Paracétamol	58 ± 39 (67)	55 ± 56 (103)	5	5	45*	10 ± 36
Antibiotiques	Triméthoprime	64 ± 74 (116)	6 ± 4 (66)	75	91	94	87 ± 14
	Métronidazole	21 ± 4 (19)	11 ± 5 (43)	43	50	70	52 ± 19
	Sulfaméthoxazole	838 ± 777 (93)	439 ± 297 (68)	33	47	75	53 ± 25
	Roxithromycine	124 ± 92 (74)	75 ± 88 (118)	53*	48	83*	55 ± 30
	Erythromycine	172 ± 70 (41)	95 ± 65 (68)	37*	50	62*	50 ± 18
	Ofloxacine	370 ± 269 (73)	75 ± 62 (83)	71	82	90	82 ± 12
	Ciprofloxacine	147 ± 83 (57)	22 ± 15 (68)	83	87	91	87 ± 10
	Norfloxacine	82 ± 36 (44)	16 ± 13 (81)	71	-	97	84 ± 18
	Sulfadimerazine	7*	4*	41*	-	-	41*
	Sulfadiazine	10 ± 4 (42)	5 ± 2 (46)	45	62	69	58 ± 16
	Sulfameter	4*	< LOQ	88*'	-	-	88*'
Sulfathiazole	1.0 ± 0.4 (38)	< LOQ	78'	83'	71'	77 ± 9'	
Bêtabloquants	Aténolol	255 ± 105 (41)	43 ± 28 (65)	67	87	94	84 ± 15
	Propranolol	121 ± 39 (32)	6 ± 5 (65)	88	97	98	95 ± 6
Anxiolytiques	Carbamazépine	204 ± 70 (34)	41 ± 37 (91)	67	88	93	83 ± 15
	Lorazépam	10 ± 10 (104)	4 ± 3 (76)	36	72	45*	58 ± 19
	Oxazépam	226 ± 152 (67)	59 ± 45 (75)	54	76	79	70 ± 18
Autres	Bezafibrate	39 ± 31 (79)	7 ± 5 (68)	54	56	74	60 ± 25
	Fenofibrate	< LOQ	< LOQ	-	88*	-	88*
	Estrone	7 ± 2 (27)	5 ± 2 (47)	-	46	47*	46 ± 27
Tous	Σ 25 composés	2342 ± 231 (40)	856 ± 442 (52)	52	67	83	67 ± 16
<p>¹Concentration = Moyenne ± Ecart-type(Coefficient de Variation - %). ²Abattement = Moyenne ± Ecart-type. ³En considérant toutes les campagnes. *Seulement un abattement calculé (concentration entrée > LOQ). 'Calculé en considérant la concentration sortie = LOQ/2.</p>				<p><u>Polluants non quantifiés :</u> <i>Fluvoxamine, econazole, florfenicol, sulfanilamide, dicyclanile, marbofloxacine, ampicilline, tétracycline, oxytétracycline, chlortétracycline, sulfabenzamide, danofloxacine, enrofloxacine, orbifloxacine, difloxacine, pénicilline G, tylosine, monensine, narasine, α- et β-oestradiol, estriol, noréthindrone, androstènedione, gestodène, testostérone, lévonorgestrel, progestérone.</i></p>			

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abegglen, C., Siegrist, H., 2012. Micropolluants dans les eaux résiduaires urbaines. Etapes de traitement supplémentaire dans les stations d'épuration. (in French), in: *Environment*, S.F.O.f.t. (Ed.), *Connaissance de l'environnement*, p. 87.
- Boehler, M., Zwickenpflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., Siegrist, H., 2012. Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon. *International Water Association*, London, Royaume-Uni.
- de Ridder, D.J., Verliefde, A.R., Heijman, S.G., Verberk, J.Q., Rietveld, L.C., van der Aa, L.T., Amy, G.L., van Dijk, J.C., 2011. Influence of natural organic matter on equilibrium adsorption of neutral and charged pharmaceuticals onto activated carbon. *Water Sci Technol* 63, 416-423.
- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., Hartemann, P., 2011. Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214, 442-448.
- Delgado, L.F., Charles, P., Glucina, K., Morlay, C., 2012. The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon—A review. *Science of the Total Environment* 435–436, 509-525.
- EC, 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. JO-EU L226/1.
- Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H.C., Jørgensen, S.E., 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review. *Chemosphere* 36, 357-393.
- Heberer, T., 2002. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters* 131, 5-17.
- Loos, R., Carvalho, R., António, D.C., Comero, S., Locoro, G., Tavazzi, S., Paracchini, B., Ghiani, M., Lettieri, T., Blaha, L., Jarosova, B., Voorspoels, S., Servaes, K., Haglund, P., Fick, J., Lindberg, R.H., Schwesig, D., Gawlik, B.M., 2013. EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research* 47, 6475-6487.
- Mailler, R., Gasperi, J., Rocher, V., Gilbert-Pawlik, S., Geara-Matta, D., Moilleron, R., Chebbo, G., 2013. Biofiltration vs conventional activated sludge plants: what about priority and emerging pollutants removal? *Env Sci Poll Res Int*, 1-12.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L.F., Abegglen, C., Thonney, D., Chèvre, N., Schärer, M., Barry, D.A., 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Science of the Total Environment* 461–462, 480-498.
- Miège, C., Choubert, J.M., Ribeiro, L., Eusèbe, M., Coquery, M., 2009. Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants – Conception of a database and first results. *Environmental Pollution* 157, 1721-1726.
- Rocher, V., Paffoni, C., Gonçalves, A., Azimi, S., Gousailles, M., 2008. Municipal wastewater treatment by biofiltration: SIAAP feedback. *Revue des Sciences de l'eau* 21, 475-485.
- Ruel, S.M., Choubert, J.M., Budzinski, H., Miegé, C., Esperanza, M., Coquery, M., 2012. Occurrence and fate of relevant substances in wastewater treatment plants regarding Water Framework Directive and future legislations. *Water Science and Technology* 65, 1179-1189.
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., Zambello, E., 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—A review. *Science of the Total Environment* 429, 123-155.
- Westerhoff, P., Yoon, Y., Snyder, S., Wert, E., 2005. Fate of Endocrine-Disruptor, Pharmaceutical, and Personal Care Product Chemicals during Simulated Drinking Water Treatment Processes. *Environmental Science & Technology* 39, 6649-6663.

Utilisation de substrats artificiels pour la caractérisation des communautés microbiennes dans les nappes phréatiques : Mise au point méthodologique

Voisin Jérémy^{1,2,*}, Cournoyer Benoit¹, Mermillod-Blondin Florian².

¹Université de Lyon, UMR, CNRS 5557, Écologie Microbienne, Université Claude Bernard LYON 1, 43, Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex, France

²Université de Lyon, UMR, CNRS 5023, Écologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés, Université Claude Bernard LYON 1, Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex, France

* Auteur correspondant.

Adresse mail : jeremy.voisin@univ-lyon1.fr

RESUME

Dans un objectif de protection qualitative des eaux souterraines à l'échelle européenne, il est nécessaire d'évaluer la qualité microbiologique des nappes phréatiques surtout si celles-ci sont impactées par des systèmes de recharge artificielle en eaux pluviales. D'un point de vue expérimental, l'étude microbiologique des nappes phréatiques nécessite une étape d'échantillonnage des micro-organismes. Il est préférable d'utiliser un système d'échantillonnage dit passif, consistant à incuber des substrats artificiels dans la nappe, que d'utiliser un échantillonnage actif. Ce dernier est en effet plus difficile à mettre en œuvre dans le cas de nappes profondes et peut fournir des résultats biaisés. Avant de mener des expériences *in situ*, nous avons voulu tester le substrat artificiel « verre » sous forme de billes de différents diamètres et comparer son efficacité dans deux eaux différentes : une eau usée fortement chargée en micro-organismes dont des pathogènes opportunistes et une eau de surface de bassin d'infiltration, ayant des concentrations bactériennes plus faibles. Les résultats montrent bien que les micro-organismes présents dans les eaux sont capables de se développer sous forme d'un biofilm à la surface des billes de verre, quel que soit le type d'eau. Cependant, si les concentrations bactériennes sont faibles, comme cela peut être le cas avec certains pathogènes, leur détection sur ce support reste limité avec des approches culturales. Ces premières expériences ont notamment permis de conclure qu'il est plus intéressant en terme de biomasse bactérienne par unité de surface d'utiliser des billes d'un diamètre de 10 ou 8 mm plutôt que des billes d'un diamètre de 4 mm. De plus, il ne semble pas nécessaire d'incuber le substrat artificiel trop longtemps car le biofilm et le nombre de bactéries semblent ne plus augmenter après 2 jours.

MOTS CLES

Bassins d'infiltration ; Biofilms microbiens ; Échantillonnage passif ; Nappes aquifères ; Pathogènes opportunistes

INTRODUCTION

L'urbanisation a une influence majeure sur le cycle de l'eau, avec notamment une augmentation de l'imperméabilisation des sols et donc du ruissellement des eaux pluviales. Lors d'un épisode orageux, afin d'éviter les crues en ville et la saturation des stations d'épuration lorsque les espaces urbains sont drainés par des réseaux unitaires, des méthodes dites alternatives de gestion des eaux pluviales sont développées. Parmi-elles, les bassins d'infiltration ont été créés dans de nombreuses agglomérations comme la ville de Lyon. Ces bassins représentent l'exutoire final d'un réseau collectant les eaux qui ruissellent sur un bassin versant souvent urbain ou industrialisé. Les eaux accumulées dans ces bassins vont ensuite s'infiltrer jusqu'à la nappe phréatique et permettre ainsi une recharge en eau des nappes aquifères. Si l'intérêt des bassins d'infiltration en terme hydrologique n'est plus à démontrer, leur impact potentiel sur la qualité biologique des nappes phréatiques reste peu étudié. L'évaluation de ces impacts paraît donc nécessaire sachant que les eaux de nappe phréatique constituent la principale source d'eau potable en Europe et que leur protection qualitative et quantitative est un challenge majeur. De ce fait, la directive cadre sur l'eau du 23 octobre 2000 fixe l'objectif d'atteindre en 2015 le bon état des eaux superficielles et souterraines sur tout le territoire européen.

Une des principales difficultés dans l'étude des écosystèmes souterrains est l'échantillonnage des micro-organismes. Il est possible d'utiliser une approche dite active consistant à prélever par pompage des eaux souterraines. Cependant cette méthode fournit des résultats biaisés car seule la fraction de bactérie planctonique à un moment donné est récupérée ce qui n'est pas représentatif de la composante microbiologique souterraine qui est en majorité présente sous forme de biofilm attaché aux sédiments (Griebler and Lueders, 2008). Il est alors envisageable de récupérer les sédiments de la nappe phréatique, mais cela est techniquement difficile surtout dans des nappes profondes. Une autre approche dite passive (i.e. incubation de substrats artificiels colonisables par les micro-organismes) semble plus prometteuse pour l'étude des communautés microbiennes. Cette méthode repose sur la capacité des micro-organismes à coloniser une surface et se développer dans une matrice formant ainsi une pellicule : le biofilm. Des premières analyses *in situ* ont été réalisées sur différents bassins d'infiltration du Grand Lyon grâce à cette approche. Des billes de verre de 4 mm de diamètre avaient alors été utilisées afin d'évaluer la qualité trophique des nappes phréatiques impactées par les recharges artificielles en eaux pluviales (Mermillod-Blondin *et al.* 2013).

Au vu des premiers résultats encourageants de cette étude, il est intéressant d'approfondir ces travaux, en testant la capacité de substrats artificiels à piéger la diversité des communautés microbiennes et plus particulièrement les bactéries pathogènes opportunistes présentes dans les nappes phréatiques. Ce travail est crucial afin de quantifier l'impact de l'infiltration des eaux pluviales sur la qualité biologique des nappes phréatiques. Dans ce contexte, les premiers travaux effectués au cours de cette thèse visent à répondre aux questions : (1) le diamètre des billes de verre est-il important pour le développement du biofilm ? (2) quelle est la cinétique de formation du biofilm sur ces substrats artificiels ? (3) trouve-t-on des différences de colonisation des billes à partir de bactéries provenant d'eaux différentes ?

MATERIEL ET METHODE

Mise en place du dispositif expérimental

Les expériences ont été menées sur deux eaux différentes. Une eau usée provenant d'un réseau unitaire sur le site du déversoir d'orage de Grézieu-la-Varenne (69), prélevée en

décembre 2013 par temps sec. La deuxième eau a été prélevée en février 2014 à la surface du bassin d'infiltration de Django Reinhardt (Chassieu, 69), au niveau du régulateur assurant la jonction entre le bassin de rétention et le bassin d'infiltration, par temps sec également. Le choix de ces eaux repose sur la présence avérée d'une diversité bactérienne importante avec notamment des micro-organismes pathogènes, nécessaire afin d'évaluer la capacité des supports testés à capter cette diversité et ces bactéries pathogènes. Ces eaux ont été amenées au laboratoire et conditionnées dans des aquariums, avec agitation et oxygénation constante à une température de 15°C et à l'obscurité tout au long de l'expérience. Des billes de verre ensachées de différents diamètres (4, 6, 8 et 10 mm) ont été incubées pendant 10 jours dans les aquariums. Le verre a été choisi afin d'avoir un support inerte pour ne pas influencer la colonisation et le développement des micro-organismes.

Analyses microbiologiques

Les analyses microbiologiques ont été menées sur 5 temps (0, 2, 4, 7 et 10 jours). A chaque temps, les billes ont été lavées 3 fois dans du chlorure de sodium 0,8 %.

Dénombrement bactérien

Après rinçage, le biofilm microbien présent sur la surface des billes de verre a été décroché et mis en suspension dans 10 mL de chlorure de sodium à 0,8 % en utilisant un agitateur de type vortex pendant une minute à 2500 tours/minute. Le surnageant a été prélevé et différentes dilutions ont été étalées sur boîtes de Pétri. Chaque dilution a été répétée 3 fois. La flore totale hétérotrophe a été estimée en réalisant le dénombrement des colonies (UFC : unité formant colonie) sur gélose Trypticase Soja diluée au 10^{ème} à 28°C pendant 48 heures. Les bactéries appartenant au genre des *Pseudomonas* et apparentés ont été dénombrées en utilisant le milieu *Pseudomonas* Agar Base supplémenté en cétrimide et en acide nalidixique à 37°C pendant 48 heures. Enfin, le milieu de culture Compass Ecc Agar a été utilisé pour estimer le nombre de bactéries coliformes thermotolérantes (i.e. ayant pour origine le tractus digestif des animaux) et le nombre d'*Escherichia coli*, avec une incubation à 42°C pendant 24 heures. Ces dénombrements ont également été réalisés au jour 0 sur les deux types d'eaux afin d'estimer le nombre initial de bactéries pour chacun de nos groupes cibles.

Estimation de la biomasse du biofilm

Afin d'estimer la biomasse du biofilm, un dosage des protéines a été effectué directement sur les billes de verre rincées, selon la méthode de Lowry simplifiée (Peterson, 1977). Les billes de verre ont été traitées avec une solution de Lowry 50 % pendant 20 minutes, puis avec le réactif de Folin pendant 30 minutes à l'obscurité. L'absorbance a ensuite été mesurée à 750 nm et la quantité de protéines a été estimée en reportant la valeur d'absorbance sur une courbe de calibration réalisée avec différentes concentrations d'albumine de sérum bovin (BSA).

Analyses physico-chimiques

Des analyses physico-chimiques ont été effectuées sur les eaux à différents temps (0, 2, 4, 7 et 10 jours). La température, la conductivité, le pH (LF92, WTWTM, Weilheim, Germany) et l'oxygène dissous (HQ20, HACHTM, Dusseldorf, Germany) ont été mesurés. Les concentrations en nutriments inorganiques (NH₄⁺, NO₃⁻ et PO₄³⁻) ont été dosées en réalisant des méthodes colorimétriques (Grasshoff et al., 2009) avec un analyseur automatique (Esyschem plus, Systea, Anagni, Italia). Le carbone organique dissous (COD) a été mesuré en utilisant un analyseur de carbone (multi N/C 3100, Analytik Jena, Jena, Germany).

Analyses statistiques

Des ANOVA et des tests post-hoc (test HSD de Tukey) ont été menés afin de comparer les moyennes pour chaque condition. Pour toutes les variables, la normalité a été vérifiée par un test de Shapiro-wilk et l'homoscédasticité a été testée par un test de Bartlett. Dans le cas où les conditions n'étaient pas réunies, les données ont été transformées en Log. Les analyses ont été réalisées avec le logiciel R v.2.14.0 (<http://www.r-project.org/>).

RESULTATS ET DISCUSSION

Effet du diamètre des billes de verre sur la formation du biofilm

Les analyses révèlent que le diamètre de la bille de verre a un effet significatif sur le nombre de bactéries cultivables et la biomasse du biofilm. En effet, le nombre de bactéries est d'autant plus important que les billes sont grosses. Cela est notamment valable pour les eaux usées où l'on observe un nombre de bactéries plus élevé sur les billes de diamètre 10 mm que sur les billes de diamètre 4 mm que ce soit pour le jour 2, 4 ou le jour 7 (**figure 1**). Ces résultats laissent donc penser que plus le diamètre de la bille est élevé, plus le nombre de bactéries est élevé pour une même surface. En terme de biomasse, en utilisant un dosage des protéines comme proxy, les résultats montrent qu'au jour 2, les billes de diamètre 10 fixent une biomasse microbienne significativement supérieure aux autres diamètres, confirmant ainsi les résultats des dénombrements. Cependant, cet effet diamètre n'est plus observé pour les jours 4 et 7 (**figure 2**). Ces observations sont moins claires pour les eaux du bassin d'infiltration. En effet cette tendance est observable graphiquement, mais les résultats ne sont pas significativement différents. Ces résultats sont à interpréter prudemment du fait des écarts-types élevés et donc d'une puissance statistique probablement faible (**figure 1**). Cependant, lorsqu'on regarde la biomasse du biofilm, on observe bien cet effet diamètre. Pour les jours 4, 7 et 10, la quantité de protéines par mm² est significativement supérieures pour les diamètres de 8 et 10 mm que pour les billes de diamètre 4 mm (**figure 2**).

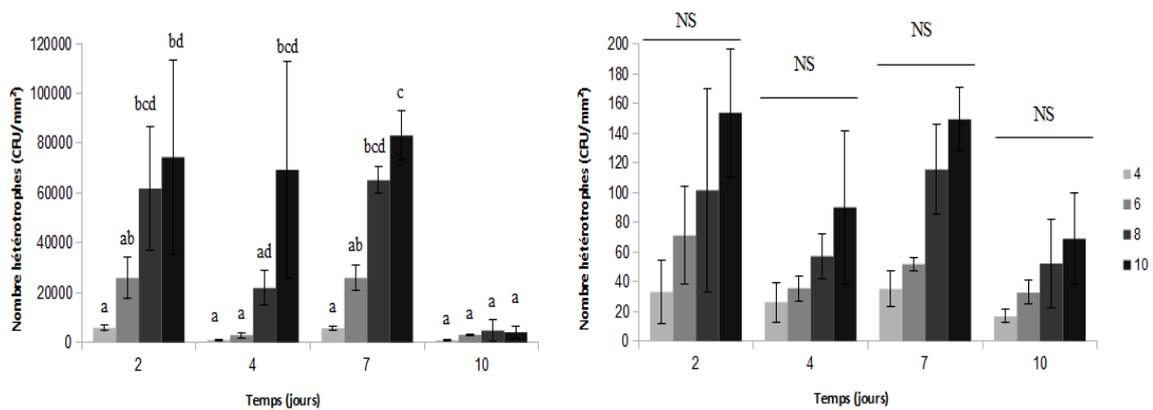


Figure 1 : Dénombrement des hétérotrophes En (A) : dans les biofilms après incubation dans les eaux usées. En (B) : dans les biofilms après incubations dans les eaux du bassin d'infiltration de Django Reinhardt. NS signifie non significatif ($p > 0,05$).

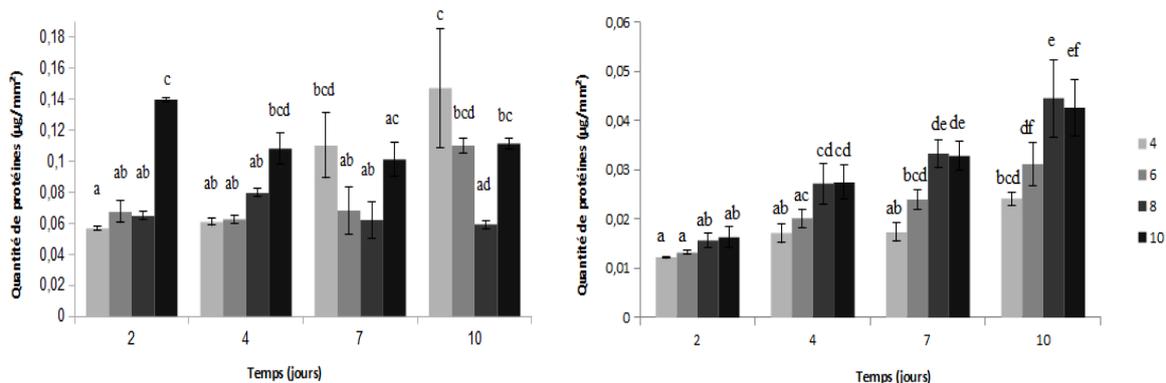


Figure 2 : Dosage des protéines En (A) : dans les biofilms après incubation dans les eaux usées. En (B) : dans les biofilms après incubation dans les eaux du bassin d'infiltration de Django Reinhardt.

Cinétique de formation du biofilm sur les billes de verre

En comparant les dénombrements réalisés sur les billes de verre issues des eaux usées aux jours 2, 4 et 7, on n'observe pas de différence significative et cela quel que soit le diamètre (**figure 1**). Ces observations sont également valables pour les billes de verre provenant des eaux du bassin d'infiltration où les différences ne sont pas significatives entre les différents jours pour chaque diamètre. Le biofilm se forme donc rapidement et la quantité de cellules cultivables ne semble pas augmenter au cours de l'expérience. Il semblerait donc que l'ensemble des bactéries se soient fixées et développées sur les supports au bout de 2 jours, et que les laisser plus longtemps n'aurait pas d'incidence en terme de nombre de bactéries cultivables dans le biofilm. Ces résultats sont cohérents avec ceux du dosage des protéines (**figure 2**). Dans le cas des eaux usées, on observe cependant une diminution significative du nombre de bactéries cultivables dans le biofilm au jour 10. Cette décroissance n'est pourtant pas observée lors du dosage des protéines. Cela pourrait s'expliquer par un changement d'état physiologique des bactéries formant le biofilm, qui seraient soit mortes soit dans un état non cultivable (VBNC). Ce passage à l'état VBNC peut être induit par un stress, qui pourrait dans notre cas être la température. En effet, les incubations ont été réalisées à 15°C pendant plusieurs jours, alors que les bactéries majoritairement présentes dans les eaux usées proviennent du tractus digestif humain et sont donc adaptées à une température de 37°C.

Ces résultats nous montrent que même si les eaux sont faiblement chargées en micro-organismes, la colonisation des billes est très rapide et le nombre de bactéries ne semble pas augmenter dans le temps. Cela nous indique qu'il n'est pas forcément nécessaire de réaliser des incubations *in situ* de longue durée, comme ce fut le cas lors de l'expérimentation de Mermillod-Blondin *et al.* (2013). La perte de cultivabilité pourrait être un frein lors de l'étude *in situ*. Cela nous fait donc penser qu'il serait préférable de travailler avec une approche moléculaire et d'estimer le nombre de cellules par des techniques comme la cytométrie en flux, s'affranchissant ainsi des étapes de culture bactérienne.

Effet des eaux sur la formation du biofilm sur billes de verre

Les eaux usées du site de Grézieu-la-Varenne sont très chargées en micro-organismes contrairement aux eaux prélevées dans le bassin d'infiltration de Django Reinhardt (**table 1**). On trouve ainsi $1,23.10^6$ UFC/mL hétérotrophes cultivables dans les eaux usées contre $4,17.10^4$ UFC/mL dans les eaux de Django Reinhardt. Cette tendance est également observable pour les autres groupes bactériens dénombrés, que ce soit pour les coliformes thermotolérants, les *E.coli* ou les *Pseudomonas* et genres apparentés. Ces concentrations supérieures de micro-organismes dans les eaux usées vont influencer la colonisation et le développement des bactéries sur la surface des billes de verre. En effet, on retrouve bien plus de bactéries sur les billes ayant été incubées dans les eaux usées (i.e. en moyenne $2,85.10^4$ UFC/mm² pour les hétérotrophes) que celles incubées dans les eaux du bassin où l'on retrouve en moyenne 58 UFC/mm² (**figure 1**). Ces observations sont également valables pour les autres groupes ciblés, où environ 10^2 UFC/mm² d'*E.coli* et de *Pseudomonas* et apparentés sont présentes dans le biofilm formé à partir des eaux usées, alors que ces micro-organismes sont quasiment indétectables dans les biofilms issus des eaux de bassin (nombre d'UFC inférieur à 1 par mm², données non montrées). Lorsque l'on regarde la quantité de protéines par unité de surface, les mêmes observations sont faites. On retrouve une biomasse en moyenne 3 fois plus importante sur les billes de verre issues des eaux usées que sur celles des eaux du bassin d'infiltration (**figure 2**).

Ces résultats sont sans doute dues au nombre plus élevé de micro-organismes dans les eaux usées, permettant ainsi une colonisation plus importante de la surface disponible. De plus, les caractéristiques physico-chimiques des eaux peuvent également expliquer ces observations. En effet, on observe des valeurs de nutriments organiques environ 20 fois supérieures dans les eaux usées, avec 71,36 (+/- 0,47) mg/L de carbone organique dissous au jour 0 alors qu'il n'y a que 3,67 (+/- 0,10) mg/L dans les eaux de Django Reinhardt (**table 2**). Cela se traduit donc par une quantité de substrats bien plus importante dans les eaux usées, permettant sans doute une croissance des micro-organismes bien meilleure.

Ces résultats nous indiquent que ce dispositif d'échantillonnage passif est efficace pour détecter des bactéries lorsqu'elles sont en forte concentration dans le milieu. A l'inverse, si le milieu est faiblement chargé en micro-organismes, comme cela pourrait être le cas pour les pathogènes opportunistes dans les nappes phréatiques, la détection via des méthodes culturales est moins efficace. Ces résultats confirment l'intérêt de travailler avec des méthodes moléculaires, d'une part pour éviter les problèmes de cultivabilité et d'autre part pour gagner en sensibilité et détecter des bactéries en faibles concentrations dans le biofilm.

Table 1 : Dénombrements des groupes bactériens cibles dans les eaux au jour 0

Pour tous les paramètres : moyenne (+/- écart-type) pour n = 3 réplicats.

Type d'eau	Hétérotrophes (UFC/mL)	Coliformes thermotolérants (UFC/mL)	<i>E.coli</i> (UFC/mL)	<i>Pseudomonas</i> et apparentés (UFC/mL)
Eau usée	$1,23.10^6$ (+/- $2,08.10^6$)	$2,67.10^5$ (+/- $3,11.10^4$)	$4,47.10^4$ (+/- $1,60.10^4$)	$3,73.10^2$ (+/- $3,12.10^2$)
Eau bassin	$4,17.10^4$ (+/- $1,26.10^4$)	$2,70.10^2$ (+/- $3,97.10^1$)	18,3 (+/- 5,77)	15,0 (+/- 26,0)

Table 2 : Paramètres physico-chimiques des eaux étudiées à différents temps

EC pour conductivité électrique, OD pour oxygène dissous, COD pour Carbone organique dissous.
 Pour tous les paramètres : moyenne (+/- écart-type) pour n = 3 réplicats.

Type d'eau	Temps	EC (µS/cm)	pH	OD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (µg/L)	COD (mg/L)
Eau usée	0	1133 (+/- 3)	8,39 (+/- 0,07)	6,45 (+/- 0,48)	33,02 (+/- 0,41)	18,21 (+/- 0,65)	134 (+/- 40,3)	71,36 (+/- 0,47)
Eau usée	2	1151,67 (+/- 2,08)	8,27 (+/- 0,07)	7,4 (+/- 0,14)	28,77 (+/- 0,03)	9,53 (+/- 0,16)	133 (+/- 9,2)	33,49 (+/- 1,52)
Eau usée	4	ND	ND	9,10 (+/- 0,06)	30,66 (+/- 0,31)	14,44 (+/- 0,09)	76 (+/- 6,4)	37,51 (+/- 4,74)
Eau usée	7	1208,67 (+/- 1,53)	8,65 (+/- 0,01)	9,22 (+/- 0,05)	29,94 (+/- 0,23)	20,11 (+/- 0,60)	68 (+/- 11,3)	27,94 (+/- 6,25)
Eau usée	10	1167,33 (+/- 51,38)	8,68 (+/- 0,02)	9,27 (+/- 0,07)	30,09 (+/- 1,79)	21,98 (+/- 0,07)	39 (+/- 1,4)	25,07 (+/- 0,47)
Eau bassin	0	580 (+/- 1)	8,22 (+/- 0,02)	9,01 (+/- 0,08)	0,92.10 ³ (+/- 0,91.10 ³)	7,51 (+/- 0,71)	154 (+/- 5,5)	3,67 (+/- 0,10)
Eau bassin	2	577,33 (+/- 2,08)	8,4 (+/- 0,05)	8,71 (+/- 0,37)	2,66.10 ³ (+/- 2,77.10 ³)	8,01 (+/- 0,36)	156 (+/- 5,9)	3,41 (+/- 0,14)
Eau bassin	4	580 (+/- 0)	8,43 (+/- 0,01)	8,47 (+/- 0,28)	2,76.10 ³ (+/- 1,52.10 ³)	7,29 (+/- 0,89)	104 (+/- 5,6)	3,17 (+/- 0,45)
Eau bassin	7	581,33 (+/- 1,15)	8,58 (+/- 0,05)	9,11 (+/- 0,19)	5,71.10 ³ (+/- 2,36.10 ³)	6,90 (+/- 0,96)	74 (+/- 5,5)	3,23 (+/- 0,35)
Eau bassin	10	589,67 (+/- 0,58)	8,4 (+/- 0,04)	9,27 (+/- 0,08)	2,95.10 ³ (+/- 0,43.10 ³)	6,82 (+/- 0,86)	70 (+/- 10,4)	2,96 (+/- 0,43)

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Ces premiers résultats nous indiquent que le dispositif de substrats artificiels est intéressant comme outil d'échantillonnage passif, notamment pour des nappes phréatiques impactées par les recharges artificielles en eaux pluviales. En effet, on observe bien une biomasse et la présence de bactéries cultivables et cela à partir de 2 jours, que ce soient des eaux fortement chargées en micro-organismes ou non. Afin d'être le plus efficace possible, il apparaît nécessaire d'utiliser dans le dispositif des billes ayant un diamètre de 8 à 10 mm afin d'avoir un biofilm plus abondant. Ces résultats nous montrent également que l'approche par des méthodes de culture bactérienne n'est pas la plus adaptée avec ce système. Cela nous indique qu'il faut sans doute utiliser une approche moléculaire, permettant de gagner en sensibilité et de détecter des bactéries pathogènes même si celles-ci sont en faible proportion ou dans un état non cultivable. Pour avoir des données d'effectifs, il pourrait être intéressant d'utiliser de la cytométrie en flux en utilisant des colorations permettant de discriminer les cellules viables des cellules mortes. D'autres substrats inertes (i.e. graviers et billes d'argile) seront testés et comparés entre eux. Par la suite, des expériences visant à déterminer la diversité microbienne présente sur les substrats, en fonction du type de matériel, du diamètre ainsi que de l'eau d'incubation seront réalisées. Cela devrait nous permettre de faire un choix judicieux de substrat artificiel pour nos expérimentations de terrain visant à déterminer l'impact des systèmes de recharges en eaux pluviales sur la communauté microbienne et le transfert de bactéries pathogènes allochtones dans les nappes phréatiques.

REMERCIEMENTS

Cette thèse est soutenue par une allocation doctorale de recherche financée par la région Rhône-Alpes. Ce travail est réalisé dans le cadre du dispositif Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbain (OTHU). Je remercie Félix Vallier et Laurent Simon (UMR 5023) pour l'aide technique apportée dans les dosages des nutriments.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K. (2009). *Methods of Seawater Analysis, third edition*. 632 p. ISBN: 978-3-527-61399-1
- Griebler, C., Lueders, T. (2008). Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 54, 649-677.
- Mermillod-Blondin, F., Foulquier, A., Maazouzi, C., Navel, S., Negrutiu, Y., Vienney, A., Simon, L. and Marmonier, P. (2013). Ecological assessment of groundwater trophic status by using artificial substrates to monitor biofilm growth and activity. *Ecological Indicators*, 25, 230-238.
- Peterson, G.L. (1977). A simplification of the protein assay method of Lowry et al. which is more generally applicable. *Analytical Biochemistry*, 83, 346-356.

Index des auteurs

Allard, Aude.....	63
Andrieu, Hervé.....	63
Barraud, Sylvie.....	114
Becouze-Lareure, Céline.....	114
Bellahcen, Salma.....	43
Bernardin, Claire.....	125
Bertand-Krajewski, Jean-Luc.....	33
Berthier, Emmanuel.....	22
Bertrand-Krajewski, Jean-Luc.....	157, 162
Bigourie, Magali.....	82
Bonhomme, Céline.....	175
Branger, Flora.....	12
Braud, Isabelle.....	12
Breysse, Denys.....	72
Buffiere, Pierre.....	182
Carrera, Lucie.....	182
Cartiser, Nathalie.....	198
Castebrounet, Hélène.....	157
Chancibault, Katia.....	63
Chebbo, Ghassan.....	198
Cournoyer, Benoit.....	203
Cren-Olivé, Cécile.....	198
Deshayes, Steven.....	82
Dicks, Henry.....	139
Dris, Rachid.....	102
Droguet, Christine.....	82
Dufresne, Matthieu.....	43, 149
Elachachi, Sidi Mohammed.....	72
Eudes, Véronique.....	82
Fagot, Cédric.....	149
Fisher, Martin.....	43
Fitton, George.....	175
Furusho, Carina.....	1
Gasperi, Johnny.....	102, 198
Giangola-Murzyn, Agathe.....	166
Gonzalez-Merchan, Carolina.....	114
Gromaire, Marie-Christine.....	22
Ichiba, Abdellah.....	190

Isenmann, Gilles.....	149
Joannis, Claude.....	92
Labbas, Mériem.....	12
Large, Aurore.....	72
Le Gat, Yves.....	72
Le Nouveau, Nathalie.....	51
Lemaire, Bruno.....	175
Levi, Yves.....	157
Lipeme Kouyi, Gislain.....	33, 114
Mailler, Romain.....	198
Mermillod-Blondin, Florian.....	203
Mezemat, Yacine.....	175
Mignot, Emmanuel.....	33
Moilleron, R.....	82
Momplot, Adrien.....	33
Mosé, Robert.....	149
Oudin, Ludovic.....	1
Perrodin, Yves.....	114
Pouzol, Tanguy.....	157
Renard, Florent.....	129
Renaud, Eddy.....	72
Ribstein, Pierre.....	1
Richard, Julien.....	166
Riviere, Nicolas.....	33
Rocher, Vincent.....	102, 198
Rodriguez, Fabrice.....	92
Saad, Mohamed.....	102
Sage, Jérémie.....	22
Salavati, Bahar.....	1
Sandoval, Santiago.....	162
Schertzer, Daniel.....	166, 175
Seveno, Florent.....	92
Shahsavari, Gashin.....	161
Soto, Didier.....	129
Soullignac, Frédéric.....	175
Springer, Fanny.....	182
Sébastien, Christel.....	114
Tassin, Bruno.....	102

Tchiguirinskaia, Ioulia.....	166, 175
Tomasian, Max.....	72
Vazquez, Jose.....	43, 149
Vinçon Leite, Brigitte.....	175
Voisin, Jérémy.....	203
Yves, Coquet.....	198

Un projet multimédia de sensibilisation aux enjeux et bonnes pratiques de gestion de l'eau

"Méli Mélo – Démêlons les fils de l'eau" est un projet multimédia qui vise à mettre à disposition du grand public des informations sur les enjeux et les solutions relatifs à la gestion des eaux urbaines. L'idée est de traiter d'idées sérieuses au second degré (humour et ironie....) mais dans le but de faire réfléchir et de passer des messages (informer en cassant des idées reçues,). Le projet est structuré à partir de questions "simples" comme : l'eau est-elle trop chère ? Le "tout à l'égout" est-il une bonne solution ? Faut-il choisir entre nourrir la planète et préserver notre ressource en eau ? Ou encore : C'est quoi l'espace de liberté d'une rivière en ville ?

Le projet décline le concept et son contenu sous la forme de différents supports. L'élément le plus original, visant spécifiquement le grand public, réside dans la création d'une web-série et le traitement de chaque question sous forme de scénettes de 2 à 3 mn, drôles et décalées, interprétées par deux figures de la série Kaamelott, Jacques Chambon (Merlin) et Frank Pitiot (Perceval). La web-série est diffusée sur une chaîne YouTube. Elle renvoie sur un site internet spécifique qui offre du contenu, validé scientifiquement avec des illustrations, le tout "à pirater sans modération".

L'équipe projet est constituée de Bernard Chocat et Elodie Brelot, pour le contenu scientifique et le montage des partenariats ; Jacques Chambon et Franck Pitiot (acteurs de la série Kaamelott sur M6) pour créer les personnages, écrire les textes des films et les jouer ; Jérôme Surroca et Michel Babolat (Média-Pro) pour produire et réaliser les films, et enfin, Nicolas Journoud pour créer et dessiner les illustrations.

Pour amorcer le projet, trois pilotes ont été réalisés en 2013 (sur le prix, le manque d'eau et les résidus médicamenteux dans l'eau). L'année 2014 est marquée par le tournage des 4 premiers épisodes les 2 et 3 avril et le lancement officiel du projet le 15 mai. Il s'agit ensuite pour l'équipe du Graie de mener intensément et dans la durée la communication et l'animation du projet ; nous organiserons un 3e tournage à l'automne, fonction du succès et des financements que nous aurons su mobiliser.

Les partenaires financiers déjà engagés sur le projet sont le laboratoire LGCIE de l'INSA de Lyon, le Grand Lyon, l'ONEMA, l'Agence de l'Eau RMC, et la fondation Terre d'Initiatives Solidaires de la Lyonnaise des Eaux.

Les collectivités ou professionnels souhaitant partager avec nous ce projet et cet engagement pour une culture partagée de la gestion de l'eau seront invités à nous rejoindre pour voir le projet se poursuivre !

