Gestion des eaux pluviales en ville

20 ans de recherche au service de l'action



Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine

Un dispositif de recherche animé par graie PÔLE EAU & TERRITOIRES

Ouvrage collectif sous la direction de Laëtitia Bacot, Sylvie Barraud et Gislain Lipeme Kouyi

Gestion des eaux pluviales en ville

20 ans de recherche au service de l'action

Ouvrage collectif OTHU
sous la direction de
Laëtitia Bacot, Sylvie Barraud
et Gislain Lipeme Kouyi

OTHU graie PÔLE EAU & TERRITOIRES

Sommaire

Avant-propos ..... pp. 6/7

Introduction ..... p. 8

1 STRATÉGIE ..... p. 15

Question 1.1 : **Pourquoi et comment gérer les eaux pluviales aujourd'hui ?** ..... p. 16
Frédéric Cherqui, INSA Lyon / Université Lyon 1 – Elodie Brelot, Graie – Sylvie Barraud, INSA Lyon

Question 1.2 : **Quels rôles joue l'organisation des collectivités dans le développement du contrôle à la source des eaux pluviales ?** ..... p. 18
Nina Cossais, Université de Tours CITERES/Université de Lyon EVS – Anne Honegger, ENS de Lyon

Question 1.3 : **Quels sont les outils méthodologiques d'aide à la décision pour accompagner le changement de paradigme ?** ..... p. 22
Frédéric Cherqui, INSA Lyon/Université Lyon 1 – Laëtitia Bacot, Graie – Sylvie Barraud, INSA Lyon

Question 1.4 : **Quel(s) lien(s) entre les usagers et les aménagements de gestion des eaux pluviales ?** ..... p. 24
Frédéric Cherqui, INSA Lyon/Université Lyon 1 – Jean-Yves Toussaint, INSA Lyon

Question 1.5 : **Comment les publics mobilisent-ils les dispositifs alternatifs de gestion des eaux pluviales ?** ..... p. 28
Sébastien Ah-leung, INSA Lyon

Question 1.6 : **L'épineuse question de l'entretien des techniques alternatives : mythe ou réalité ?** ..... p. 32
Nina Cossais, Université de Tours CITERES/Université de Lyon EVS, Métropole de Lyon –
Frédéric Cherqui, INSA Lyon/Université Lyon 1

2 MÉTROLOGIE ..... p. 37

Question 2.1 **Pourquoi, quoi et comment mesurer pour mieux comprendre le fonctionnement d'un bassin versant ?** ..... p. 38
Flora Branger, INRAE Lyon – Bernard Chocat, INSA Lyon

Question 2.2 : **Pourquoi le suivi métrologique de long terme de la qualité des rejets urbains par temps de pluie est-il nécessaire ?** ..... p. 42
Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Question 2.3 : **Comment les stations de mesure de l'OTHU ont-elles fait progresser les pratiques métrologiques ?** ..... p. 46
Nicolas Walcker, INSA Lyon – Laëtitia Bacot, GRAIE – Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Question 2.4 : **Mesurage en continu et échantillonnage : pourquoi faut-il aller au-delà de la réglementation ?** ..... p. 50
Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Question 2.5 : **Mesurer les performances des techniques alternatives à la source est-ce si facile ?** ..... p. 56
Sylvie Barraud et Hélène Castebrunet, INSA Lyon

Question 2.6 : Comment mesurer le débit déversé par un déversoir d'orage ? ..... p. 60
Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Question 2.7 : Le vivant au service de la métrologie de terrain : quels bio-indicateurs pour mesurer les impacts des rejets urbains par temps de pluie sur les milieux récepteurs ? ..... p. 64
Florian Mermillod-Blondin, Pierre Marmonier, CNRS et Université Lyon 1 – Claude Durrieu, Antoine Gosset, ENTPE

Question 2.8 : Comment produire des données de qualité et exploitables durablement ? ..... p. 68
Flora Branger, INRAE Lyon – Nicolas Walcker, INSA Lyon – Laëtitia Bacot, Graie

3 CLIMAT ET PLUIES ..... p. 73

Question 3.1 : À quelles pluies s'intéresser pour la gestion des eaux pluviales urbaines ? ..... p. 74
Bernard Chocat, INSA Lyon

Question 3.2 : L'étude des circulations atmosphériques peut-elle nous aider, à l'échelle de la ville, à estimer la pluviométrie et son évolution ? ..... p. 76
Florent Renard, Université Lyon 3 – Hélène Castebrunet, INSA Lyon

Question 3.3 : Quelle est l'influence de la ville sur la pluviométrie ? ..... p. 80
Florent Renard, Université Lyon 3

4 HYDROLOGIE ET ANTHROPISATION ..... p. 83

Question 4.1 : Qu'est-ce que l'artificialisation des sols ? ..... p. 84
Isabelle Braud et Flora Branger, INRAE Lyon

Question 4.2 : Quelles sont les conséquences de l'artificialisation des sols sur le cycle de l'eau ? ..... p. 88
Isabelle Braud et Flora Branger, INRAE Lyon

Question 4.3 : Les aménagements en sous-sol des villes impactent-ils la ressource en eau ? ..... p. 92
Guillaume Attard, CEREMA – Thierry Winiarski, ENTPE

Question 4.4 : Quels sont les impacts de l'artificialisation des sols sur l'écoulement de l'eau ? ..... p. 96
Isabelle Braud et Flora Branger, INRAE Lyon

Question 4.5 : L'urbanisation aggrave-t-elle les inondations ? ..... p. 100
André Paquier, INRAE Lyon – Emmanuel Mignot et Nicolas Rivière, INSA Lyon

5 CONTAMINANT ET POLLUANT ..... p. 105

Question 5.1 : Quels polluants trouve-t-on dans les eaux pluviales en milieu urbain ? ..... p. 106
Sylvie Barraud et Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Sommaire *(suite)*

Question 5.2 : **Est-il judicieux de baser une stratégie de traitement des RUTP sur le principe du premier flot ?** ..... p. 112
Sylvie Barraud et Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Question 5.3 : **Quels sont les contaminants microbiologiques transportés par les RUTP et quel est leur niveau de dangerosité pour l'Homme ?** ..... p. 114
B. Cournoyer, D. Blaha, W. Galia, V. Rodriguez-Nava, B. Youenou, R. Bouchali, Y. Colin, A. Aigle, A. Meynier Pozzi, E. Bourgeois, J. Voisin, R. Marti, S. Ribun, A. Gleizal, C. Bernardin-Souibgui, F. Vautrin, B. Tilly, L. Marjolet, UMR Écologie Microbienne, Équipe BPOE, VetAgro Sup, Université Lyon 1, CNRS & INRAE

Question 5.4 : **Comment connaître la pollution des sédiments des bassins de rétention des eaux pluviales ?** ..... p. 120
Laure Wiest, CNRS UCBL, Institut des Sciences Analytiques, UMR 5280 – Gislain Lipeme Kouyi, Sylvie Barraud, INSA Lyon – Yves Perrodin, ENTPE

Question 5.5 : **Comment étudier les processus d'usages et de contaminations des aménagements urbains intégrant des ouvrages de gestion des eaux pluviales ?** ..... p. 124
Claire Mandon, Université de Lyon, INSA-Lyon, CNRS, UMR 5600 Environnement Ville Société

6 IMPACT ..... p. 129

Question 6.1 : **Quel est l'impact des bassins d'infiltration d'eaux pluviales sur les nappes phréatiques ?** ..... p. 130
Florian Mermillod-Blondin, Florian Malard, Pierre Marmonier, CNRS et Université Lyon 1 – Arnaud Foulquier, Université Grenoble Alpes

Question 6.2 : **Quels sont les impacts des rejets urbains de temps de pluie sur les petits cours d'eau ?** ..... p. 134
Pascal Breil, Philippe Namour, Michel Lafont, INRAE – Benoit Cournoyer, CNRS - VetAgro Sup – Laurent Schmitt, Unistra

Question 6.3 : **Quelles sont les trajectoires hydrogéomorphologiques des cours d'eau périurbains ?** ..... p. 138
Oldrich Navratil, Université Lyon 2, UMR-CNRS EVS

7 INFILTRATION ..... p. 143

Question 7.1 : **Pourquoi infiltrer les eaux pluviales ?** ..... p. 144
Sylvie Barraud, Hélène Castebrunet, INSA Lyon

Question 7.2 : **Quel rôle joue le sol dans le piégeage des polluants ?** ..... p. 148
Sylvie Barraud, INSA Lyon – Laurent Lassabatère, ENTPE – Florian Mermillod-Blondin, CNRS Université Lyon 1

Question 7.3 : **Comment un système d'infiltration se colmate-t-il ? Et en combien de temps ?** ..... p. 152
Sylvie Barraud, INSA Lyon

Question 7.4 : **Quel est le rôle de la végétation face au colmatage des systèmes d'infiltration ?** ..... p. 156
Sylvie Barraud, INSA Lyon – Jean-Philippe Bedell, ENTPE

Question 7.5 : Quel est le rôle de la faune vis à vis du colmatage des systèmes d'infiltration ? ..... p. 160
Florian Mermillod-Blondin, CNRS Université Lyon 1 – Géraldine Nogaro, Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement R&D EDF – Jean-Philippe Bedell, ENTPE

Question 7.6 : Que trouve-t-on comme biodiversité dans les systèmes d'infiltration urbains et que révèle-t-elle ? .. p. 162
Laëtitia Bacot, Graie – Pierre Marmonier, Florian Mermillod-Blondin, CNRS Université Lyon 1 – Jean-Philippe Bedell, ENTPE

8 OUVRAGES ..... p. 167

Question 8.1 : Le déversoir d'orage : l'allié des réseaux d'assainissement, l'adversaire des milieux ? ..... p. 168
Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Question 8.2 : Intersections dans les réseaux d'assainissement : des structures d'écoulement complexes à comprendre et à gérer ? ..... p. 170
Emmanuel Mignot, Nicolas Rivière, Gislain Lipeme Kouyi, INSA de Lyon

Question 8.3 : Techniques alternatives… Des alternatives loin de n'être que techniques ! ..... p. 174
Sylvie Barraud, Hélène Castebrunet, Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon – Elodie Brelot, GRAIE

Question 8.4 : Quels sont les facteurs influençant le fonctionnement et la conception d'un ouvrage d'infiltration ? .... p. 178
Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon – Laurent Lassabatere, ENTPE – Sylvie Barraud, INSA Lyon – Nelly Maamir, La métropole de Lyon – Rafael Angulo Jaramillo, ENTPE

Question 8.5 : Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants ? ..... p. 182
Sylvie Barraud et Hélène Castebrunet, INSA Lyon

Question 8.6 : Comment concevoir un bassin de retenue-décantation efficace en matière de piégeage des sédiments et de la pollution particulaire ? ..... p. 186
Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Question 8.7 : Comment évaluer l'efficacité de piégeage d'un bassin de retenue-décantation ? ..... p. 188
Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Question 8.8 : Quels sont les éléments à prendre en compte pour la gestion des sédiments des bassins de retenue-décantation ? ..... p. 190
Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon – Claire Gibello, Nelly Maamir, Métropole de Lyon – Laure Wiest, ISA – Jean-Yves Toussaint, Sophie Vareilles, EVS – Benoit Cournoyer, Vetagro Sup /Université Lyon 1 CNRS – Yves Perrodin, ENTPE – Céline Becouze-Lareure, Roannaise de l'eau – Sylvie Barraud, INSA DEEP

Bibliographie p.195
Abréviations p.207
Remerciements p.208

Avant-propos



Laurent Roy,
Directeur général de l'Agence de l'eau
Rhône Méditerranée Corse

La meilleure maîtrise des eaux pluviales est devenue un défi majeur de l'assainissement, notamment du fait de la forte artificialisation des sols. En France, entre 20 000 et 30 000 hectares sont artificialisés chaque année, ce qui augmente le ruissellement des eaux de pluie sur des surfaces imperméabilisées où elles se chargent en pollution. Les réseaux d'assainissement unitaires sont saturés par ces eaux ce qui entraînent des rejets de pollution sans traitement vers le milieu naturel.

Les solutions existent et sont éprouvées : la déconnexion des eaux pluviales et la désimperméabilisation des sols afin que l'eau s'infiltre là où elle tombe. L'eau de pluie est ainsi réintégrée sur place dans le cycle de l'eau, ce qui a pour effet de désengorger les réseaux d'assainissement mais aussi de recharger les nappes. De plus, cette gestion intégrée de l'eau permet de verdir les villes grâce aux solutions d'infiltration fondées sur la nature (noues végétalisées, jardins de pluie…) et de lutter contre les îlots de chaleur.

Cette politique, soutenue par l'agence de l'eau, a permis de passer d'un volume de 62 millions de m^3 d'eaux usées non traitées et rejetés vers le milieu naturel en 2018 à un volume de 35 millions de m^3 en 2020. C'est le résultat de l'engagement des collectivités qui sont de plus en plus nombreuses à considérer cet enjeu. Elles ont un rôle primordial dans ce changement de paradigme parce qu'elles répondent à des enjeux environnementaux et sanitaires mais aussi parce qu'elles répondent aux attentes sociétales pour des villes qui laissent davantage place à la nature et s'adaptent aux effets du dérèglement climatique. Voiries, parkings, cours d'école… sont autant d'espaces à désimperméabiliser et à réinventer en leur associant d'autres usages propices à la biodiversité et au bien-être.

Cette transition vers une ville perméable n'a pu s'opérer sans un travail soutenu de recherche et d'observation. Pendant 20 ans, l'OTHU, financé entre autres par l'agence de l'eau, a produit des études dans ce domaine sur le secteur de la Métropole de Lyon. À titre d'exemple, l'OTHU a démontré que dans les ouvrages d'infiltration des eaux pluviales, la plupart des contaminants sont retenus dans les premiers centimètres du sol. Cette expertise est une force qui permet aux aménageurs de pouvoir construire la ville de demain, en minimisant les impacts sur l'environnement.

L'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse se réjouit de la parution de ce guide récapitulatif des grands enseignements du travail de recherche de l'OTHU, qui sera très utile aux acteurs de l'aménagement du territoire et de l'assainissement pour gérer au mieux les eaux pluviales. Je vous en souhaite bonne lecture.

Avant-propos



Anne Grosperrin,
Vice-présidente de la Métropole de Lyon, déléguée au cycle de l'eau

Depuis deux décennies, la Métropole de Lyon soutient et contribue aux recherches et aux observations de l'OTHU pour l'amélioration de la gestion des eaux pluviales en ville.

Cela répond à un vrai défi car il s'agit de **rendre nos villes perméables.** En quelques mots, cette proposition constitue un changement profond, une rupture même, dans notre façon d'aménager le territoire, de fabriquer la ville, d'être en relation avec nos ressources naturelles.

Penser une ville perméable signifie rompre avec une approche hygiéniste, purement hydraulique et basée sur la gestion des flux et des débits, qui prédomine encore largement, pour se rapprocher du cycle naturel de l'eau et infiltrer l'eau de pluie là où elle tombe.

Nous devons bouleverser nos conceptions classiques de l'aménagement urbain car ce qui est en jeu, c'est la disponibilité de la ressource en eau, la qualité du cadre de vie, la santé, la protection des milieux aquatiques et, plus globalement, l'adaptation au changement climatique.

Les villes sont désormais en pleine évolution pour améliorer les performances des réseaux d'assainissement, réduire la pollution des milieux, favoriser la recharge des nappes phréatiques, lutter contre les ruissellements et les inondations, créer des îlots de fraîcheur mais aussi développer la biodiversité en ville.

C'est l'ambition que nous nous sommes donnée pour la Métropole de Lyon à travers une stratégie métropolitaine globale nommée « Ville perméable ». Appuyée sur la compétence technique des services métropolitains de l'eau et de l'assainissement, ainsi que sur le partage d'expériences avec l'OTHU, d'autres collectivités et des établissements publics de l'État, cette ambition implique aujourd'hui un changement d'échelle et de culture.

C'est ce qui en fait toute la difficulté car c'est désormais la politique de l'eau, ressource finie, qui doit guider en amont les autres politiques publiques concernées (urbanisme, voirie, végétalisation, bâtiments publics…). Il faut pour cela que les élu-es portent ce changement dans les politiques publiques de manière transversale et que les services intègrent cette question de la gestion des eaux pluviales dans leurs projets dès l'idée.

Les collectivités ont la responsabilité de porter à l'échelle locale les innovations nécessaires à une adaptation au changement climatique et à une transition écologique ambitieuse. Cet ouvrage issu de vingt années de recherche de l'OTHU est une aide précieuse pour les accompagner dans ce défi.

Introduction

La gestion des eaux en milieu urbain et leurs rejets dans les milieux (rivières, sols, nappes) constituent et continuent de constituer une des préoccupations majeures des territoires urbanisés (villes, zones périurbaines).

Parallèlement durant les dernières décennies, l'eau de pluie est de plus en plus perçue comme une véritable ressource et une plus-value pour la ville (utilisation comme élément d'agrément, réutilisation à différentes fins, régulation de la température urbaine, éléments de biodiversité…).

La gestion de l'eau se situe donc dans un entre-deux entre menace et opportunité, complexe mais stimulant pour les acteurs de l'eau et de la ville.

Dans ce contexte, il y a plus de 20 ans maintenant, les acteurs de l'eau en ville de la place lyonnaise (chercheurs et opérationnels) se réunissaient pour fédérer leurs efforts pour comprendre et agir. La direction de l'Eau (et à l'origine le service d'écologie urbaine) de la métropole de Lyon et de l'agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse décidaient avec un consortium de chercheurs lyonnais issus de différentes disciplines de co-construire et de coordonner un Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine visant à répondre aux préoccupations majeures de notre temps liées à la gestion de l'eau en ville et en particulier à celle de la gestion sur son territoire.

Une approche peu banale et courageuse pour les chercheurs et les opérationnels

Pour les chercheurs – dont on sait combien les disciplines scientifiques spécifiques, les enferment parfois et les éloignent les uns des autres – s'étaient réunis pour aborder des sujets complexes co-construits avec des opérationnels, sujets nécessitant de croiser, de travailler aux interfaces des disciplines, d'accepter d'observer conjointement et de manière concourante des systèmes, des phénomènes en situation réelle, et ce, sur le long terme.

Pour les opérationnels, le défi était aussi courageux : celui d'apporter du « réalisme de contexte » aux recherches mais aussi celui de se confronter aux issues de la recherche susceptible de remettre en cause leurs pratiques. Malgré cela, la Métropole et l'Agence de l'Eau via le contrat d'Agglomération et avaient choisi d'adopter, ce qu'une chercheuse sur les observatoires français du domaine nommera « l'innovation précautionneuse » en opposition à une innovation « radicale » impliquant une prise de risque non maîtrisée (Soyer *et al*, 2013)[1].

Un ciment indispensable : le GRAIE

Enfin, on peut se demander quel ciment avait permis de faire prendre cette fédération atypique de chercheurs aux disciplines si diverses et d'opérationnels aux préoccupations parfois divergentes. Ce liant majeur a été sans conteste et dès le départ l'association GRAIE (groupe de recherche, animation technique et information sur l'eau), dont le rôle, depuis 1985, est de mobiliser et de mettre en relation des acteurs de la gestion de l'eau, des milieux aquatiques et de l'aménagement urbain. Elle a joué et continue de jouer un rôle fondamental dans l'animation, la coordination des suivis et la valorisation des résultats. Ces résultats seront

[1] Soyer M. Deroubaix J.-F., De Gouvello B., Hubert G. (2013). *L'innovation dans les métropoles dépend-elle de leur capacité à nouer des relations spécifiques avec leur environnement scientifique ? Formes, échelles des réseaux et trajectoires d'innovation dans la gestion des eaux pluviales en France,* 8th International conference NOVATECH, 23-27 june 2013, Lyon, 10 p.

largement exploités dans les groupes de travail de l'association, les rencontres techniques ou conférences nationales et internationales qu'elle organise.
Mais parlons un peu de ce qu'est fondamentalement cet observatoire dont vingt années de recherche sont reportées ici dans cet ouvrage.

L'OTHU un modèle inspirant

Au-delà de ces actions propres, l'OTHU servira de modèle et intégrera la ZABR (Zone Atelier Bassin du Rhône) en 2001, sera l'un des supports de l'EUR H_2O'Lyon qui structurera dès 2017 la formation universitaire dans le domaine de l'Eau et des hydrosystèmes. Il servira également d'appui aux stratégies de la métropole (comme par exemple Ville perméable, surveillance des milieux, méthode d'autosurveillance, réseau pluviométrique…).

Mais pourquoi l'OTHU plus précisément ? Et que recouvre-t-il ?

La compréhension des phénomènes liés à la gestion de l'eau en milieu urbain ou périurbain et aux rejets associés se heurte à une complexité importante liée aux échelles spatiales et à la variété des « objets » étudiés (bassins versants, ouvrages d'assainissement traditionnel comme les réseaux de conduites unitaires ou séparatifs munis ou non de déversoirs d'orage, systèmes alternatifs comme les infrastructures vertes infiltrantes, milieux naturels superficiels et souterrains…). Elle se heurte également à la diversité et la complexité des phénomènes naturels et anthropiques mis en jeu, qui demandent la prise en compte de phénomènes aussi bien hydrodynamiques (modes d'écoulement), physico-chimiques (mobilisation et transfert des polluants) que biologiques (impacts des rejets sur les milieux, espèces végétales) dont les dynamiques temporelles sont très différentes et qui sont de surcroît intimement interdépendantes. Les phénomènes dépendent enfin des activités humaines en milieu urbain et donc des pratiques des gestionnaires des systèmes techniques et des usagers. Enfin, la compréhension globale et intégrée de l'ensemble de ces phénomènes reste souvent contrainte par l'organisation très mono disciplinaire de la recherche en France et très éclatée des services gestionnaires.

Mieux connaître et mieux maîtriser la gestion de l'eau en ville et dans les milieux naturels par temps sec et par temps de pluie demande l'acquisition de données d'observation des hydrosystèmes. La pratique courante dans ce domaine, depuis les années 1960, a consisté à procéder à des campagnes de mesures ponctuelles dans le temps, parfois nombreuses mais rarement concertées. Si ces expérimentations de terrain ont permis de faire progresser les connaissances (notamment en matière de pollution des eaux de ruissellement), elles n'ont pas permis d'en appréhender les dynamiques, les mécanismes, ni l'évolution sur le long terme.

C'est donc en rupture avec ces approches antérieures que l'OTHU s'est construit en 1999, avec l'ambition de constituer un réseau d'observations : **intensives** (pour être sûr d'observer correctement les phénomènes quand ils se produisent et avoir une bonne couverture spatiale et temporelle des phénomènes dont la variabilité est grande), **fiables** ou du moins avec des incertitudes estimées, **pérennes** (pour intercepter des événements rares, intégrer l'évolution des systèmes techniques sur le long terme et mesurer l'impact des changements globaux (climatiques, développement urbain…, sur ces systèmes) et **interdisciplinaires** pour aborder des questions à l'interface de sciences aussi différentes que les sciences de l'ingénieur, l'écologie, l'urbanisme et la sociologie. Bernard Chocat en sera le père fondateur et premier Directeur.

Introduction *(suite)*

Les sites

Les sites principaux d'observation qui ont servi de support aux connaissances présentées dans cet ouvrage ont été choisis de manière à couvrir, autant que possible, des configurations variées en termes de bassin versant (caractéristiques physiques et type d'urbanisme), de système d'assainissement (réseau séparatif, réseau unitaire, système de gestion à la source) et de milieux récepteurs (nappes et rivières).

On trouvera ci-dessous la carte des sites de l'OTHU et dans le tableau les principales caractéristiques de ces sites. Ces sites sont aujourd'hui complétés :

– par un **dispositif pluviométrique et météorologique** réparti sur la totalité du territoire ;

– **par des sites satellites (4)** plus faiblement instrumentés et suivis sur des périodes courtes. Ils viennent infirmer ou confirmer des tendances observées sur les sites de base ou visent à augmenter encore la diversité de situations ;

– **par des sites ateliers (13)** ayant fait l'objet de suivis par le passé ou mobilisés dans le cadre de programmes de recherche, ils pourront être ponctuellement réactivés à des fins de recherche ou en lien avec des questions précises de suivis ;

– **par des dispositifs de laboratoire** en conditions contrôlées en lien direct avec les observations faites sur le terrain.

Légendes des sites expérimentaux de l'OTHU

D Débitmétrie

P Pluviométrie

T Température d'eau

pH pH

C Conductivité électrique

H Hauteur eau

Turb Turbidité

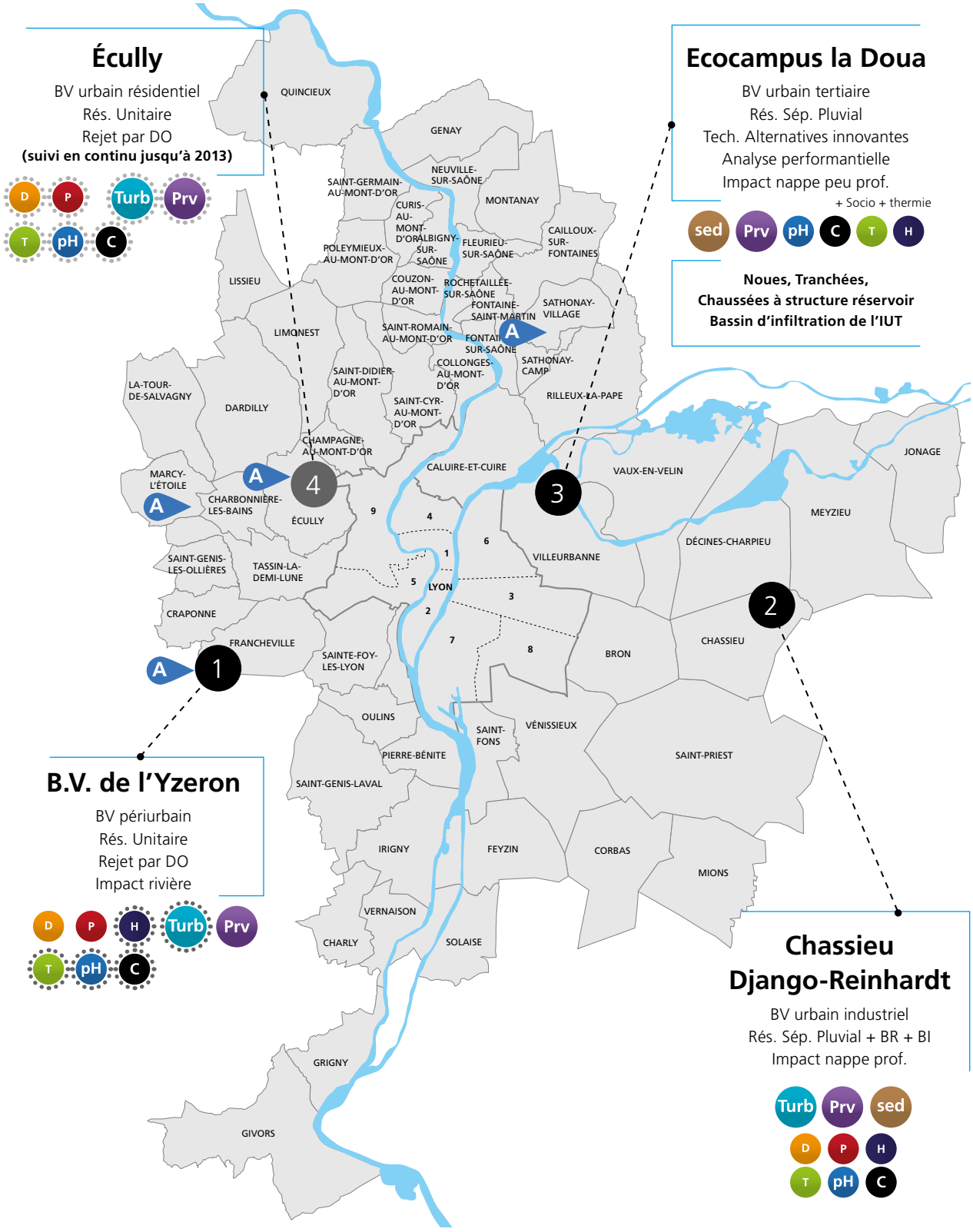
sed Prél. Sédiments

Prv Préleveur eau

Mesures arrêtées en 2013

Mesures arrêtées en 2017

Figure 1 : **SITES EXPÉRIMENTAUX DE L'OTHU**



*+ 13 **sites satellites** (13 bassins)*

*+ 3 **sites ateliers** remobilisables sur projets de recherche DSM Sathonay, filtre planté de Marcy l'Étoile, Grézieu la Varenne, Écully (A)*

Introduction *(suite)*

Tableau 1 : Récapitulatif des sites expérimentaux OTHU

Informations	BV Yzeron	Chassieu Django-Reinhardt	Écully	Ecocampus la Doua IUT
Type de bassin versant (BV)	Périurbain (130 km²)	Urbain dense (activité industrielle). 185 ha imperméabilisé à 70 % environ.	Urbain moyennement dense. Bassin versant : 245 ha, pentu, zone avec habitats résidentiels.	Urbain moyennement dense 100 hectares, activités universitaires.
Système d'assainissement	Réseau unitaire	Réseau séparatif pluvial dont l'exutoire est un **Bassin de rétention/ infiltration**	Réseau majoritairement unitaire.	Destiné à l'étude des flux d'eau et de polluants, de la biodiversité produit par un BV muni de techniques alternatives innovantes de gestion des eaux pluviales **(tranchée, chaussées réservoir, noues, Bassin de retenue/infiltration de l'IUT).**
Milieux touchés par les rejets associés	Cours d'eaux intermittents dont les ruisseaux de la Chaudanne et du Mercier.	Rejet en nappe profonde (zone non saturée de l'ordre de 13 m).	Nombreux déversements par déversoir d'orage vers le ruisseau du Trouillat.	Rejet en nappe peu profonde (zone non saturée inferieure à 1 m pour le bassin d'infiltration).
Objectifs	Caractérisation des flux d'eau et de polluants produits sur ce BV et évaluation de leurs impacts sur de petites rivières.	Quantité et qualité des flux d'eau et de polluants produits sur ce BV et évaluation de leurs impacts sur la nappe.	Connaissance des flux d'eau et de polluants produits par ce BV.	Quantité et qualité des flux d'eau et de polluants produits sur ce BV et évaluation de leurs impacts sur la nappe. Analyse performantielle de ces techniques sur le plan hydraulique, environnemental et énergétique des ouvrages à la source. Perception des ouvrages à la source par différents acteurs.
État de fonctionnement	Suivi continu pluie (9 stations)/débit (9 stations) distribué sur des sous-bassins emboîtés. Suivi qualité via préleveurs amovibles (+ un bungalow remobilisable sur projet).	2 bungalows équipés + piézomètres nappe	1 bungalow équipé (déséquipé en 2013)	Depuis 2017 : instrumentation noues, tranchée et chaussée à structure réservoir à l'aide de 3 chambres de mesures équipées. Depuis 2001 : Bassin d'infiltration IUT équipé de piézomètres pour le suivi de la nappe, instrumentation complétée en 2021.

Site à l'arrêt: Le site « Lyon centre » situé en zone urbaine dense (habitations et activités commerciales) sur le campus de la DOUA avait été initialement équipé d'un bungalow pour le suivi des rejets en réseau unitaire avec un suivi des déversements via un déversoir d'orage dans le Rhône. Pour des raisons de maintenance trop importante, ce site a été arrêté en 2008.

Sites ateliers :

– le site Écully suivi finement jusqu'en 2013 et arrêté totalement en 2019 (déséquipé)

– le site de Grézieu la Varenne au sein du BV Yzeron (2,5 km², 3 bungalows équipés sur le ruisseau de la Chaudanne pour suivre l'impact des rejets d'un déversoir d'orage sur un cours d'eau périurbain intermittent), suivi finement jusqu'en 2018. Le site est progressivement déséquipé, seul le bungalow central (rejet déversoir d'orage) restera mobilisable en cas de besoin.

– le site du DSM (dispositif de surveillance et de maîtrise des flux) à Sathonay Camp, canal dont la conception permet de garantir des mesures et suivis fiables de débits et flux polluants déversés.

– le filtre planté de macrophytes de Marcy l'Étoile destiné au traitement des rejets d'un déversoir d'orage et qui a servi de support de recherche.

Sites satellites (13 bassins rétention et/ou infiltration) Bois Carré (Saint-Bonnet de Mure), Carreau (Décines), Centre Routier (Chassieu), Charbonnier (Vénissieux), Chemin de Feyzin (Mions), Chemin de Raquin (Chassieu), Grandes terres (Saint-Bonnet de Mure), Granges Blanches (Corbas), Leader (Saint-Priest), Léopha (Corbas), Minerve (Saint-Priest), Pithioud mi-plaine (Saint-Priest), Pivolles (Décines), Revoisson (Genas), Triangle de Bron (Bron) et ZAC du Chêne (Chassieu).

Un ouvrage relatant plus de 20 ans d'observation

Maintenant que vous êtes informés de ce qu'est ce formidable outil de connaissances, il ne vous reste plus qu'à parcourir les différents articles classés en huit grandes rubriques. Chaque rubrique débute par une présentation générale de synthèse que l'on vous invite à lire au préalable pour en avoir une vision globale.

Ces articles qui rassemblent les principales avancées scientifiques et techniques peuvent être ensuite lus partiellement et dans le désordre. Ils sont synthétiques et ont été produits conjointement entre chercheurs et opérationnels sous l'œil attentif et parfois aussi la plume du GRAIE pour que ces articles puissent être, autant que possible, destinés à une lecture « profane ».

Bonne lecture donc !


© L. Bacot

Stratégie 1

La gestion des eaux pluviales est en constante évolution pour répondre au mieux aux défis de notre siècle mais également pour satisfaire les attentes de la ville en constante mutation et de ses habitants.

La question 1 revient sur ces évolutions et montre la cible à atteindre : la gestion intégrée. La réponse n'est pas uniquement technique, elle est aussi organisationnelle et politique. Au cœur de ce changement, la collectivité est le maillon central (moteur ou inhibiteur). Les premiers retours d'expérience (question 2) montrent que repenser l'organisation interne des services peut fortement aider au changement. La question 3 propose d'expliquer en quoi les outils d'accompagnement sont également nécessaires et comment ils sont développés. Du point de vue technologique, il existe aujourd'hui de nombreuses solutions alternatives aux réseaux : ces aménagements sont souvent en surface, et en lien direct avec la ville et ses usagers. Ils occupent des espaces partagés (parc, parking, etc.). La question 4 traite d'un aspect fondamental de ces aménagements : leur intégration dans le paysage urbain et surtout leurs liens avec les usagers. Ces aménagements remplissent des fonctions autant sociales que techniques. Leur appropriation par les publics est un gage de leur réussite : comme le montre la question 5, les aménagements doivent servir les usagers ou riverains, mais il s'agit également d'éviter que ces mêmes publics les détériorent. Dans la continuité, la dernière question aborde l'entretien de ces ouvrages : la préoccupation est récente car le patrimoine est encore jeune, mais l'OTHU s'est déjà investie du sujet depuis plusieurs années.

1.1

Pourquoi et comment gérer les eaux pluviales aujourd'hui ?

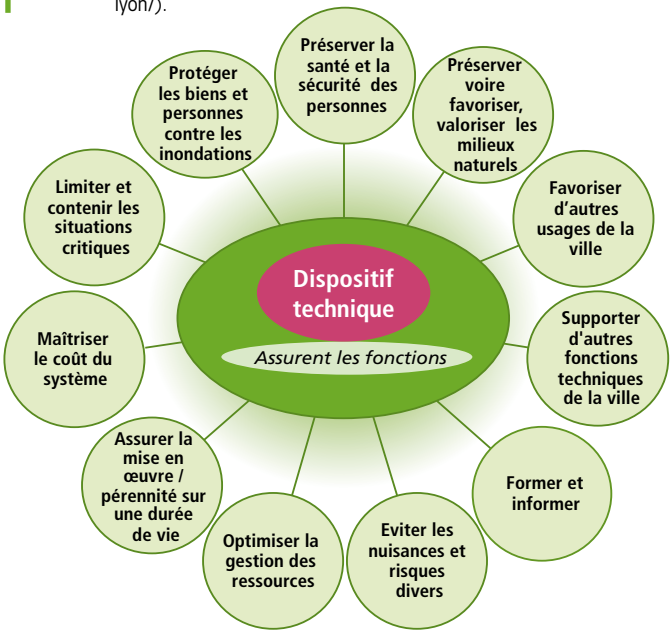
Frédéric Cherqui, INSA Lyon / Université Lyon 1 – Elodie Brelot, Graie – Sylvie Barraud, INSA Lyon

La gestion des eaux pluviales par un système « tout-tuyau » est une fuite en avant : concentrer les flux d'eau pour les évacuer au plus vite consiste à générer des risques à l'aval (d'inondation et de pollution) et à se priver des ressources de l'eau pour la ville (végétation et sols vivants, îlots de fraîcheur, biodiversité). Cette gestion de l'eau au plus près de la source appelle une conception totalement différente de l'aménagement et de l'urbanisme. Plus que de techniques et de gestion intégrée de l'eau, il s'agit de concevoir des territoires « eau-responsables » : un aménagement respectueux de l'eau, donc un fonctionnement fondamentalement transversal et pluridisciplinaire des services publics et des interventions sur le territoire.

Les tuyaux ne suffisent pas toujours pour gérer les eaux pluviales

À la fin du xx^{e} siècle, de nombreuses villes ont pris conscience des limites de la stratégie de l'imperméabilisation et du « tout-tuyau » initiée un siècle plus tôt. Citons notamment le gigantisme des ouvrages pour faire face aux extensions urbaines ou leur saturation (débordements), le coût de ces infrastructures (installation et renouvellement), la modification du régime hydrologique des cours d'eau à l'aval, ou la pollution apportée au milieu naturel. Les villes se sont alors tournées vers les solutions visant à gérer l'eau pluviale à la source (au plus près de là où elle tombe). Ces solutions, souvent dites « alternatives » (au réseau) ont historiquement une fonction hydrologique principale : atténuer et/ou retarder les débits de pointe générés par le ruissellement sur les surfaces revêtues, réduire les volumes transférés vers l'aval (cas de l'infiltration). Cependant, en ville, un espace, même utilisé pour la gestion des eaux pluviales, est rarement dédié à cette seule fonction ; il en assure bien d'autres : voirie, parking, cheminement, parc, terrain de sport, etc. La ville dispose en effet d'un foncier limité et il ne serait pas judicieux d'utiliser une partie de cet espace urbain uniquement quand il pleut ! Ces aménagements sont donc plurifonctionnels dès leur conception. Ces fonctions peuvent également évoluer selon la volonté du gestionnaire ou par la façon dont les publics les utilisent.

Figure 1 : Ensemble des fonctions de service (performances à assurer) des ouvrages de gestion des eaux pluviales (www.graie.org/micromegas-lyon/).



Vers une gestion intégrée

Ainsi les aménagements doivent assurer des fonctions très différentes, et la fonction hydraulique n'est pas nécessairement la fonction principale (il ne pleut en effet pas la majorité du temps). La figure 1 issue du projet MicroMégas propose une vision holistique de ces fonctions. On peut identifier des fonctions « traditionnelles » directement liées à la gestion de l'eau, par exemple « protéger les biens et personnes contre les inondations », « préserver la santé et la sécurité des personnes », « éviter les nuisances et risques divers » ou encore « préserver, voire favoriser les milieux naturels ». D'autres fonctions découlent directement du fait que ces ouvrages occupent l'espace urbain et sont en contact avec les publics urbains, comme par exemple « favoriser d'autres usages de la ville », « supporter d'autres fonctions techniques de la ville » ou encore « former et informer » (en installant par exemple des panneaux éducatifs sur l'eau pluviale et son parcours).

Une dimension de l'intégration est donc le partage de l'espace urbain pour une cohabitation de l'eau avec d'autres usages de la ville. Une autre dimension de l'intégration est de ne plus considérer indépendamment chaque système de gestion de l'eau. La vision historique consistant à distinguer l'eau usée, l'eau pluviale, l'eau potable ou l'eau d'agrément (fontaine) a de moins en moins de sens aujourd'hui : certaines villes comme Singapour produisent de l'eau potable à partir de l'eau usée (Lazarova *et al.*, 2013), d'autres récupèrent les eaux pluviales pour des usages historiquement remplis par l'eau potable (arrosage, lavage, w.-c.). L'eau pluviale est également souvent le composant principal des trames bleues, support de biodiversité, mais également support de bien-être et de mise en valeur de la ville. Le dernier niveau d'intégration concerne les acteurs, et il devient

primordial de construire une vision commune (aménageurs, bureaux d'étude, collectivités, hydrologues, biologistes, usagers, etc.) des attentes et moyens à mettre en œuvre. Cette plurifonctionnalité est vécue pour certains comme une complexité qui freine l'adoption de ces solutions, mais c'est aussi et surtout une richesse apportant des bénéfices multiples pour la vie et la ville.

Des concepts différents pour une idée commune

Cette approche de la gestion des eaux pluviales porte, selon les pays et les époques, des noms très différents. En Amérique du Nord, le concept de développement à faible impact (« low impact development ») a émergé dans les années 1980. Vers la même époque, on a commencé à parler de gestion durable des eaux urbaines (« sustainable urban water management ») ou de conception urbaine sensible à l'eau (« water sensitive urban design ») en Australie. Plus récemment le président chinois Xi a inventé le concept de ville-éponge (« sponge city »). Même si ces concepts n'ont pas exactement les mêmes ambitions, l'image de la ville éponge illustre bien l'objectif de rendre sa perméabilité à la ville, pour qu'elle limite les ruissellements de surface afin de réduire les inondations et les conséquences en aval, et en vue de sa réutilisation. L'association internationale de l'Eau (IWA) a récemment lancé une initiative d'ambition plus large : les principes pour des territoires eau-responsables (« water-wise cities principles »). Comme le montre la figure 2, il s'agit de planifier et concevoir des villes résilientes. L'objectif de ces principes est d'encourager des actions collaboratives, soutenues par une vision commune, de sorte que les gouvernements locaux, les professionnels urbains et les individus s'engagent activement à identifier et mettre en œuvre des solutions pour la gestion de toutes les eaux de la ville, en considérant trois nouveaux paradigmes : les ressources naturelles limitées, la densification urbaine vue à la fois comme une opportunité de développement économique et une menace pour la qualité de vie, et la nécessité de considérer l'incertitude de l'avenir dans la planification urbaine.

La réponse à la question de la gestion des eaux pluviales aujourd'hui n'est pas uniquement technique, elle est également organisationnelle et politique. L'OTHU est engagé depuis plus de vingt ans dans ce changement de paradigme en accompagnant les collectivités sur l'ensemble des aspects de la gestion des eaux pluviales en ville. Les données acquises dans le cadre des observations sur le long terme ont permis par exemple de proposer des méthodes d'aide à la décision s'appuyant sur l'évaluation multicritère des performances des ouvrages et de les rendre opérationnelles via des guides techniques (« L'infiltration en questions »[1] par exemple). Les articles de cet ouvrage sont autant de réponses que l'OTHU propose pour accompagner ces processus.

Figure 2 : Illustration des 4 grands principes pour des territoires eau-responsables (IWA, 2016).



En Bref…

L'image de l'eau en ville a changé, tout comme ses usages. Bien que le système tout réseau ait permis de gérer l'évacuation des eaux pluviales pour limiter le risque d'inondation, il a aussi contribué à cacher ces infrastructures et à assimiler l'eau pluviale à une nuisance ou un risque. Certes, la majorité des eaux usées et potables continueront à transiter dans des tuyaux, mais depuis plusieurs décennies, les alternatives au tuyau se sont développées pour les eaux pluviales. Ces alternatives ne sont aujourd'hui plus marginales et permettent de penser et gérer un système bien plus élaboré, qui dépassent le cloisonnement historique eaux usées/eaux pluviales/eau potable.

POUR ALLER PLUS LOIN

- [1] **Barraud S., De Becdelièvre L.** (coord.)**, Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y., Winiarski T., Bacot L., Brelot E., Soares I., Desjardin-Blanc V., Lipeme Kouyi G., Malard F., Mermillod-Blondin F., Gibert J., Herbreteau B., Clozel B., Gaboriau H., Seron A., Come J.-M., Kaskassian S., Verjat J.-L., Bertrand-Krajewski J.-L., Cherqui F.,** (2009). *L'infiltration en questions : recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain* - Guide édité dans le cadre du projet ECOPLUIES – ANR PRECODD - lc.cx/ecopluies
- **GRAIE – Page web sur les principes « Eau-Responsables »**. *Mettre en valeur l'engagement des collectivités pour des territoires « Eau-Responsables »* - lc.cx/eauresponsables
- **IWA** (2016). *The IWA Principles for Water Wise Cities* - booklet, 6 p. Accessible : lc.cx/iwa2016

1.2

Quels rôles joue l'organisation des collectivités dans le développement du contrôle à la source des eaux pluviales ?

Nina Cossais, Université de Tours CITERES/Université de Lyon EVS – Anne Honegger, ENS de Lyon

Malgré leurs nombreux bénéfices, les techniques de gestion à la source des eaux pluviales restent, à ce jour, minoritaires face au réseau traditionnel. L'organisation des collectivités et leur fonctionnement bureaucratique sont souvent désignés comme des obstacles majeurs à leur développement… mais la réalité est plus nuancée.

Malgré des qualités reconnues, le contrôle à la source peine à se généraliser

L'urbanisation croissante a entraîné, à partir de la deuxième moitié du xx^{e} siècle, une forte imperméabilisation du territoire, qui génère des ruissellements toujours plus importants. Pour remédier à cette situation, les spécialistes de la gestion des eaux pluviales appellent de leurs vœux un changement de paradigme. Ce changement dépasse le domaine de l'assainissement et intéresse particulièrement les acteurs de l'urbanisme. La nouvelle gestion de l'eau tend à se rapprocher au maximum de son cycle naturel, en valorisant l'eau en surface plutôt qu'enterrée dans des tuyaux. Les spécialistes encouragent l'adoption d'une approche globale afin d'intégrer au mieux les enjeux techniques, sociaux, économiques

Photo 1 : Visite collective à Oullins dans le cadre du projet interne Ville Perméable, Métropole de Lyon (source N. Cossais, 5 juin 2016).



et environnementaux liés à l'eau. « L'élargissement de la problématique doit donc se faire en renforçant les liaisons, d'une part avec l'aménagement urbain, et d'autre part avec la gestion des milieux aquatiques naturels » (Certu, 2003). Ce nouveau paradigme se concrétise par la mise en œuvre de solutions techniques spécifiques : les techniques alternatives (TA) et, en particulier, le contrôle à la source (CS) des eaux pluviales, au plus près de leur point de chute.

Ces ouvrages présentent des qualités hydrologiques reconnues dans les sphères techniques et scientifiques. Lorsqu'ils sont végétalisés, ils peuvent contribuer à un développement urbain plus durable. Pourtant, malgré de nombreuses expérimentations réussies depuis une cinquantaine d'années, le CS peine à se généraliser et à occuper une place dominante face au recours au réseau traditionnel.

Une enquête en immersion au sein de la Métropole de Lyon

Comme pour toute innovation, l'inertie, le fonctionnement bureaucratique ou technocratique des organisations en charge de la mise en œuvre et de l'entretien des ouvrages de CS serait un des obstacles majeurs à leur développement (Patouillard et al., 2013). Notre enquête en immersion au sein des services de la métropole de Lyon, entre 2015 et 2018, nous permet de nuancer cette assertion. À partir de l'étude de cette collectivité pionnière, nous montrons que l'organisation des collectivités limite effectivement la généralisation du CS mais offre, néanmoins, des marges de manœuvre qui favorisent son expérimentation.

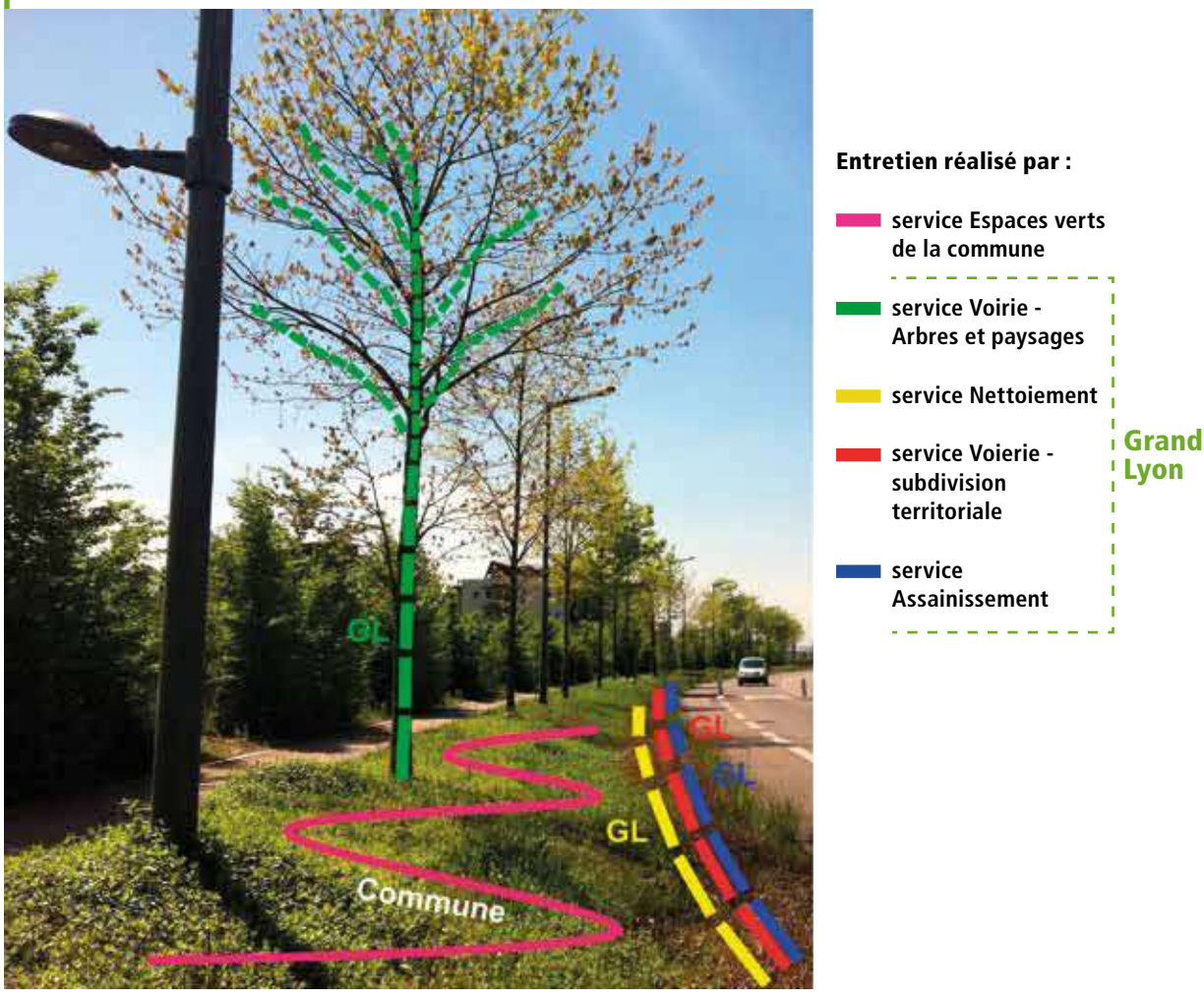
L'approche socio-anthropologique mise en œuvre s'appuie sur quatre modes d'enquête complémentaires : l'immersion longue, entre 2015 et 2018, au sein du bureau d'études de la direction de l'eau, la participation au projet interne Ville Perméable [1] (Cossais et al., 2016), des périodes d'observation participante d'un mois auprès des quatre principaux services impliqués dans la gestion des ouvrages ainsi qu'une campagne d'entretiens semi-directifs auprès des concepteurs impliqués dans les projets d'aménagement pilotés par la métropole de Lyon.

Pour évaluer les conditions de généralisation de nos résultats, nous avons en outre mené une enquête secondaire auprès d'autres collectivités : Strasbourg, Montréal et Melbourne. Nous avons également participé à des groupes de travail et à des conférences scientifiques et techniques consacrés à la gestion des eaux pluviales urbaines [2].

[1] Le guide issu du projet est disponible sur le site www.grandlyon.com

[2] Groupe de travail eaux pluviales et aménagement du GRAIE, groupe de travail et d'échanges, service de gestion des eaux pluviales de la Fédération Nationale des Collectivités Concédantes et Régies (FNCCR).

Figure 1 : Services techniques impliqués dans l'entretien d'un bord de voirie, rue Hélène-Boucher à Bron (Cossais, 2019, p. 121).



1.2

Le contrôle à la source bouscule l'organisation et les compétences traditionnelles des services des collectivités

Le témoignage des chefs de projets confirme le rôle joué par la métropole de Lyon parmi les collectivités pionnières en matière de gestion des eaux pluviales. Les TA y sont mises en œuvre depuis les années 1990. La généralisation de l'étude systématique du recours au CS dans les projets d'aménagement est néanmoins très récente (2015 environ) et le retour d'expérience reste faible, peu formalisé et peu partagé en dehors du bureau d'études de la direction de l'eau. La répartition des tâches de conception, de réalisation et d'entretien entre services reste floue. Dans un contexte de réorganisation des services métropolitains, le développement du CS bouscule les processus interservices et questionne les compétences des agents. La gestion des eaux pluviales ne fait de plus généralement pas partie des enjeux prioritaires des projets d'aménagement. Néanmoins, les parcours individuels et les relations informelles favorisent largement l'expérimentation de ces techniques.

Dans l'ensemble, les services en charge de l'entretien de l'espace public font face à des restrictions budgétaires, qui rendent leurs dirigeants sceptiques vis-à-vis de certains nouveaux modes de faire. L'interdiction des produits phytosanitaires renforce encore les tensions et peut entraîner le rejet de certaines techniques favorables à la prolifération des végétaux, comme les revêtements perméables. De plus, la répartition des responsabilités, des budgets et des tâches d'entretien et de maintenance est perçue comme complexe. Les noues végétalisées, par exemple, peuvent nécessiter l'intervention de quatre services différents (figure 1). Enfin, la gestion patrimoniale des TA pose de nombreuses questions, portant aussi bien sur les conditions de réalisation et de suivi d'un inventaire des ouvrages que sur la nature des tâches d'entretien et de maintenance à programmer et leur fréquence.

Les agents de la voirie, du nettoiement et des espaces verts qui interviennent directement sur le terrain ont une faible connaissance des TA. N'ayant généralement pas connaissance du rôle hydraulique des ouvrages ou des aménagements qui se situent sur le territoire dont ils ont la charge, ils n'ont pas d'avis sur la gestion alternative des eaux pluviales.

Les égoutiers, en revanche, ont un avis mitigé sur les TA. Les descentes en égouts se font de plus en plus rares et le temps qu'ils passent sous terre ne permet plus d'atteindre les 800 heures jugées nécessaires par la Caisse Nationale de Retraite des Agents des Collectivités Locales pour continuer à bénéficier du statut d'insalubrité (départ anticipé à la retraite et horaires réduits). Si de nombreux égoutiers pointent du doigt le temps passé sur les ouvrages de gestion des eaux pluviales pour expliquer ce fait, l'observation-participante révèle d'autres raisons. Premièrement, la mécanisation diminue la part du travail physique au profit de tâches de surveillance, qui nécessitent moins de temps en égout. Deuxièmement, il s'avère parfois difficile de constituer les équipes de trois personnes nécessaires aux descentes en égout. En dehors des questions importantes liées à leur statut et aux bénéfices sociaux qui y sont liés, certains égoutiers voient dans l'évolution récente de leurs activités, en lien avec l'augmentation constante du patrimoine lié au CS, une remise en question de leurs compétences traditionnelles et craignent la disparition de leur métier. C'est leur identité professionnelle qui se joue ici. À l'inverse, certains voient dans la gestion à la source des eaux pluviales des perspectives d'évolution intéressantes (Cossais et al., 2018).

L'organisation des collectivités constitue un frein à la généralisation des techniques à la source

Sur le plan de la conception des ouvrages, les chefs de projets soulignent le manque de retour d'expérience dont ils disposent. La gestion des eaux pluviales n'apparaît pas comme un moteur des projets d'aménagement, principalement motivés par des questions d'attractivité, de mobilité, de sécurité et d'amélioration du cadre de vie. Les procédures en vigueur pour la validation des avant-projets ainsi que les critères de choix des ouvrages ne permettent pas de prendre en compte les bénéfices multiples liés aux TA. Néanmoins, la trajectoire personnelle de certains chefs de projets, sensibilisés à la question de la gestion de l'eau, et/ou leurs liens avec des acteurs impliqués dans le développement du CS, les amènent à favoriser ponctuellement le recours au CS.

Même si la métropole de Lyon fait figure de cas particulier du fait du grand nombre de ses employés (environ 9000), des missions diverses qu'elle assure et de son implication, dès les années 1990, dans la gestion alternative des eaux pluviales, de nombreuses collectivités font face à des difficultés comparables sur le plan du développement du CS. Les cas de Strasbourg et de Montréal confirment les tensions concernant la répartition des tâches et des budgets entre services. Le cas de Melbourne, quant à lui, alerte sur les risques concernant la durabilité des ouvrages, liés aux difficultés d'entretien et de maintenance également observés sur son territoire.

L'organisation des collectivités constitue ainsi, en partie, un frein à la généralisation du CS. La Métropole de Lyon s'est structurée autour de grands projets d'équipement, comme les axes routiers majeurs ou le réseau d'assainissement. Ces projets nécessitaient l'intervention de services dédiés, constitués d'agents spécialisés. Le nouveau paradigme de la gestion de l'eau exige, lui, une approche globale. Les ouvrages de CS sont des objets caractéristiques de ce nouveau paradigme. Leur mise en œuvre et leur entretien font appel à un nombre important de services techniques et mettent à l'épreuve leur coopération et leur coordination.

L'existence d'un réseau interpersonnel favorable à l'innovation rend possible l'expérimentation au sein des collectivités

Au-delà des freins précédemment décrits, notre analyse met également en lumière le rôle crucial joué par les collectivités dans l'expérimentation de nouvelles techniques. Il existe, dans leur fonctionnement, des marges de manœuvre qui sont particulièrement propices à l'expérimentation de nouveaux dispositifs techniques. Cette souplesse permet à des acteurs qui agissent en réseau d'adopter des stratégies d'innovation. Ce réseau s'appuie principalement sur des

relations interpersonnelles fondées sur des systèmes de valeurs partagées. La mobilité interne des agents au sein de la métropole favorise la croissance et la solidité du réseau. Les processus interservices restent néanmoins à perfectionner pour améliorer la circulation des informations et passer de l'expérimentation du CS à sa généralisation.

En Bref...

Saturés, les réseaux d'assainissement provoquent inondations et rejets de polluants. Après quarante ans d'expérimentations, quelques collectivités s'engagent dans les années 2010 vers la généralisation du Contrôle à la Source (CS). L'analyse des projets d'aménagement pilotés, conçus et entretenus par la métropole de Lyon montre que l'organisation des collectivités limite la généralisation du CS mais offre des marges de manœuvre propices à l'expérimentation.
L'organisation des collectivités joue un rôle moteur, grâce au réseau des partisans du CS, et un rôle inhibiteur, lié à la persistance d'effets de silos limitant la capacité et la volonté des services à collaborer.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Cossais N.,** (2019). *Gestion intégrée des eaux pluviales : position des services techniques urbains et évolution induite des métiers. Métropole de Lyon* - Urbia – Les Cahiers du Développement Urbain Durable, nº 5, p. 113-128 - lc.cx/cossais2019
- **Cossais N.,** (2021). *Les rôles différenciés de l'organisation des collectivités dans la fabrique de la ville perméable. La généralisation du contrôle à la source des eaux pluviales à la métropole de Lyon.* Thèse de doctorat en Aménagement de l'espace et Urbanisme, Université François-Rabelais de Tours, 616 p.
- **Patouillard C., Toussaint J.-Y., Vareilles S.,** (2013). *Changements climatiques et résistances aux changements. Premières considérations à partir de l'étude de la diffusion des Techniques. Alternatives d'assainissement. 1970-2010. Le cas de l'agglomération lyonnaise et du pays de Galles.* Villeurbanne : INSA de Lyon, 67 p. - HAL Id : halshs-00967741, version 1 - lc.cx/patouillard2013

13

Quels sont les outils méthodologiques d'aide à la décision pour accompagner le changement de paradigme ?

Frédéric Cherqui, INSA Lyon/Université Lyon 1 – Laëtitia Bacot, Graie – Sylvie Barraud, INSA Lyon

Le principal enjeu actuel est le passage d'une gestion d'un système d'assainissement au développement d'un système de gestion intégrée des eaux urbaines. Pour accompagner cette transition, les acteurs opérationnels ont besoin d'outils méthodologiques permettant d'orienter et d'éclairer leur choix.

Les origines du climat urbain

Pourquoi parle-t-on souvent de changement de paradigme pour la gestion des eaux pluviales ? Un paradigme est une représentation de notre réalité, un modèle ou une façon de l'appréhender. C'est donc également une vision de comment doit se faire la gestion des eaux pluviales (objectifs et solutions). Sans refaire l'histoire de la gestion de l'eau en ville, on peut noter qu'au début du siècle dernier, l'eau pluviale est vue principalement comme une nuisance, un risque. La préoccupation première est de l'évacuer le plus rapidement possible de la ville, la rivière jouant souvent le rôle d'égouts sans réelle considération de l'impact sur le milieu naturel.

Aujourd'hui l'eau pluviale est aussi (et peut-être même surtout dans certains territoires) une ressource importante qu'il convient de valoriser. Le lecteur intéressé pourra notamment consulter Mahaut (2009). La ville ne doit plus être étanche mais elle doit au contraire laisser l'eau s'infiltrer et tendre à impacter au minimum le cycle naturel de l'eau. Les aménagements de gestion à la source des eaux pluviales sont une solution majeure de ce changement de paradigme. Ces solutions sont elles-mêmes très éloignées des solutions du siècle dernier. Les réseaux sont en effet des ouvrages très techniques, fabriqués et maintenus par des ingénieurs et techniciens. Les ouvrages dit « alternatifs au réseau » sont souvent plus végétalisés, co-construits, pluridisciplinaires et dépendants des processus naturels (voir par exemple la photo 1).

Au sein de l'OTHU, plusieurs projets de recherche ont visé à apporter des réponses méthodologiques pour aider les collectivités à accomplir ce changement progressif de paradigme.

Photo 1 : Aménagements pour la gestion des eaux pluviales du type « jardin de pluie », Meyzieu. La végétation joue plusieurs rôles importants : esthétique, support de biodiversité, elle protège également l'aménagement (qui pourrait sinon être piétiné) et contribue à maintenir la perméabilité du sol (source F. Cherqui, 2015).



Le principe des outils méthodologiques d'aide à la décision

L'aide à la décision regroupe l'ensemble des méthodes ou processus qui permettent à un décideur (personne, groupement de personnes ou organisme) de tendre vers la meilleure prise de décision possible. L'outil opérationnel élaboré aide le décideur (à qui revient le choix in fine), il ne conduit jamais seul à la décision. Il est toujours assez difficile de parler de la « meilleure décision » car il s'agit souvent de compromis et donc de renoncements. On utilisera donc plutôt le terme de décision la plus adaptée au contexte ou de décision éclairée.

Ces outils méthodologiques reposent sur des méthodes scientifiques telles que :

- les méthodes d'analyse multicritère ou les systèmes d'évaluation des performances (formulation et évaluation d'indicateurs, construction de critères de synthèse) ;
- les outils d'analyse fonctionnelle (notamment les normes de la famille NF X 50) qui permettent de caractériser un système à travers les fonctions qu'il doit remplir. Ces fonctions sont souvent mal connues ou mal définies : elles sont pourtant un prérequis nécessaire à l'évaluation des performances du système ;
- les outils de management de la qualité (notamment les normes de la famille ISO 9001) et plus spécifiquement les méthodes d'identification des risques ou d'identification des causes de défaillances. Ces méthodes permettent également d'évaluer les performances d'un système (en termes de risques ou d'impacts), mais aussi de rechercher les facteurs de limitation de performances ;
- les outils statistiques, notamment pour la collecte et l'analyse des données issues de cas d'étude, ainsi que pour l'interprétation de ces données.

L'OTHU a produit un grand nombre d'outils méthodologiques en lien avec la gestion des eaux pluviales. Ces guides et fiches techniques traitent des sujets extrêmement divers, allant de la préconisation pour la conception et la gestion des ouvrages jusqu'à la méthode d'évaluation du service rendu par le système de gestion des eaux.

Le fruit d'une collaboration entre les opérationnels et les chercheurs

La démarche d'élaboration de ces outils d'aide à la décision diffère assez peu de celle utilisée en ingénierie écologique (Rey *et al.*, 2014).

Il s'agit tout d'abord de transcrire les questions de l'ingénieur en questions de recherche afin de définir les objets et sujets de recherche particuliers qui seront développés. L'étape suivante consiste à mettre en place des méthodologies et protocoles expérimentaux spécifiques permettant de répondre à ces questions. Ce travail repose en général fortement sur l'utilisation et le développement de connaissances pluridisciplinaires et de connaissances non scientifiques. Les méthodologies et protocoles sont ensuite traduits en outils opérationnels et expérimentés sur des terrains d'études.

Une difficulté majeure est qu'il est souvent impossible de valider la méthode développée par la validation des résultats obtenus. La validation repose alors fréquemment sur l'explicitation de la démarche méthodique de construction de la méthode, la méthodologie. Ainsi le problème de construction d'une méthode à destination du monde professionnel évolue de « la détermination de la bonne façon d'agir (rationalité substantive) à la recherche d'un mode de détermination d'une façon d'agir (rationalité procédurale) » (Simon, 1991).

En d'autres termes, il est souvent très difficile de valider une méthode en validant les résultats qu'elle produit ; la seule possibilité de validation est alors de valider (ou justifier) les étapes de construction de cette méthode.

Ainsi par exemple, aider les acteurs à choisir les stratégies les plus performantes pour améliorer les niveaux de service de leur système de gestion des eaux urbaines, revient principalement à construire une évaluation : un espace de discussion entre différents savoirs « experts » autour de critères et d'informations répondant à leurs questions, afin de rationaliser les décisions et de permettre aux acteurs d'avoir un choix éclairé.

En Bref...

L'évolution souhaitée d'un système cloisonné de gestion des eaux (pluviales/usées/potable) vers un système « holistique » complexifie son pilotage. Cela ne pourra se faire qu'avec l'aide d'outils et de méthodes d'aide à la décision adaptés à la prise en compte de cette nouvelle complexité.
Nous proposons ici une discussion sur les outils d'aide à la décision et leur construction.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Mahaut V.** (2019). *L'eau et la ville, le temps de la réconciliation - Jardins d'orage et nouvelles rivières urbaines.* Thèse de doctorat, Ecole Polytechnique de Louvain, 429 p. - lc.cx/mahaut2009
- **Rey F., Gosselin F., Doré A.** (coord.) (2014). *Ingénierie écologique : action par et-ou pour le vivant ?* Editions Quae, 165 p., ISBN : 978-2-7592-2135-6 - lc.cx/rey2014
- **Thebault E.** (2019). *La ville à fleur d'eau : Doctrines, techniques et aménagements de l'eau de pluie et des cours d'eau dans l'agglomération parisienne, 1970-2015.* https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02412423

1.4

Quel(s) lien(s) entre les usagers et les aménagements de gestion des eaux pluviales ?

Frédéric Cherqui, INSA Lyon/Université Lyon 1 – Jean-Yves Toussaint, INSA Lyon

Qu'ils soient chercheurs, aménageurs, paysagistes ou collectivités territoriales, les promoteurs des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales mettent l'accent sur la nécessité d'intégrer au mieux ces dispositifs dans les aménagements urbains. Il est ainsi fondamental de définir les usages produits ou induits par ces aménagements dès leur conception.

Usages et fonctions des aménagements : de quoi parle-t-on ?

Quand on s'intéresse à ce qu'on peut attendre des aménagements de gestion des eaux pluviales, il devient important de distinguer les usages des fonctions. En simplifiant il s'agit de considérer deux points de vue : celui du fabricant qui conçoit un produit devant répondre à des fonctions spécifiques et celui du client (ou utilisateur) qui va utiliser le produit (usages). Prenons l'exemple simple du stylo, sa fonction est d'écrire et un de ses usages est de prendre des notes.

Les fonctions correspondent aux moyens à mettre en œuvre pour qu'un système puisse être approprié à des activités, pour permettre le fonctionnement du système. Pour la gestion des eaux pluviales, il s'agit donc principalement de stocker, d'infiltrer, d'évaporer, de filtrer, etc. On peut distinguer les fonctions de service et les fonctions techniques. La fonction de service, selon les normes NF EN 1325-1 et NF X 50-151, correspond à l'action attendue d'un produit pour répondre à un élément du besoin d'un utilisateur donné. La fonction technique, selon ces mêmes normes, est l'action interne au produit (entre ses constituants), choisie par le concepteur réalisateur dans le cadre d'une solution, pour assurer un ou des service(s). Par exemple, une fonction de service d'un bassin de rétention est de protéger contre les inondations et la fonction technique associée est la rétention d'eau.

Les usages sont l'ensemble des règles qui régissent les comportements individuels et collectifs (règles d'engendrement des pratiques). Les usages règlent les interactions entre les individus et les groupes d'individus, en réglant l'accès aux objets fabriqués et aux dispositifs techniques ainsi que leur mobilisation dans les activités sociales individuelles et collectives. Ces règles sont généralement implicites et pas toujours codifiées dans le droit (habitudes, habitus, routines, etc.). En ce sens, les usages rendent escomptables les comportements d'autrui : c'est parce que ces règles existent que j'escompte le comportement d'autrui, que je peux coordonner mon comportement à celui des autres, sans recours à aucune instance de coordination dans l'activité quotidienne (typiquement marcher dans la rue, la foule dans la rue). Une règle d'usage simple d'un chemin piéton est par exemple de marcher à droite en France et à gauche en Australie : celle-ci est connue de tous et ne nécessite pas d'être rappelée sur un panneau de signalisation. Traditionnellement la conception d'un ouvrage de gestion des eaux pluviales est réalisée par un ou plusieurs experts, en utilisant différents outils de modélisation et en se basant sur les fonctions escomptées du système à concevoir. À la différence des tuyaux, les aménagements « modernes » de gestion des eaux pluviales sont souvent en surface et en interaction directe avec les publics urbains. Ces aménagements doivent donc s'adapter aux normes sociales d'usage en ville, pour garantir leur intégration dans la ville.

Des aménagements de gestion des eaux pluviales multifonctionnels

Du point de vue de la gestion de l'eau, les objectifs sont de retenir l'eau, de l'infiltrer quand c'est possible, et de retenir la pollution. Lorsqu'on considère l'aménagement lui-même, les fonctions sont bien plus nombreuses : la figure 1 en recense un grand nombre (le terme performance est ici considéré comme un synonyme de fonction).

Les fonctions souhaitées vont ainsi conduire à créer des aménagements de nature très différente. Il pourra s'agir d'un bassin de rétention-infiltration, d'une chaussée poreuse, d'une noue, etc. La figure 2 montre des exemples de la diversité des aménagements possibles.

Des usages qui dépendent de la fréquentation et du type d'aménagement

Une étude spécifique (Ah-leung *et al.*, 2013) d'un aménagement sur le territoire de la Métropole de Lyon (le parc Kaplan comprenant un dispositif de rétention/infiltration des eaux pluviales, figure 3) a montré les nombreux usages mobilisés autour de cet aménagement. Trois dispositifs d'enquête ont été mobilisés : une recherche documentaire sur les « traces » du projet (documents administratifs, délibérations, bulletins municipaux, etc.), des entretiens auprès des acteurs impliqués dans la fabrication du parc et des observations in situ des pratiques.

Une soixantaine de comportements différents ont été observés au cours de l'été et du printemps 2012 : courir, promener son chien, grimper sur les gabions, lire, fumer, surveiller des enfants, sauter dans l'eau, jouer, jouer au

Figure 1 : Ensemble des fonctions de service ou performances qui peuvent être assurées par les aménagements de gestion des eaux pluviales (Cherqui *et al.*, 2013).

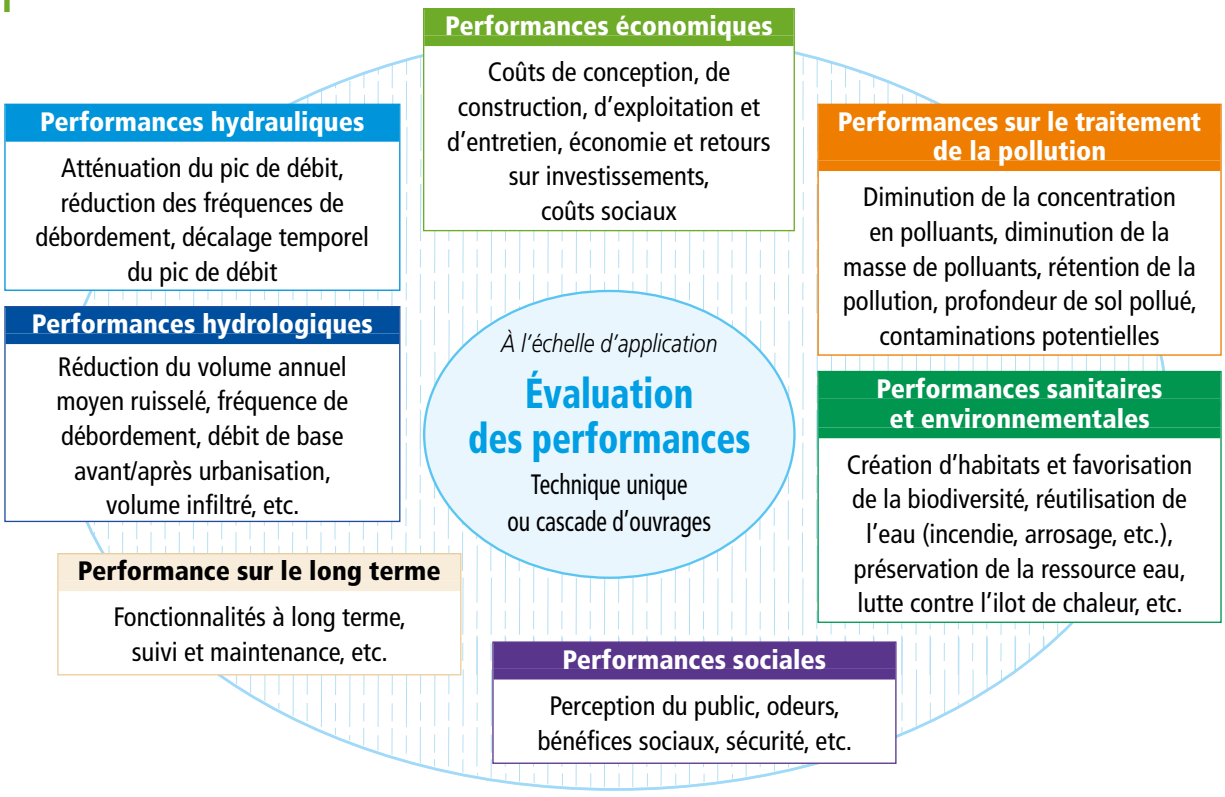


Figure 2 : Exemples d'aménagements de gestion des eaux pluviales : noues, bassin d'infiltration, jardin de pluie, parking à chaussée poreuse, et bassin d'infiltration servant de terrain de football (source: F. Cherqui).

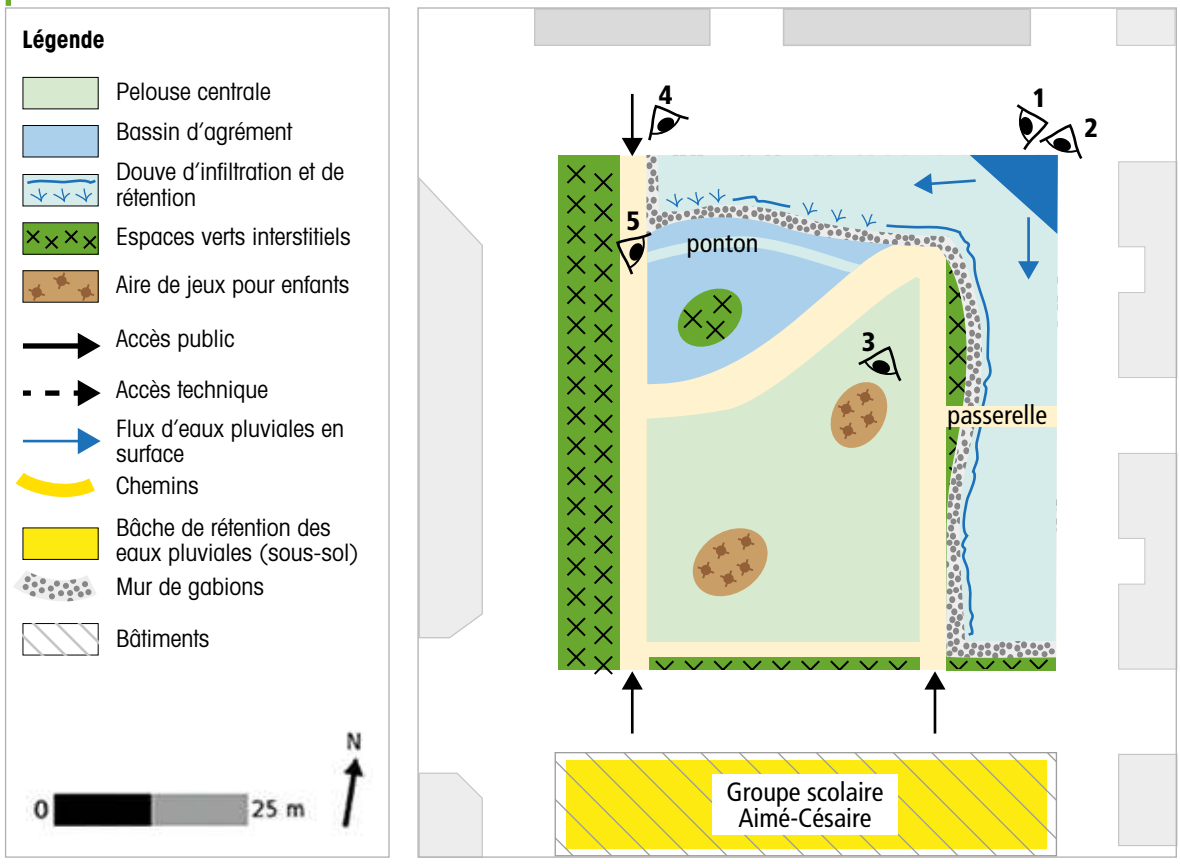


football, pique-niquer, travailler, discuter, se droguer, etc. Ces comportements mobilisent des dispositifs techniques constituant l'aménagement (« douve »[1], gabions[2], balançoires, bancs, arbres, clôtures, plantes, etc.). Ils mobilisent également d'autres objets et dispositifs techniques comme des livres, des ordinateurs, des boîtes à pique-nique, des ballons ou des vélos. Ces comportements concernent des adultes (parents, travailleurs, personnes âgées), des enfants et des adolescents. La constitution de ces publics autour du parc dépendrait de son aménagement et de la présence de bureaux, de logements et d'une école dans les environs.

[1] Fossé normalement rempli d'eau et entourant un élément du paysage urbain (en référence aux défenses des châteaux fortifiés).

[2] Cage métallique remplie de pierres et initialement utilisée comme mur de soutènement avant de devenir un élément qui a eu son heure de gloire architecturale.

Figure 3 : Schéma d'ensemble et photographies du parc Kaplan (Ah-leung *et al.*, 2013).













Parmi ces publics, les parents, les travailleurs et les enfants sont majoritaires.
L'analyse des pratiques observées sur le parc suggère que celui-ci est perçu globalement comme un square ou un jardin public, voir comme un terrain de jeux ou de sport. Les comportements observés renvoient aux pratiques habituelles en ces lieux ; ces pratiques sont typiques de celles communément admises dans les parcs et jardins. En cela, les dispositifs de gestion des eaux pluviales ne semblent pas se distinguer des autres dispositifs techniques formant l'aménagement sur le plan des pratiques et des publics urbains : la fonction d'assainissement et plus généralement de gestion des eaux pluviales est invisible ou transparente à l'usage.
Les usages des aménagements vont ainsi dépendre directement de l'aménagement lui-même et de son environnement. Les fonctions urbaines remplies par l'aménagement conditionnent en partie ses usages : un aménagement type parc ou jardin aura les usages habituellement observés dans un parc ou jardin, un aménagement du type parking aura également des usages en concordances. L'environnement urbain et l'accessibilité jouent également un rôle très important puisque les usages dépendent aussi des publics fréquentant l'aménagement (âge, profession, motif de fréquentation de l'aménagement, etc.).
En conclusion, il ne faut pas considérer uniquement la fonction hydraulique de l'ouvrage au moment de sa conception. Il est fondamental de définir les usages produits ou induits par la morphologie urbaine et les types urbains (les différents aménagements qui donnent leurs formes aux territoires urbanisés) dès la conception de l'ouvrage.

En Bref...

Le système qui sert à la gestion des eaux pluviales ne doit plus être considéré comme un ouvrage mais comme un aménagement. Il ne s'agit plus en effet de réaliser des objets techniques avec une fonction principalement hydraulique, mais bien de penser la gestion de l'eau dans l'organisation de la ville et son aménagement.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Ah-Leung S., Baati S., Patouillard C., Toussaint J.-Y., Vareilles S.,** (2013) *Que fabrique-t-on avec les eaux pluviales urbaines ? Les dispositifs techniques et les usages du parc Kaplan dans l'agglomération lyonnaise.* 8e conférence NOVATECH, 23-27 juin, Lyon, France.
- **Cherqui F., Granger D., Métadier M., Fletcher T., Barraud S., Lalanne P. et Litrico X.,** (2013) *Indicators related to BMP performances: operational monitoring propositions.* 8e conférence NOVATECH, 23-27 juin, Lyon, France.

15

Comment les publics mobilisent-ils les dispositifs alternatifs de gestion des eaux pluviales ?

Sébastien Ah-leung, INSA Lyon

En participant à la réintégration de la « nature » en ville, les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales remplissent des fonctions autant sociales que techniques. Cependant, l'installation de ces dispositifs dans l'espace public peut, dans certains cas, poser des problèmes d'appropriation par les publics et engendrer une dégradation des ouvrages.

Pourquoi observer les relations entre techniques alternatives et publics ?

En France, depuis une quarantaine d'années, les techniques dites « alternatives » au réseau se sont développées pour gérer les eaux pluviales. Ces dernières participent aux aspirations partagées par les élus, les gestionnaires et les populations sur la réintégration de la « nature » en ville. Elles proposent davantage une gestion de l'eau à la parcelle à travers un ensemble de dispositifs hybrides aussi bien dans leurs apparences (mi-naturel ; mi-artificiel) que dans les fonctions qu'on peut leur attribuer. En effet, les techniques alternatives (TA) peuvent présenter des caractéristiques techniques et des formes variées (noues, bassins, filtres plantés, etc.) mais aussi cumuler des fonctions techniques (épurer les eaux pluviales) et sociales (participer au bien être en ville) (figure 1).

Toutefois, l'installation des techniques alternatives dans l'espace public par les fabricants semble provoquer auprès des publics de nombreux problèmes d'appropriation. Sous le terme englobant de « fabricants », se cache une myriade de rôles allant du concepteur de l'objet (ingénieur, chercheur, etc.) au gestionnaire de ce dernier (collectivité, technicien, entreprise, etc.). Ces fabricants construisent et permettent la vie en ville grâce aux objets et/ou dispositifs qu'ils estiment nécessaires (quelles que soient les raisons et justifications

Figure 1 : Les TA regroupent une large palette d'ouvrages : bassins, filtres plantés de roseaux, noues, etc. construits de manière différente dans des environnements divers (source S. Ah-leung).



avancées). Les « publics », quant à eux, qualifient l'ensemble des personnes susceptibles d'être confrontées aux dispositifs dans l'espace public.
Ces problèmes d'appropriation se caractérisent par une utilisation des TA à des fins non prévues et peuvent engendrer des dysfonctionnements. Par exemple, dans le cas d'un bassin de rétention des eaux pluviales, l'attrait lié à l'eau combiné à des périodes de fortes chaleurs peut entraîner des publics à entrer et nager à l'intérieur du bassin. Se faisant, le public peut endommager l'ouvrage, notamment en déchirant le géotextile recouvrant le fond du bassin. Cette détérioration peut engendrer un dysfonctionnement de l'ouvrage et d'éventuels risques de contamination de la nappe phréatique. Il est donc important de comprendre les réactions et comportements des publics vis à vis de ces aménagements. L'objectif est d'adapter le cahier des charges de ces ouvrages pour à la fois améliorer leur réception et leur intégration dans l'espace public, mais également pour en limiter les usages incompatibles.

Que nous apprennent ces observations ?

L'observation des comportements résultant des relations entre publics et TA a permis de constater un certain nombre d'éléments relatifs aux activités, aux publics et à l'installation des TA en milieu urbain.

De multiples utilisations des TA par les publics

Les dispositifs de gestion des eaux pluviales semblent susciter de multiples comportements dont l'intensité et la diversité diffèrent selon les dispositifs étudiés (tableau 1). Ces comportements peuvent être associés à plusieurs activités (sportives, ludiques, etc.) et varient en fonction de nombreuses variables : mineures (les saisons, les conditions météorologiques, la localisation, etc.) et majeures, comme le type de public ou encore la composition et le type de dispositif. Par exemple, les bassins de rétention et/ou d'infiltration semblent susciter davantage de comportements que les autres types de techniques alternatives. Les frontières entre ces catégories ne sont pas étanches et certaines différenciations peuvent poser question : par exemple, lorsqu'un groupe d'enfants joue avec un ballon, est-ce un comportement découlant d'une activité sportive ou bien d'une activité ludique ? Ainsi, ce classement dispose d'une part de subjectivité et le classement d'une activité dans une catégorie se fait donc à l'appréciation de l'observateur en fonction des situations d'action observées sur le terrain.
Les dispositifs de gestion des eaux pluviales représentent

Tableau 1 : Principaux comportements observés sur les TA.

Types d'activités	Sous-types	Principaux comportements observés
Loisirs	Sociabilité	Badiner, se retrouver, discuter
	Sportives	Courir, faire du badminton, de l'apnée, de la moto, du canoë, du cheval, du roller, du skate, du vélo, du volley, de la trottinette ; jouer à la pétanque, au football, au golf, au rugby, au tennis ; nager, pêcher, plonger
	« Ludiques »	Aller chercher le ballon dans les bacs, jouer avec les cailloux, creuser des trous, glisser sur les pentes, grimper, jeter des objets, jouer à l'élastique, jouer au ballon, jouer avec des morceaux de fer, jouer avec le caillebotis, jouer avec la végétation ou les infrastructures, marcher sur les gabions, observer les exutoires, récupérer des algues, se cacher
	De nature	Bronzer, contempler le paysage, jeter des cailloux, jouer avec les animaux sauvages, nourrir les animaux sauvages ou errants, observer les animaux, pique-niquer, prendre des photos, ramasser des cailloux, s'allonger dans l'herbe, tremper ses pieds dans l'eau, faire du feu
	Autres « loisirs »	Ecouter de la musique, fumer, s'allonger sur les bancs, s'asseoir sur les éléments d'infrastructure, taguer
Domestiques	Liées aux enfants	Faire marcher les enfants sur les gabions, surveiller les enfants
	Liées aux animaux	Enterrer les animaux domestiques, jouer avec ou promener son animal de compagnie
	Liées aux tâches ménagères	Battre des tapis de voiture, étendre son linge
Professionnelles		Travailler, réviser, écrire, lire, lire les panneaux
Liées aux déplacements		Faire du quad, du scooter, du vélo, garer son véhicule ou son vélo, se promener, traverser
Liées aux besoins physiologiques		Se reposer, se restaurer
Illégales ou inappropriées		Endommager la végétation, endommager les clôtures, faire des feux d'artifices, retirer des cailloux, sauter sur les éléments d'infrastructure, jeter des branches ou des cailloux, boire des boissons alcoolisées, casser de éléments de l'infrastructure, faire nager son chien dans les bassins, faire du feu pour cuisiner, avoir des rapports sexuels, jeter des déchets, acheter/vendre des cigarettes ou du haschich, traverser les espaces verts en véhicule motorisé, uriner

Comment sont observés ces pratiques et usages ?

L'enquête est basée sur de l'observation directe in situ se déroulant à tous moments de la journée. Elle a été réalisée pendant dix-huit mois sur douze sites différents et quatre types de TA. Cette méthode nous a permis de collecter des comportements avec une modification minime du cours de l'action. De plus, l'observation a été couplée avec une prise de photos systématisée dans le but de figer les comportements observés (figure 2).
L'aide de l'OTHU a été précieuse dans la sélection des sites à enquêter grâce notamment à une base de données et à la connaissance, par les chercheurs et les praticiens, des différents sites de la métropole lyonnaise. Les retours d'expérience provenant d'études actuelles ou antérieures locales ou nationales ont permis d'adopter la méthodologie adéquate.

donc pour les publics des lieux de sociabilisation, de jeux et de détente. Toutefois, l'activité sociale présente n'est pas spécifique à ce type de dispositif : des activités similaires peuvent être observées dans d'autres espaces qui n'en sont pas pourvus.

Les caractéristiques des publics ont une influence sur les comportements observés

Les publics ne constituent pas une entité homogène lisse, ils se caractérisent à travers différents critères qui jouent un rôle dans les fluctuations observées au sein de l'activité sociale. Cette diversité est qualifiée à travers trois critères : l'âge, le genre et la configuration.
Tout d'abord, nous pouvons constater qu'une partie des comportements est observable sur la totalité des publics. En effet, des comportements comme promener son animal de compagnie ou se restaurer ne sont pas attribués à un type de public en particulier. De même, le fait d'être un homme ou une femme n'a qu'une influence mineure sur le nombre et le type de comportements (à l'exception des enfants où les différences sont assez nettes entre garçons et filles). En revanche, lorsque l'on considère la répartition des comportements par âge, des différences apparaissent en termes de diversité mais aussi de nature. Les enfants présentent des comportements plus nombreux et plus variés que les autres catégories d'âges. Enfin, l'étude des configurations (réalisation d'activités seul, à deux ou en groupe) montre que lorsque les individus sont seuls, leurs comportements sont plus nombreux et plus diversifiés. Chacune de ces caractéristiques semble façonner l'activité sociale liée aux objets de nature et explique en partie les différences pouvant exister entre deux dispositifs techniques disposant des mêmes aménagements.

Différencier « usages » et « pratiques »

Les comportements observés peuvent se classer sous deux catégories : ceux ayant été prévus par les fabricants (usages) et ceux n'ayant pas été anticipés (pratiques). Certaines pratiques sont récurrentes et s'observent sur toutes les TA (nourrir les animaux sauvages, jeter des cailloux dans l'eau, arracher des plantes, etc.) tandis que d'autres semblent être davantage occasionnelles (faire des feux d'artifice, faire nager son chien, avoir des rapports sexuels, etc.) ou contextuelles (par exemple, jet de déchets liés à un événement culturel). Ce sont principalement ces pratiques qui peuvent potentiellement causer des dommages physiques aux dispositifs techniques, porter atteinte à leur réputation et en altérer le fonctionnement ; engendrant ainsi une demande d'intervention des fabricants. Néanmoins, toutes les pratiques ne provoquent pas nécessairement des externalités négatives pour leurs fabricants.

Observées à des intensités différentes sur la plupart des TA, les pratiques ont été davantage recensées chez les enfants et adolescents de sexe masculin que chez les autres publics. Bien qu'il n'y ait pas de corrélations directes entre un dispositif technique précis et l'existence de ces pratiques, nous pouvons néanmoins constater que certains types de TA suscitent plus de pratiques que d'autres. Par exemple, les filtres plantés de roseaux ou encore les bassins de rétention ou d'infiltration qui amènent beaucoup de pratiques ludiques ou de nature (arracher des plantes, se baigner dans les bassins, etc.)

Des facteurs favorisant l'apparition de pratiques pénalisantes

Les pratiques ne sont ni associées à un type de TA, ni associées de façon systématique à un type de publics ou à un type d'environnement d'implantation. Elles découlent principalement de la manière dont chaque individu envisage l'utilisation des dispositifs présents dans son environnement à travers l'atteinte d'objectifs qui lui sont propres. Par exemple : utiliser les TA comme espace de dépôt d'ordures parce que « C'est quand même plus près et plus facile que d'aller à la déchetterie, on n'a pas à faire la queue » ou utiliser les TA comme terrain de jeu parce que « Sauter les clôtures (du dispositif technique), c'est un peu le défi ! C'est pour voir si on en a ! » (photo 1).

Toutefois, les observations ont permis de mettre en exergue quelques facteurs pouvant expliquer une plus forte présence des pratiques sur certains sites.

Photo 1 : Exemple de pratique où des individus s'introduisent dans un dispositif technique. Le but ici est de relever un défi : celui de s'introduire dans un espace clos et de récupérer un objet comme preuve validant le défi, une poignée de roseaux dans le cas présent (Sébastien Ah-leung, 2013).



Figure 2 : L'observation directe comme méthodologie principale (Sébastien Ah-leung, 2014).





source : IGN, BD Ortho® 2011

Observatoire photos
Zone d'observation prioritaire (Z1)
Zone d'observation secondaire (Z2)
Flux observés
Flux supposés à partir des traces

Les TA se composent d'un nombre important d'éléments techniques. Parmi ces éléments, certains suscitent très peu de pratiques tandis que d'autres en suscitent énormément. C'est par exemple le cas des clôtures, des éléments en bois, des panneaux ou encore des fossés. La présence de ces différents éléments sur un site engendre systématiquement sur les sites qui en sont dotés, des pratiques pouvant potentiellement causer des problèmes de gestion. Outre la composition des TA, leur aspect joue aussi un rôle important : les dispositifs peu entretenus ou ayant l'air peu entretenus ont tendance à susciter plus de pratiques que les autres, notamment les jets d'ordures.

Informer et sensibiliser le public permet de limiter ces pratiques

Outre les aspects techniques favorisant les pratiques, la manière dont le projet d'installation des TA est mené joue également un rôle. Globalement, les projets ayant intégré les publics tout au long du processus de conception des techniques alternatives font état d'un nombre de pratiques limité. En effet, les publics se sentent intégrés au projet et peuvent ainsi discuter avec les fabricants et comprendre l'intérêt que constitue l'intégration d'une TA dans leur environnement. De même, les projets de TA qui intègrent des panneaux explicatifs, des campagnes d'information et/ou des visites, engendrent généralement moins de pratiques.

En Bref...

En intégrant l'espace public, les techniques alternatives semblent susciter auprès des publics de multiples comportements. Ces derniers peuvent être de différents types (sportifs, ludiques, professionnels, etc.) et varient en fonction des caractéristiques des publics (sexe, âge, etc.).
Tous les comportements n'ont pas le même impact sur les TA. Certains d'entre eux peuvent endommager les dispositifs techniques et entraîner des dysfonctionnements. Ces comportements pénalisants peuvent dans certains cas être favorisés par des facteurs techniques (clôture autour des TA) ou organisationnels (fréquence d'entretien). Ils peuvent être limités en mettant en place une participation active du public en amont du projet et une communication efficace sur le terrain.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **AH-Leung S.** *Les objets de nature : Quelle(s) place(s) dans la ville ? Conditions d'appropriation des dispositifs de gestion des eaux pluviales de la métropole lyonnaise.* Thèse de doctorat, INSA de Lyon, 2017, 556 p. - lc.cx/ahleung2017

1.6

L'épineuse question de l'entretien des techniques alternatives : mythe ou réalité ?

Nina Cossais, Université de Tours CITERES/Université de Lyon EVS, Métropole de Lyon - Frédéric Cherqui, INSA Lyon/Université Lyon 1

Les premiers ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales ont, pour certains, plus de trente ans maintenant. Au-delà des problématiques du nettoyage et de l'entretien régulier de ces ouvrages, se pose désormais la question de leur vieillissement et de leur gestion sur le long terme.

La nécessaire mise en œuvre d'une gestion patrimoniale des ouvrages de gestion des eaux pluviales

La question de l'entretien des ouvrages de gestion des eaux pluviales semble se poser de plus en plus ces dernières années. Du fait notamment de patrimoines déjà anciens au sein des collectivités territoriales, la question inquiète. Elle serait même, pour certains, un frein à l'adoption des techniques alternatives (TA).

Déjà-vu, diront les plus anciens. Il y a peu, la question de la conception et du dimensionnement de ces ouvrages a fait couler beaucoup d'encre. C'était également un frein majeur à leur adoption. Aujourd'hui, la conception est beaucoup mieux maîtrisée et il existe même des outils en ligne[1] pour faciliter le prédimensionnement des ouvrages.

La problématique de l'entretien se pose à plus ou moins long terme. À court terme, les différents acteurs s'interrogent sur la nature, la fréquence et la répartition des tâches d'entretien. À long terme, la maintenance des aménagements nécessite de mettre en place une organisation inédite. Il est vrai que la gestion patrimoniale des aménagements de gestion des eaux pluviales ne fait que commencer pour de nombreuses collectivités. Les grands principes sont connus : recenser et connaître son patrimoine ; mesurer les performances du système ; investiguer les ouvrages, évaluer leur état de santé et leurs impacts potentiels ; planifier les actions et donc définir des priorités ; réhabiliter les ouvrages, contrôler la qualité pendant et à l'issue des travaux ; améliorer les connaissances.

Nous proposons ici des éléments pour guider les collectivités dans la mise en place d'une gestion patrimoniale. L'ensemble de ces éléments sont en lien avec des travaux passés ou présents de l'OTHU. Les travaux futurs et les retours d'expérience permettront progressivement de combler les lacunes actuelles.

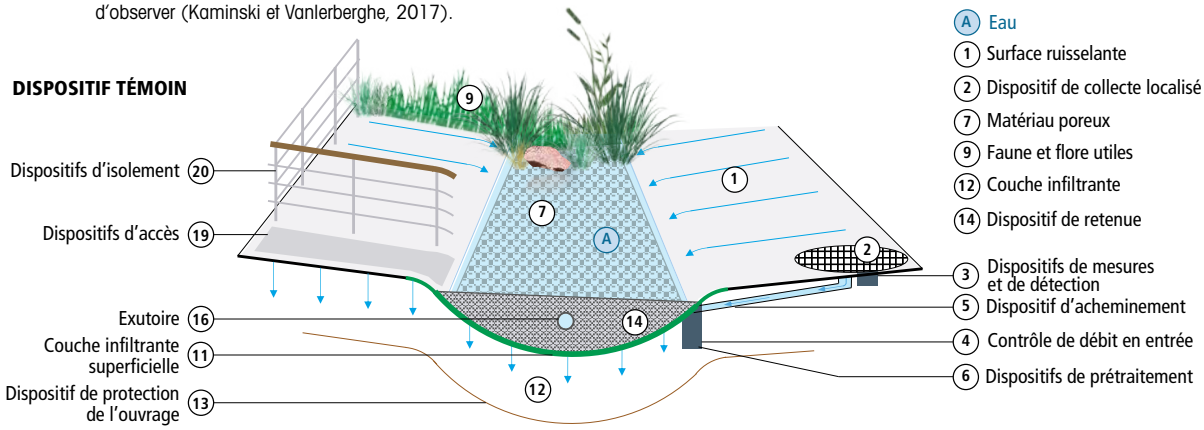
Comment commencer ?

L'étape de recensement (inventaire, descriptif détaillé, éléments constitutifs…) est particulièrement importante ici. Les ouvrages de gestion des eaux pluviales ont été et sont encore très mal répertoriés par les collectivités, même si certaines ont démarré ce travail. Le recensement se traduit souvent par l'introduction des ouvrages sur une couche spécifique du Système d'Information Géographique (SIG) de la collectivité. Il permettra potentiellement de suivre l'évolution des performances des ouvrages et de mieux coordonner les interventions, tout en stockant les données d'exploitation. En effet, différents corps d'état étant susceptibles d'intervenir dans la construction des TA (génie civil, VRD, espaces verts), leur intégration dans le SIG est souvent incomplète ou insuffisamment partagée entre les services. Ceci conduit parfois à leur dégradation pour la mise en place d'équipements, comme des mâts supports de luminaires ou de câbles de tramway.

La description de chaque ouvrage implique d'inclure au minimum : des plans de l'ouvrage ; la liste de ses composants ; les hypothèses de dimensionnement. La figure 1 montre la diversité des composants que l'on peut rencontrer dans un aménagement.

[1] Comme par exemple www.parapluie-hydro.com, https://ewater.org.au/products/music ou www.pcswmm.com

Figure 1 : Ouvrage fictif de gestion des eaux pluviales, contenant l'ensemble des composants qu'il serait possible d'observer (Kaminski et Vanlerberghe, 2017).



Pour chaque ouvrage, il est également nécessaire de mettre en place un carnet de suivi précisant les opérations régulières d'entretien, les services en charge de ces opérations ainsi que leur périodicité. Ce carnet précisera également les contrôles à effectuer et les actions à entreprendre ou les services à contacter en cas de dysfonctionnement observé. Le couplage de ces informations avec le SIG permettra d'envisager un meilleur suivi dans le temps.

La répartition des tâches d'entretien

Au sein de la métropole de Lyon, la question de l'entretien et de la maintenance des ouvrages, mais aussi d'une meilleure prise en compte de ces aspects dès la conception de l'aménagement, ont fait l'objet du projet interne Ville Perméable (2015-2017). Une thèse en aménagement et urbanisme, réalisée dans ce cadre, est en cours (Cossais, 2021). Elle vise à analyser les facteurs organisationnels liés au développement des techniques alternatives et se focalise notamment sur l'entretien et la maintenance. L'observation-participante auprès des équipes d'entretien permet de mieux comprendre les enjeux auxquels les services concernés sont confrontés et leur compatibilité ou non avec la gestion des eaux pluviales.

La nature, la répartition et la fréquence des tâches d'entretien ont été observées sur le territoire de la métropole lyonnaise. Elles font l'objet de différentes configurations : il n'y a pas de règle systématique. Les tâches ont été catégorisées en fonction de leur service de rattachement historique. Par exemple C1 (nettoyage de surface, grilles et avaloirs) et C2 (ramassage des déchets) sont traditionnellement affectées aux cantonniers, au service du nettoiement. Les différentes configurations possibles concernant la répartition des tâches par type d'ouvrage sont présentées dans la tableau 1.
L'analyse de ces configurations révèle tout d'abord que certaines tâches apparaissent comme « inhabituelles » pour certains services (elles ne relèvent pas de leurs spécialités historiques) : la tonte ou la fauche pour le service nettoiement, le ramassage des déchets dans les bassins clôturés par les égoutiers, le décolmatage des revêtements poreux par les services de voirie, etc. Deuxièmement, des différences importantes sont constatées dans le nombre de services impliqués, selon le type d'ouvrage considéré. Les bassins d'infiltration fermés au public, qui sont clôturés, ne font intervenir que les égoutiers. À l'opposé, les noues végétalisées peuvent concerner quatre services différents. Enfin, les entretiens informels réalisés sur le terrain montrent que les tâches inhabituelles sont très souvent sous-traitées à une entreprise, repoussées ou insuffisamment réalisées (Cossais, 2019).

Tableau 1 : Configurations possibles pour la répartition des tâches d'entretien des ouvrages de gestion des eaux pluviales à la Métropole de Lyon en 2016 (Cossais, 2019).

		Nettoiement	Assainissement	Espaces verts	Voirie
Puits d'infiltration		**C1** Nettoyage de surface grilles et avaloirs (au besoin)	**E1** Entretien d'ouvrages hydrauliques (au besoin) + **E2** Curage ou décolmatage (au besoin)	–	–
Tranchée drainante				–	–
Noue	**enherbée**	**C1** **C2** Ramassage des déchets (selon salissures et attentes) **J1** Tonte/fauche (1 à 4 fois/an)		–	**E2**
	paysagée	**C1** **C2**		**C2 / J1** **J2** Tous les végétaux (env. 1 à 2 fois/an) **J3** Déserbage (au besoin) **J4** Arrosage	
Bassin enterré		**C1**	**E1**	–	–
Bassin à ciel ouvert	**clôturé**	–	**E1 / E2 / C2 / J2** **D1** Déserbage (au besoin) **E3** Autosurveillance	–	–
	accessible au public	**C1** **C2**	**E1 / E2 / E3**	**C1 / C2** **J1 / J2 / J3 / J4**	–
Revêtement poreux		**C2 / J3** **V2** Entretien revêtement	–	–	**V1** Réparation revêtement **V2 / E2**

Pourquoi cela semble si compliqué ?

La principale difficulté est ici d'adapter les principes de la gestion patrimoniale à un continuum de techniques (de forme et composition très variables) plus souvent « naturel » (sol, végétation, eau) que construit (béton, acier, etc.), comme l'illustre la photo 1.

La deuxième difficulté est d'adapter la maintenance aux fonctions remplies par l'ouvrage, ces fonctions pouvant être très diverses : hydrauliques, hydrologiques, sanitaires, environnementales, sociales (voir Question 1.1 : *Pourquoi et comment gérer les eaux pluviales aujourd'hui ?*). Prenons par exemple la tonte de la pelouse : si l'ouvrage est support d'activités récréatives, il sera souhaitable de procéder à une tonte fréquente ; si par contre l'objectif est d'encourager la biodiversité, le minimum d'intervention sera prescrit.

Ainsi, il est nécessaire de pouvoir adapter les investigations et les niveaux de performance. Suivant la situation de chaque ouvrage (en entrée de ville, en zone industrielle, près d'une école, etc.), le niveau de performance attendu pourra être différent. Par exemple une noue en entrée de ville a un rôle vitrine et sa végétation doit être régulièrement inspectée et maintenue (à la différence d'une noue qui serait au fond d'une zone industrielle), ou bien un ouvrage près d'une zone vulnérable aux débordements (près d'une crèche par exemple) ne sera pas surveillé pareil qu'une zone peu vulnérable (telle qu'un parking).

La troisième difficulté porte sur les équipes chargées de la maintenance de ces aménagements. Ces équipes doivent être formées spécifiquement pour comprendre le fonctionnement de ces ouvrages (et ainsi identifier les situations de dysfonctionnement). Suivant le type d'aménagement concerné, les équipes mobilisées peuvent également être différentes (tableau 1). Ainsi il devient primordial de définir les responsabilités et les actions de chacun.

Plusieurs pistes de recherche pour améliorer la gestion des ouvrages

La maintenance des ouvrages de gestion des eaux pluviales est une problématique émergente très récente, et de nombreuses pistes de recherche sont ouvertes, directement en lien avec les difficultés soulevées précédemment. Une partie de ces recherches peut s'appuyer sur l'expérience de la gestion patrimoniale d'autres ouvrages comme les réseaux d'assainissement ou les digues.

Une première piste de travail concerne la définition précise des performances attendues par ces ouvrages et la formulation d'indicateurs permettant de mesurer ces performances. Ces travaux ont été initiés par le programme de recherche Ecopluie et la thèse de Priscilla Moura (2008). Ils se sont poursuivis au sein du programme de recherche MicroMegas.

La deuxième piste porte sur la mise au point de fiches d'inspection des ouvrages afin de fournir à la personne en charge du suivi des ouvrages des éléments permettant d'apprécier le fonctionnement de l'ouvrage. Ces travaux s'inscrivent dans le cadre du projet MicroMegas (précédemment cité) et du projet européen Mind4Stormwater.

Photo 1 : Exemple d'ouvrage de gestion des eaux pluviales : des jardins de pluie, Meyzieu (source N. Cossais).



L'étape suivante est d'envisager des solutions de suivi systématique et automatisé des ouvrages permettant de fournir des alertes en cas de dysfonctionnement. Ce travail s'inscrit notamment dans la continuité de l'observatoire de l'OTHU et des nombreuses données acquises.

Des retours d'expérience contrastés

L'exemple de Melbourne en Australie, où un audit des ouvrages construits a été réalisé en 2017, nous incite à conserver une certaine vigilance. L'audit, effectué dans le cadre du programme Living Rivers (rivières vivantes) et financé par Melbourne Water, portait sur 95 ouvrages : 57 jardins de pluie, 25 fosses d'arbres et 13 zones humides. L'étude a conclu que 75 % des systèmes de biofiltration ou des fosses d'arbres ne fonctionnaient pas correctement. Pire, 25 % de ces ouvrages dysfonctionnent et sont susceptibles d'avoir un impact négatif sur la gestion de l'eau. La première cause de dysfonctionnement concerne l'arrivée d'eau, d'abord pour des problèmes de conception, ensuite pour des défauts d'entretien, et enfin à cause de problèmes de construction.

Cependant, si cet exemple nous incite à la prudence, les cas australiens et français ne peuvent pas être comparés facilement. Premièrement, l'assainissement australien repose très largement sur un système séparatif. Les objectifs des ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales y sont donc prioritairement qualitatifs, avec des ouvrages relativement fragiles. Deuxièmement, l'organisation des collectivités y est très différente.

Pour le cas du territoire lyonnais, il convient de noter que malgré le faible entretien (ou l'absence d'entretien) de nombreux ouvrages pendant plusieurs décennies, les premières observations, réalisées notamment dans le cadre du projet Ville Perméable, laissent penser que ces ouvrages sont assez résilients. De plus, la majorité des opérations d'entretien sont assez simples et ne nécessitent par une expertise avancée. Elles peuvent donc globalement être réalisées par les services habituellement chargés de la gestion de l'espace public, sous réserve d'une coordination satisfaisante.

Dans le cas de l'aménagement du site de la Porte des Alpes à Saint-Priest[2], des suivis systématiques ont été pensés dès la création des ouvrages. Des bilans globaux sur trois lacs qui servent de bassins en eau de rétention des eaux pluviales, portant notamment sur la biodiversité qu'ils accueillent, ont été établis dans cet esprit tous les cinq ans. Ces suivis portent sur les espèces végétales, piscicoles et sur la qualité physico-chimique de l'eau et des sédiments. Leur réalisation est de la responsabilité de la métropole de Lyon et les résultats sont partagés entre les équipes de conception et d'exploitation mais également avec les associations partenaires. Ces suivis permettent de faire évoluer en permanence les pratiques de gestion du site pour maintenir la diversité biologique et l'équilibre de ce nouvel écosystème et pour préserver le fonctionnement hydraulique des ouvrages. Le développement écologique des lacs est qualifié de remarquable par l'ensemble des associations de sauvegarde de la faune et de la flore (Sibeud et Mazereel, 2007).

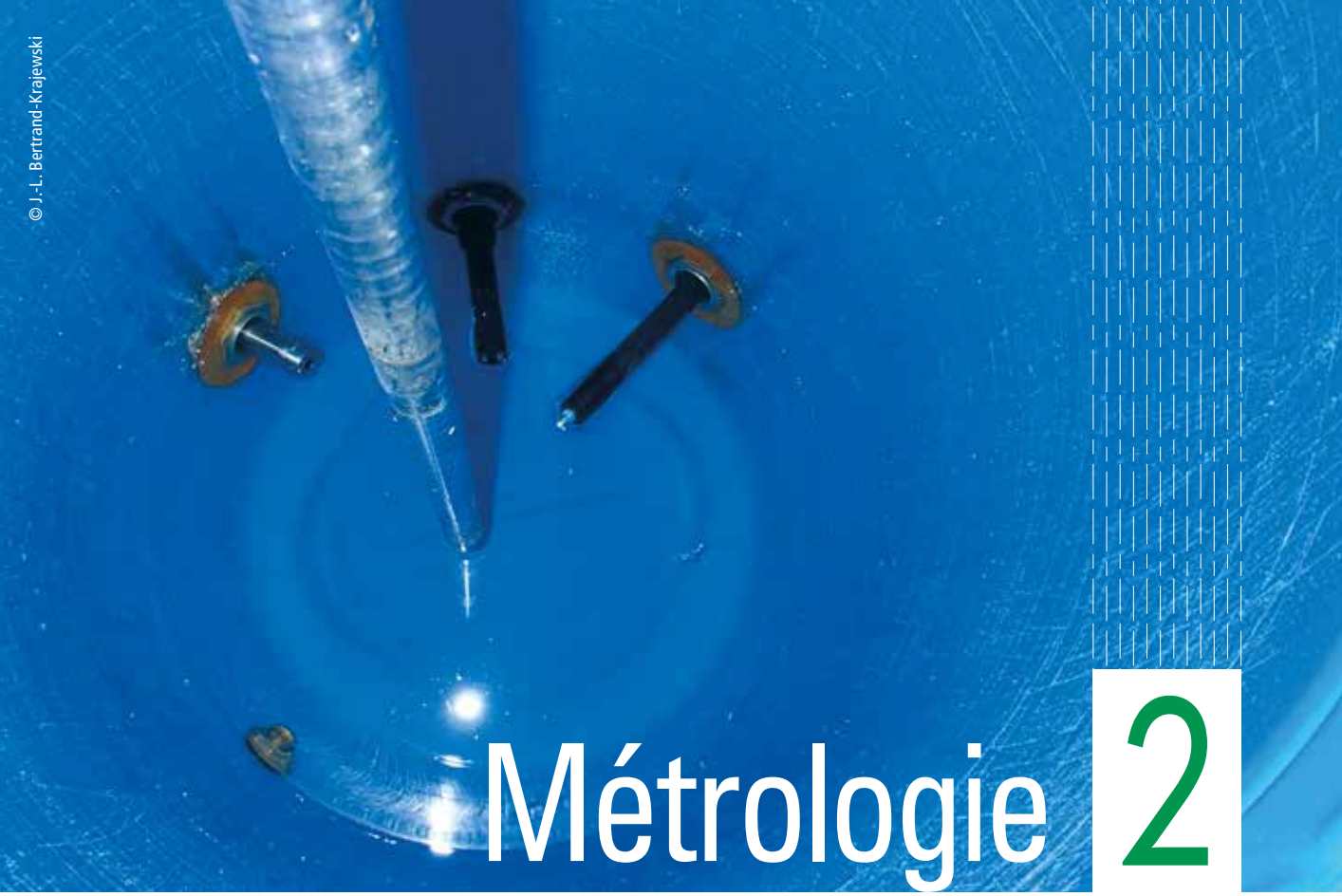
[2] Voir lc.cx/portedesalpes, fiche produite par l'Observatoire des opérations exemplaires pour la gestion des eaux pluviales du Graie : www.graie.org/portail/animationregionale/techniques-alternatives

En Bref...

La préoccupation de la gestion sur le long terme des techniques alternatives est croissante. Elle s'explique à la fois par le vieillissement des ouvrages et par la complexité de leur gestion, liée à la diversité des ouvrages, de leurs statuts et des acteurs concernés. Cette thématique est en plein essor et il existe désormais des outils et stratégies à mettre en œuvre pour une gestion patrimoniale efficace de ces ouvrages. Plusieurs villes se lancent actuellement dans cette démarche.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Cossais N.,** (2019) *Les rôles différenciés de l'organisation des collectivités dans la fabrique de la ville perméable. La généralisation du contrôle à la source des eaux pluviales à la métropole de Lyon.* Thèse de doctorat en Aménagement de l'espace et Urbanisme, Université François-Rabelais de Tours, 616 p.
- **Barraud S., De Becdelièvre L.** (coord.)**, Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y., Winiarski T., Bacot L., Brelot E., Soares I., Desjardin-Blanc V., Lipeme Kouyi G., Malard F., Mermillod-Blondin F., Gibert J., Herbreteau B., Clozel B., Gaboriau H., Seron A., Come J.-M., Kaskassian S., Verjat J.-L., Bertrand-Krajewski J.-L., Cherqui F.,** (2009). *L'infiltration en questions : recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain.* Guide édité dans le cadre du projet ECOPLUIES – ANR PRECODD - lc.cx/ecopluies
- **Chocat B., Insa de Lyon et le groupe de travail « Eaux pluviales et aménagement » du Graie** (2014 actualisé en 2020). *Les objets de nature : Quelle(s) place(s) dans la ville ? Conditions d'appropriation des dispositifs de gestion des eaux pluviales de la métropole lyonnaise.* Note sur les techniques alternatives, Graie, 58 p. - lc.cx/graietechniquesalternatives



© J.-L. Bertrand-Krajewski

Métrologie 2

L'OTHU est un observatoire. Observer nécessite des dispositifs métrologiques spécifiques pour mesurer les grandeurs auxquelles s'intéresse l'observateur, avec des exigences définies quant à la qualité et la disponibilité des données. En hydrologie urbaine, les échelles spatiales d'observation vont de quelques dizaines de m^2 pour les techniques de gestion à la source des eaux pluviales à quelques km^2 pour les bassins versants urbains séparatifs ou unitaires. Les échelles de temps vont de la minute pour mesurer l'intensité des précipitations au pluriannuel pour évaluer avec fiabilité l'efficacité des ouvrages de gestion et de traitement des rejets urbains de temps de pluie (RUTP).

Les travaux de l'OTHU ont permis de progresser en métrologie sur de nombreux aspects, dont certains sont présentés dans ce chapitre. Il s'agit en premier lieu d'adapter les dispositifs métrologiques aux échelles de temps et d'espace pertinentes pour chaque site de mesure, ainsi qu'aux gammes des grandeurs à mesurer. Il s'agit ensuite de les faire évoluer régulièrement grâce aux connaissances et à l'expérience acquises, tant en réseau et sur les déversoirs d'orage que pour les techniques de gestion à la source. Les observations ayant montré l'extrême variabilité des rejets urbains de temps de pluie, il faut envisager les mesurages sur des longues durées pour obtenir des résultats représentatifs. Le mesurage en continu par des capteurs apporte une meilleure compréhension de la dynamique des phénomènes que les analyses sur échantillons qui restent néanmoins encore indispensables pour de nombreux polluants. Les grandeurs physico-chimiques ne donnant qu'une vision partielle des impacts des RUTP sur les milieux aquatiques, le monitoring biologique *in situ* est un complément indispensable. Enfin, adopter des pratiques métrologiques rigoureuses est nécessaire pour assurer la qualité et la disponibilité des données, de l'étalonnage des capteurs jusqu'à l'estimation des incertitudes.

2.1

Pourquoi, quoi et comment mesurer pour mieux comprendre le fonctionnement d'un bassin versant ?

Flora Branger, INRAE Lyon - Bernard Chocat, INSA Lyon

Les bassins versants urbains et périurbains sont des systèmes particulièrement complexes où se mêlent des composantes naturelles (cours d'eau, nappe, végétation) et artificielles (réseaux d'assainissement, ouvrages) du cycle de l'eau. Connaître, comprendre et modéliser les flux d'eau et de polluants nécessite donc de construire un réseau d'observations hydrologiques adapté dans le temps et dans l'espace ainsi que dans le choix des variables mesurées.

Le bassin versant, une notion fondamentale en hydrologie

Des phénomènes hydrologiques extrêmement complexes

Les phénomènes hydrologiques observables, par exemple les flux d'eau et de polluants observés en un point particulier suite à un événement pluvieux, constituent la résultante d'un très grand nombre de phénomènes élémentaires qui se déroulent simultanément et/ou séquentiellement et qui interagissent les uns avec les autres. Une pluie est constituée d'une multitude de gouttes et, en théorie, il devrait être possible de suivre individuellement chacune des molécules d'eau qui les composent de façon à comprendre comment elles interagissent entre elles et avec les autres composantes du milieu pour produire ces flux.

Les forces en jeu, du moins en hydrologie quantitative, c'est à dire pour les flux d'eau, sont relativement peu nombreuses : ce sont principalement celles dues à la gravité, aux interactions entre l'eau et l'atmosphère (condensation et évapotranspiration), et aux interactions entre l'eau et l'air dans les sols. Les hydrologues sont cependant confrontés à une difficulté irréductible : la complexité extrême du milieu physique où ces forces s'appliquent. En pratique, la surface et les couches de plus en plus profondes du sol ne peuvent en effet pas être décrites avec une précision suffisante pour pouvoir expliciter la genèse des flux comme une résultante de l'ensemble des forces élémentaires appliquées à des molécules d'eau.

Le bassin versant est l'échelle d'étude pertinente pour comprendre et modéliser

Il est donc nécessaire de raisonner à une échelle d'espace plus grande, conventionnellement celle d'un bassin versant élémentaire, généralement défini comme une portion de territoire de quelques hectares à quelques kilomètres carrés, possédant un ou plusieurs exutoire(s) vers le(s)quel(s) converge(nt) les flux étudiés. À cette échelle on peut alors appliquer une modélisation holistique (c'est à dire une modélisation globale) des phénomènes, sans nécessairement tenter de relier explicitement cette modélisation aux lois élémentaires qui régissent les écoulements à l'échelle microscopique. Ce n'est que lorsque les flux commencent à se concentrer dans un milieu suffisamment homogène pour être décrit simplement (une rivière, une conduite, une nappe…) que l'on peut utiliser efficacement un modèle dit à base physique. Le bassin versant est donc l'échelle à laquelle on souhaite connaître, comprendre et modéliser les flux d'eau et de polluants.

Pourquoi observer les bassins versants en milieu urbain et périurbain ?

Les bassins versants peuvent avoir des surfaces très variables. En milieu urbain et périurbain, on s'intéresse en général à des bassins de quelques dizaines de mètres carrés à plusieurs dizaines de kilomètres carrés. Souvent, selon les besoins de la recherche ou de l'étude, ils sont imbriqués les uns dans les autres. Le bassin versant le plus grand peut ainsi être décomposé en sous bassins versants, qui peuvent eux-mêmes être décomposés en sous-sous-bassins versants, etc. Dans tous les cas, il s'agit de systèmes complexes dans lesquels l'ensemble des composantes du cycle de l'eau sont en interaction, qu'elles soient naturelles (nappe, cours d'eau, végétation) ou artificielles (réseaux d'assainissement, ouvrages de gestion des eaux pluviales). La diversité de l'occupation des sols, allant de l'urbain dense aux zones agricoles et forestières dans le cas des bassins versants périurbains, ajoute encore de la complexité. C'est au niveau du bassin versant que l'on étudie les impacts sur le milieu, cours d'eau ou nappe, aussi bien d'un point de vue quantitatif (inondations, assèchement de cours d'eau, baisse de la nappe, érosion, incision, etc.) que qualitatif (concentrations et flux de polluants, qualité écologique du milieu). C'est aussi l'échelle à laquelle la gestion des eaux pluviales est réalisée, que les ouvrages de gestion soient centralisés ou qu'ils soient disséminés à travers le bassin.

Bien observer pour bien modéliser

La notion de bassin versant est toujours liée, de façon plus ou moins explicite, à celle de modélisation, que ce soit pour mieux comprendre les phénomènes et/ou pour mieux gérer le fonctionnement d'un ouvrage. La modélisation permet en particulier de quantifier les flux des différents compartiments hydrologiques du bassin (pluie, évapotranspiration, infiltration vers la nappe, ruissellement, écoulement dans le cours d'eau, etc.), utiles pour le dimensionnement d'ouvrages et/ou pour la réalisation d'études prospectives (changement climatique, évolution de l'occupation du sol, etc.). Ces modèles requièrent obligatoirement d'être construits, calés et vérifiés avec des données d'observation. C'est pourquoi il est important de

bien construire les réseaux d'observation hydrologiques à une échelle spatiale compatible avec celle à laquelle on souhaite construire les modèles de représentation des bassins versants. Les recherches de l'OTHU ont principalement porté sur la connaissance des flux d'eau produits par les bassins périurbains et sur les flux d'eau et de polluants produits par des bassins versants plus urbanisés.

Quelles variables mesurer ?

Si l'on s'intéresse uniquement aux flux d'eau, la démarche à adopter consiste à considérer le bilan hydrologique d'un bassin versant : entrées et sorties d'eau (figure 1). Les entrées principales sont la pluie et parfois les eaux usées dans le cas des réseaux unitaires. Les sorties principales sont l'évapotranspiration (qui regroupe l'évaporation de l'eau sur les surfaces et la transpiration des végétaux), et le débit à l'exutoire ou aux exutoires naturel(s) et artificiel(s) du bassin : cours d'eau, nappes souterraines et réseaux d'assainissement.

La pluie et les débits sont des variables que l'on peut mesurer à l'aide d'appareils d'usage courant (pluviomètres, capteurs de hauteur d'eau, débitmètres). Le mesurage de l'évapotranspiration est plus délicat et nécessite une instrumentation coûteuse qui n'est pas à la portée de collectivités ou de laboratoires non spécialistes. Cependant il est possible d'obtenir des chroniques d'évapotranspiration, issues de modèles spécialisés et disponibles sur l'ensemble du territoire français, auprès de Météo-France.
Le mesurage d'autres variables hydrologiques est utile pour avoir une idée plus précise de la répartition des flux à l'intérieur du bassin versant. On peut par exemple mesurer l'humidité du sol, à l'aide de sondes dédiées, et/ou la profondeur de la nappe, au moyen de sondes piézométriques. À la différence des variables précédentes, il ne s'agit pas de variables de bilan, mais de variables ponctuelles, la valeur mesurée à un endroit donné n'étant pas représentative de l'ensemble du bassin versant. Plusieurs points de mesure peuvent donc s'avérer nécessaires.
Le mesurage des flux de polluants est beaucoup plus difficile. Différentes grandeurs physiques (en particulier conductivité, pH, turbidité et température de l'eau) peuvent être mesurées assez facilement en continu à l'exutoire du bassin versant. Certaines autres grandeurs (MES, voire la DCO et l'azote) peuvent dans certains cas en être déduites. Cependant, dans la plupart des cas, il est nécessaire d'effectuer des prélèvements d'échantillons d'eau et de les analyser pour déterminer la concentration des polluants que l'on souhaite suivre. Ces prélèvements, ainsi que leur conservation et leur analyse, doivent être effectués dans des conditions rigoureuses si l'on veut être capable d'estimer les flux avec une incertitude acceptable.

À ces mesurages des flux sortant du bassin versant il est également nécessaire d'associer d'autres mesurages ponctuels :
- pour identifier l'origine des flux : composition de l'eau de pluie, contribution des retombées sèches ou des différents types de surfaces urbaines ;
- ou pour connaître l'efficacité des ouvrages de gestion : analyse des sédiments décantés ou de la qualité des eaux sous les ouvrages d'infiltration par exemple.

Comment mesurer ?

Dans le temps

Si l'on veut suivre le fonctionnement d'un bassin versant sur la durée et notamment réaliser des bilans, il est important de réaliser un suivi en continu, c'est-à-dire même par temps sec. Il convient donc de s'assurer de la possibilité et de la qualité des mesures même lorsqu'il ne pleut pas. Que ce soit en cours d'eau ou en réseau, cela conduit à l'installation de dispositifs métrologiques permettant de mesurer de manière fiable les débits de temps sec, même lorsqu'ils sont faibles (photo 1).
Un autre aspect important est le pas de temps d'acquisition de la donnée, qui doit être adapté à la taille et à la réactivité du bassin versant. Les bassins urbains ont en général des temps de réaction très courts, il faut donc être capable de descendre à la minute pour mesurer la pluie et les débits.

Dans l'espace

La stratégie de déploiement des mesurages dans l'espace doit avant tout tenir compte de la taille du bassin versant. Au-delà de quelques kilomètres carrés, il faut en général plusieurs

Figure 1 : Schéma synthétique des principaux termes du bilan hydrologique sur un bassin versant urbain ou périurbain. (Source : F. Branger, INRAE)

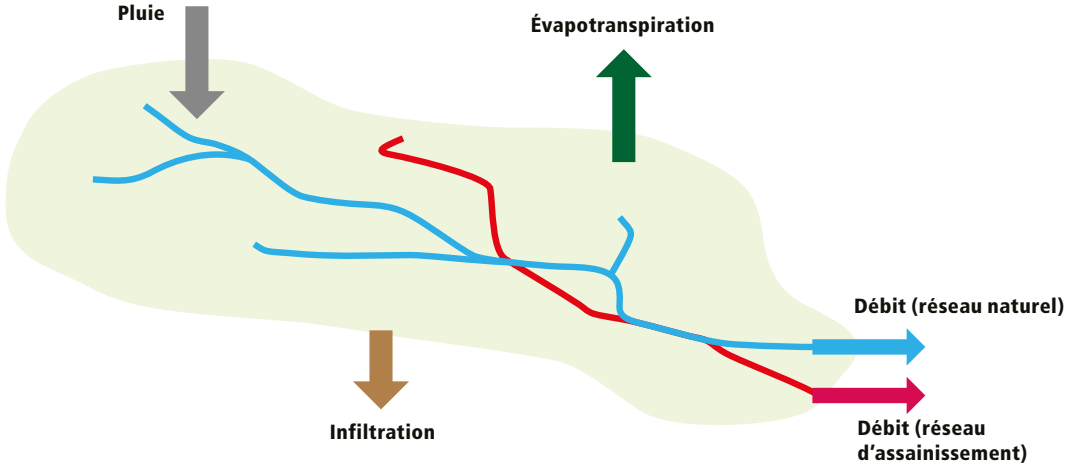


Photo 1 : Station hydrométrique du Ratier à Saint-Genis les Ollières sur le site OTHU du bassin versant de l'Yzeron. La station est équipée d'un seuil béton et d'un déversoir triangulaire pour une bonne qualité de mesure des bas débits (source : Mickaël Lagouy, INRAE, 2011).



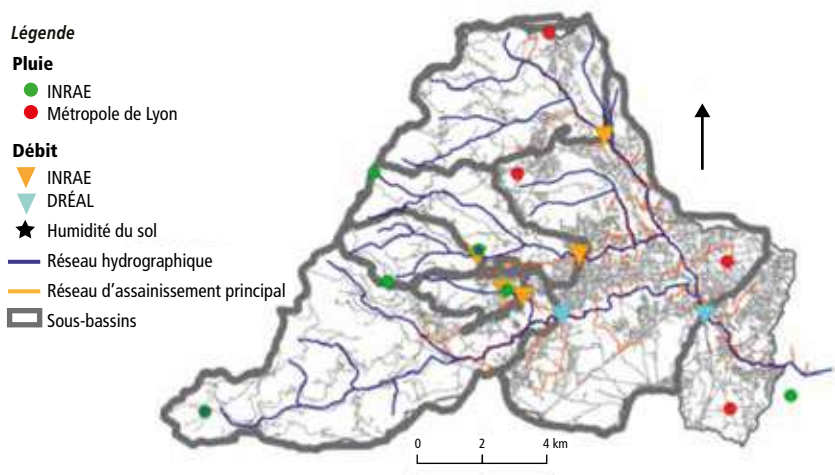
pluviomètres de façon à tenir compte de la variabilité spatiale de la pluie, surtout pour les événements convectifs de type orages d'été qui peuvent être très localisés. De ce point de vue, les radars météorologiques apportent une information spatialement distribuée très intéressante, en complément des pluviomètres au sol. Au niveau des débits, l'idée est aussi d'estimer la répartition des flux à l'intérieur du bassin versant, en déployant des mesures au niveau de différents sous-bassins. Ces sous-bassins peuvent être aussi choisis pour échantillonner différentes occupations du sol d'intérêt (rural/urbain, ou zone résidentielle/zone industrielle). Il faut également inclure les réseaux d'assainissement souterrains et instrumenter les principaux exutoires ou points de séparation des réseaux lorsque cela est possible.

L'instrumentation des bassins versants suivis par l'OTHU

Bassin périurbain de l'Yzeron: une meilleure connaissance des flux d'eau

20 ans d'observation par l'OTHU ont permis de mettre au point une stratégie de mesure adaptée sur le bassin versant

Figure 2 : Instrumentation en 2020 pour le suivi des flux d'eau sur le site OTHU du bassin versant de l'Yzeron. Les décalages dans les contours des sous-bassins sont dus à la modification des zones drainées par le réseau d'assainissement.



périurbain de l'Yzeron (150 km²). Plusieurs petits bassins versants, aux occupations du sol contrastées, ont été instrumentés, comme les sous-bassins du Mercier (forêt et cultures) et de la Chaudanne (cultures et périurbain). Puis les autres stations ont été positionnées de façon à instrumenter les principaux affluents de l'Yzeron (Ratier, Charbonnières) et à emboîter les bassins versants les uns dans les autres (figure 2). Six pluviomètres de recherche, complétés par quatre pluviomètres de la métropole de Lyon, fournissent une vision spatialisée de la pluie sur le bassin. Ces données sont utilisées pour alimenter et évaluer des modèles hydrologiques distribués, représentant la variabilité spatiale des occupations du sol, des sols et des réseaux.

Bassins urbains : une meilleure connaissance des flux de polluants

Dans le cas des bassins versants urbains, les travaux de l'OTHU ont principalement apporté une bien meilleure connaissance des flux de polluants produits par temps de pluie : concentrations, flux événementiels ou annuels, origines, devenirs dans le réseau et dans les ouvrages. Au-delà des indicateurs classiques (MES, DCO, DBO, hydrocarbures, azote, etc.), des avancées très importantes ont été faites sur de nombreux micropolluants (métaux, HAPs, pesticides, etc.). Les approches mises en œuvre ont permis d'obtenir des valeurs moyennes et d'évaluer les incertitudes.

En Bref…

Il est important de disposer d'un réseau de mesure fiable pour étudier le fonctionnement des bassins versants. Le mesurage de la pluie et des débits en continu à des pas de temps adaptés est indispensable. Le mesurage en continu de grandeurs physiques, comme la turbidité, permet de réduire les incertitudes sur les flux de nombreux polluants. Il faut également prendre en compte la dimension spatiale, notamment en installant si nécessaire plusieurs pluviomètres et en déployant une stratégie de sous-bassins emboîtés pour le mesurage des débits et des flux polluants.

Point de vocabulaire :
Mesurage : Ensemble d'opérations ayant pour but de déterminer une valeur d'une grandeur.
Mesurande : Grandeur particulière soumise à un mesurage.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Perrault P.** (1674). *De l'origine des fontaines* – Pierre Le Petit, Imprimeur, Paris, 1674, 59 p. (Référence historique : le premier bilan hydrologique connu sur le bassin de la Seine) - lc.cx/perrault1674
- **Braud I., Breil P., Thollet F., Lagouy M., Branger F., Jacqueminet C., Kermadi S. & Michel K.** (2013). *Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France.* Journal of Hydrology, 485, 5-23, doi:10.1016/j.jhydrol.2012.04.049 - lc.cx/braud2013

2.2

Pourquoi le suivi métrologique de long terme de la qualité des rejets urbains par temps de pluie est-il nécessaire ?

Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

En milieu urbanisé, les rejets des réseaux séparatifs d'eau pluviale et des déversoirs des réseaux unitaires sont une source de contamination importante des eaux de surface. De nombreux exploitants de réseau d'assainissement et gestionnaires de milieux naturels réalisent des campagnes de mesures afin de quantifier et qualifier ces rejets polluants. Mais, contrairement aux pratiques bien ancrées, le mesurage de quelques événements pluvieux pris au hasard ne suffit pas pour caractériser de manière fiable et représentative les flux polluants, et peut même aboutir à des conclusions biaisées.

Les faits

Les concentrations et flux de polluants par temps de pluie sont très variables et imprévisibles

La qualité des rejets urbains de temps de pluie, c'est-à-dire les concentrations et flux de polluants qu'ils transportent, est caractérisée par sa très grande variabilité, à la fois d'un événement pluvieux à un autre, et au sein même des événements pluvieux. Ils se différencient ainsi des eaux usées domestiques qui, dans la plupart des cas, présentent une régularité marquée des débits et des concentrations à l'échelle journalière.

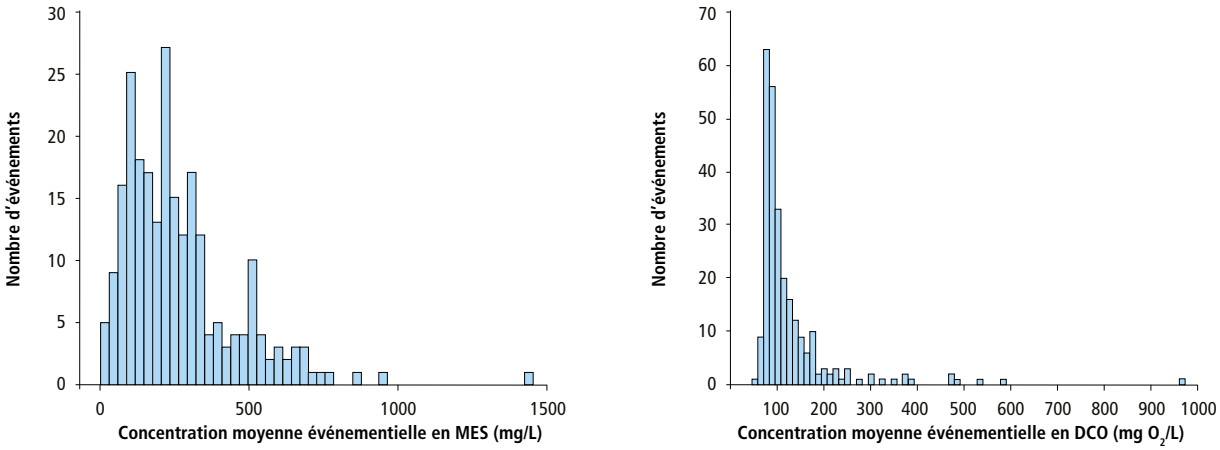
En effet, d'un événement pluvieux à l'autre, les propriétés de la pluie (durée, intensité, période sèche précédente, historique des événements antérieurs) varient de façon aléatoire. Le transport des polluants par les gouttes de pluie et le lavage de l'atmosphère lié à la chute des gouttes sont des facteurs également très variables. De même, l'accumulation et la disponibilité des polluants sur les surfaces du bassin versant et dans les collecteurs et ouvrages des réseaux d'assainissement au moment où la pluie survient présentent une forte variabilité. Il en résulte nécessairement que les concentrations moyennes événementielles en polluants et les flux correspondants sont, dans une large mesure, imprévisibles d'une pluie à l'autre et très fluctuants.

La figure 1 illustre les concentrations moyennes événementielles (CME) mesurées sur deux bassins versants de l'OTHU pour deux polluants différents (MES et DCO). Sur le bassin versant unitaire d'Ecully, les CME en MES mesurées sur 239 événements pluvieux varient de 13 à 1 433 mg/L, avec une moyenne pondérée par les volumes écoulés de 168 mg/L. Sur le bassin versant séparatif de Chassieu, les CME en DCO mesurées sur 263 événements varient de 54 à 966 mg O_2/L, avec une moyenne pondérée par les volumes écoulés de 118 mg O_2/L. Dans les deux cas, la distribution des valeurs des CME est très étendue et suit une distribution très approximativement log-normale. Cette forte variabilité des CME est également observée pour les masses événementielles de polluants (Métadier et Bertrand-Krajewski, 2012).

Il n'existe aucune relation entre les caractéristiques d'une pluie et les concentrations moyennes de polluants

Par ailleurs, il n'existe aucune relation entre les caractéristiques des événements pluvieux (par exemple la hauteur précipitée ou le volume ruisselé) et les valeurs des CME. Dans le cas

Figure 1 : Distribution des concentrations moyennes événementielles. À gauche, CME en MES pour 239 événements pluvieux à Ecully (réseau unitaire) ; à droite CME en DCO pour 263 événements à Chassieu (réseau séparatif).



du bassin versant séparatif de Chassieu (figure 2, gauche), des volumes ruisselés d'environ 1 000 m³ présentent des CME allant de moins de 20 à plus de 1 400 mg/L selon les événements pluvieux. Réciproquement, une CME d'environ 150 mg/L a été observée dans des volumes ruisselés événementiels de quelques milliers de m³ à plus de 40 000 m³. Nul doute que le suivi d'événements plus nombreux sur ce site aurait conduit à des plages de valeurs plus étendues encore.

La relation entre volume ruisselé et masse événementielle est moins dispersée (figure 2, droite) : une masse événementielle de 1 400 à 1 500 kg peut toutefois être transportée dans des volumes variant de 1 000 à 30 000 m³. Réciproquement, des volumes ruisselés d'environ 29 000 m³ peuvent transporter des masses événementielles de MES de 1 500 à 4 200 kg. Cette moindre dispersion et cette tendance globale à observer des masses plus élevées lorsque les volumes ruisselés augmentent sont largement dues au fait que la masse est corrélée au volume puisqu'elle est égale à la somme des concentrations instantanées multipliées par les volumes instantanés… Volumes et concentrations sont des variables indépendantes, mais pas les volumes et les masses.

Des analyses des données de l'OTHU et d'autres sites expérimentaux montrent également qu'il n'y a pas de lien par exemple entre la période de retour des événements pluvieux et celle des CME ou des masses événementielles.

Les concentrations de polluants varient significativement durant un événement pluvieux

Au cours des événements pluvieux eux-mêmes, les concentrations en polluants évoluent de manière extrêmement

Figure 2 : Concentrations moyennes événementielles (à gauche) et masses événementielles (à droite) de MES en fonction du volume ruisselé (m³) pour 263 événements à Chassieu.

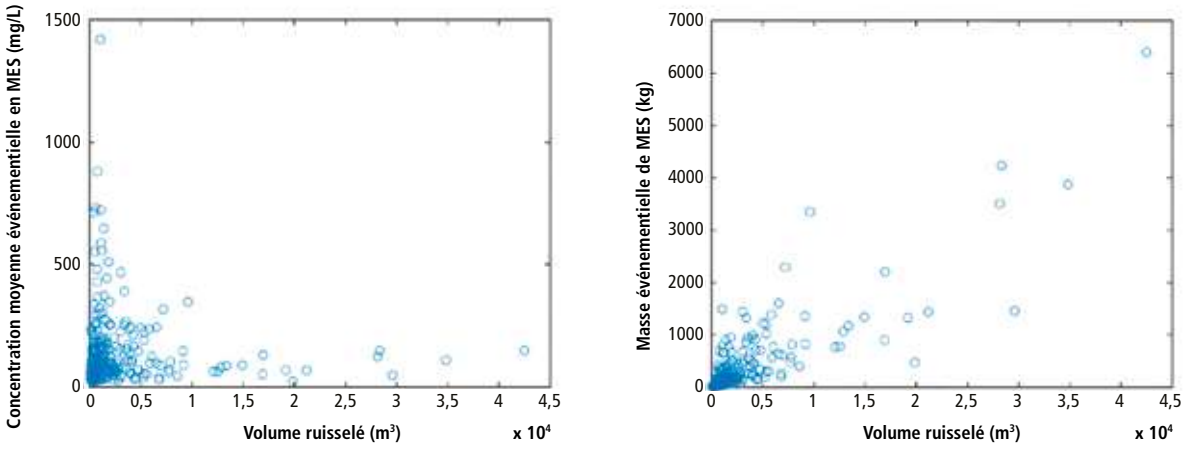
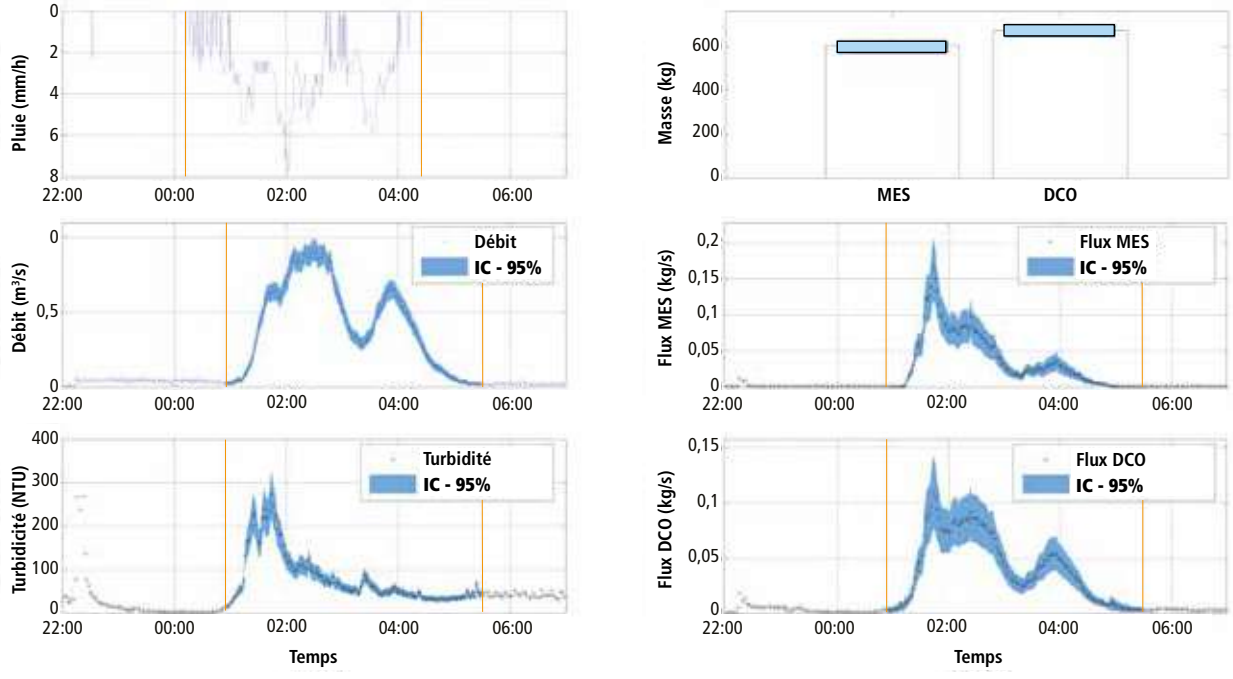


Figure 3 : Évolutions de l'intensité de la pluie, du débit, de la turbidité et des flux massiques en MES et DCO au cours de l'événement pluvieux du 17 mai 2008 à Chassieu. À gauche, de haut en bas : intensité de la pluie, débit à l'exutoire et turbidité ; à droite, de bas en haut : flux massique de DCO, flux massique de MES et masse événementielle de MES et DCO. Les bandes bleues représentent les intervalles de couverture à 95 % des incertitudes sur les valeurs mesurées et calculées des débits, des concentrations, des flux et des masses.



importante, à des échelles de temps de quelques minutes, souvent avec un ou plusieurs pics, et des ordres de grandeur très variables. La figure 3 en donne un exemple pour l'événement du 17 mai 2008 à Chassieu. La turbidité, mesurée au pas de temps de 2 minutes, est proportionnelle à la concentration en MES (en première approximation) et varie de quelques NTU (Nephelometric Turbidity Unit) à 300 NTU au cours de l'événement. La variabilité des débits et des concentrations au cours des événements pluvieux peut être représentée de manière synthétique par les courbes masses-volumes (courbes MV). Les courbes MV permettent de quantifier le phénomène de premier flot : elles montrent que ce phénomène n'est pas le cas le plus fréquent, et de loin (voir Question 5.2 : *Est-il judicieux de baser une stratégie de traitement des RUTP sur le principe du premier flot ?*).

Les conséquences pratiques en métrologie

Un très grand nombre de mesurages est nécessaire

Lorsque qu'un processus ou une grandeur est très variable et aléatoire, il faut procéder à un grand nombre de mesurages pour estimer correctement sa plage de variation et un ordre de grandeur fiable de sa valeur moyenne.

Reprenons l'exemple de Chassieu et des concentrations moyennes événementielles en DCO. La CME moyenne pondérée par les volumes est de 118 mg O_2/L, à partir des valeurs mesurées sur 263 événements. On suppose pour la suite que cette valeur est bien connue (alors qu'elle pourrait évoluer si on mesurait davantage d'événements). Quelle serait la valeur de la CME moyenne si on mesurait moins de 263 événements ? Par exemple, si on mesurait seulement 5 événements, choisis au hasard parmi les 263 disponibles ? Si on simule dix millions de tirages différents de 5 événements parmi les 263, la CME moyenne calculée varie de 66 à 652 mg O_2/L selon le tirage. Pour des tirages de 50 événements parmi les 263, la CME moyenne calculée varie de 87 à 186 mg O_2/L.

Ces résultats sont généralisés sur la figure 4 qui montre la plage dans laquelle varie l'estimation de la CME moyenne en fonction du nombre n d'événements pluvieux mesurés. Si par exemple on veut connaître la CME moyenne à plus ou moins 20 % près (c'est-à-dire entre 94 et 142 mg O_2/L), la figure 4 indique qu'il faudrait mesurer entre 80 et 125 événements sur 263. En effet, la distribution n'est pas symétrique : pour un nombre n d'événements pluvieux mesurés donné, la probabilité de surestimer la CME moyenne est plus élevée que de la sous-estimer.

Mesurer les flux polluants sur un petit nombre d'événements pluvieux, par exemple 3 à 5, n'apportera pas une information fiable et exploitable, compte tenu de l'énorme variabilité des rejets de temps de pluie (en volume, en concentration et en masse rejetée). C'est donc assurément prendre le risque de croire (puisque qu'on n'aura pas d'autre information, on remplacera une information incomplète par une croyance) que tous les événements pluvieux seront comme ces trois à cinq-là qui auront été obtenus par hasard, et dont on n'aura aucune garantie de représentativité.

Privilégier le nombre d'événements mesurés, plutôt qu'une faible incertitude de mesure

D'autres analyses montrent qu'il est largement préférable de mesurer un grand nombre d'événements pluvieux avec des incertitudes métrologiques un peu élevées que de mesurer quelques événements seulement avec des incertitudes métrologiques très faibles. Considérons le cas d'un ouvrage de retenue-décantation des eaux pluviales situé à l'aval d'un bassin versant séparatif, dont on cherche à évaluer la performance d'interception annuelle (voir les détails dans Bertrand-Krajewski *et al.*, 2002). Si le volume écoulé pendant l'événement pluvieux est inférieur au volume de l'ouvrage, le volume écoulé est intégralement intercepté par l'ouvrage et soumis à décantation. Si le volume écoulé est supérieur au volume de l'ouvrage, l'excédent est déversé directement au milieu aquatique. On considère qu'il y a $N = 80$ événements pluvieux par an susceptibles de générer un ruissellement significatif. Parmi ces 80 événements, on admet qu'on

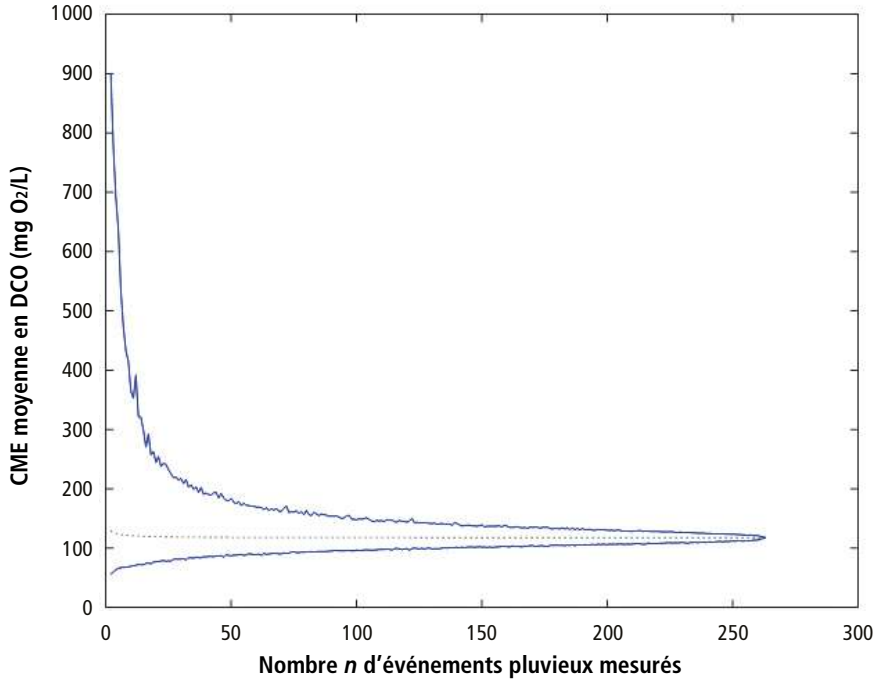


Fig. 4 : Plage de variation de la CME moyenne en DCO estimée en fonction du nombre n d'événements mesurés parmi 263 disponibles, pour le bassin versant séparatif de Chassieu. En bleu : les courbes enveloppes minimum et maximum ; en gris : la moyenne.

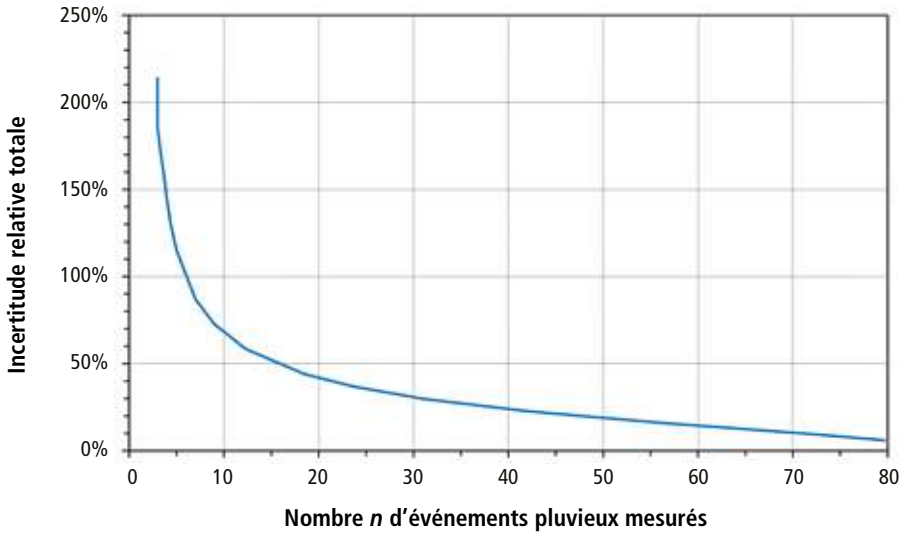


Figure 5 : Incertitude relative totale sur l'efficacité d'interception annuelle d'un ouvrage de retenue-décantation des eaux pluviales en fonction du nombre *n* d'événements pluvieux mesurées parmi *N* = 80 événements en moyenne par an.

en mesure un nombre $n \leq N$. On s'intéresse à l'efficacité d'interception, c'est-à-dire au rapport entre la masse de polluants entrant dans l'ouvrage et la masse de polluants rejetée à l'aval du bassin versant, à l'échelle annuelle pour les 80 événements pluvieux. En combinant l'analyse de données expérimentales sur différents bassins versants réels et des simulations numériques, et en tenant compte d'une part des incertitudes métrologiques (mesurage des débits, des concentrations, nombre de prélèvements effectués et couverture des événements échantillonnés) et d'autre part des incertitudes de représentativité des événements échantillonnés, on peut estimer l'incertitude avec laquelle on connaît l'efficacité d'interception annuelle de l'ouvrage en fonction du nombre *n* d'événements échantillonnés. Les résultats sont présentés sur la figure 5. Si on ne mesure que 5 événements par an, le rendement annuel d'interception de l'ouvrage sera connu avec une incertitude de 115 %. Et si on ne mesure que 3 événements, l'incertitude atteint 180 %… Autant dire qu'on ne sait vraiment pas quelle est l'efficacité de l'ouvrage dans de telles conditions. Si on veut connaître son efficacité annuelle à 30 % près par exemple, il faudrait mesurer 30 événements par an sur 80.

Cet exemple montre comment on peut tirer des conclusions totalement incertaines lorsqu'on ne mesure que quelques événements pluvieux. La source majeure d'incertitude est en effet liée au nombre *n* d'événements pluvieux mesurés, d'autant plus grande que *n* est petit. Les incertitudes de mesure sur les débits et les concentrations sont moins critiques. Ce problème de sous-représentativité de la diversité des événements pluvieux et de leurs flux polluants existe également pour estimer les flux rejetés ou les impacts sur le milieu aquatique.

En Bref…

Il ne faut pas compter sur le hasard pour obtenir des données fiables et représentatives des flux d'eau et de polluants des rejets urbains par temps de pluie, compte tenu de leur très grande variabilité. Or c'est ce qui se passe lorsque les campagnes de mesure ne comportent que quelques événements pluvieux, dont on tire ensuite des conclusions qui peuvent s'avérer infondées ou biaisées. La précaution de langage indiquant qu'on « choisira quelques événements pluvieux représentatifs » n'y change rien. Il faut donc envisager des campagnes portant sur quelques dizaines d'événements pour bien caractériser un site, ce qui nécessite une planification des moyens techniques et financiers sur le moyen terme. Que ce soit au moyen de prélèvements d'échantillons classiques ou, mieux, de mesurages en continu par capteurs fournissant une information plus riche, l'enjeu majeur est celui du nombre d'événements pluvieux mesurés.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Bardin J.-P.** (2002). *Uncertainties, performance indicators and decision aid applied to stormwater facilities* - Urban Water, 4(2), 163-179. doi:10.1016/S1462-0758(02)00016-X - lc.cx/bertrand2002
- **Métadier M. , Bertrand-Krajewski J.-L.** (2012). *The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes.* Water Research, 46(20), 6836-6856 - doi:10.1016/j.watres 2011.12.030 - lc.cx/metadier2012

2.3

Comment les stations de mesure de l'OTHU ont-elles fait progresser les pratiques métrologiques ?

Nicolas Walcker, INSA Lyon – Laëtitia Bacot, GRAIE – Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Réduire les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) et leurs impacts environnementaux et sanitaires nécessite de bien les connaître. Cette connaissance, aussi bien quantitative (pluies, débits, volumes) que qualitative (concentrations et flux de polluants) est obtenue par des dispositifs métrologiques adaptés permettant de conduire des campagnes de mesure dans la durée.
Fort de ses 20 années d'expérience dans la mise en œuvre et la gestion de stations de mesure de terrain, l'OTHU partage quelques enseignements et préconisations pour une instrumentation performante et un suivi réussi des RUTP.

La démarche de suivi des RUTP

La définition d'objectifs est un préalable indispensable

Avant tout projet d'instrumentation, il est important de fixer des objectifs clairs en termes de données et de connaissances à acquérir, et de périmètre sur lequel on veut les obtenir.

Une connaissance préalable du site retenu et des conditions hydrauliques au point de mesure est également indispensable (identification des entrées/sorties, mises en charge, débordements, influence aval, ensablement, etc.). Les retours d'expériences des différents acteurs (professionnels et usagers) et les études déjà réalisées sur le territoire (schéma directeur, modélisation, campagnes antérieures, etc.) sont des moyens efficaces pour répondre à ce besoin préalable.

Les suivis quantitatif et qualitatif sont complémentaires

La seconde étape consiste à positionner les points de mesure aux endroits appropriés du bassin versant en fonction des objectifs fixés (voir Question 2.1 : *Pourquoi, quoi et comment mesurer pour mieux comprendre le fonctionnement d'un bassin versant ?*). Pour cela, il est généralement nécessaire de débuter l'instrumentation par le suivi quantitatif des effluents. L'estimation des débits est souvent réalisée à l'aide de capteurs de niveau d'eau et/ou de vitesse d'écoulement (d'autres techniques de mesure sont possibles). Les données produites permettent de connaître le fonctionnement du système en fournissant de précieuses informations sur les débits et volumes. Couplées à des mesurages de la pluie, elles permettent de comprendre la réponse par temps de pluie du bassin versant à l'amont du point de mesure.

Le suivi qualitatif des effluents est un moyen complémentaire de compréhension du système et permet d'estimer les flux polluants transportés par les RUTP et leurs impacts sur les milieux aquatiques. De nombreuses grandeurs physico-chimiques peuvent être mesurées en continu dans les RUTP : température, conductivité électrique, pH, turbidité/MES, oxygène dissous… Le choix des grandeurs mesurées est fait en fonction des objectifs fixés, des obligations réglementaires et des ressources financières mobilisables. L'utilisation de préleveurs automatiques est nécessaire pour collecter des échantillons nécessitant une analyse en laboratoire des polluants (métaux, micropolluants, etc.) dont les concentrations ne peuvent pas être estimées au moyen de capteurs en continu.

Retour sur 20 ans d'expérience des stations de mesure de l'OTHU

La nécessité de considérer l'ensemble de la chaîne de mesure

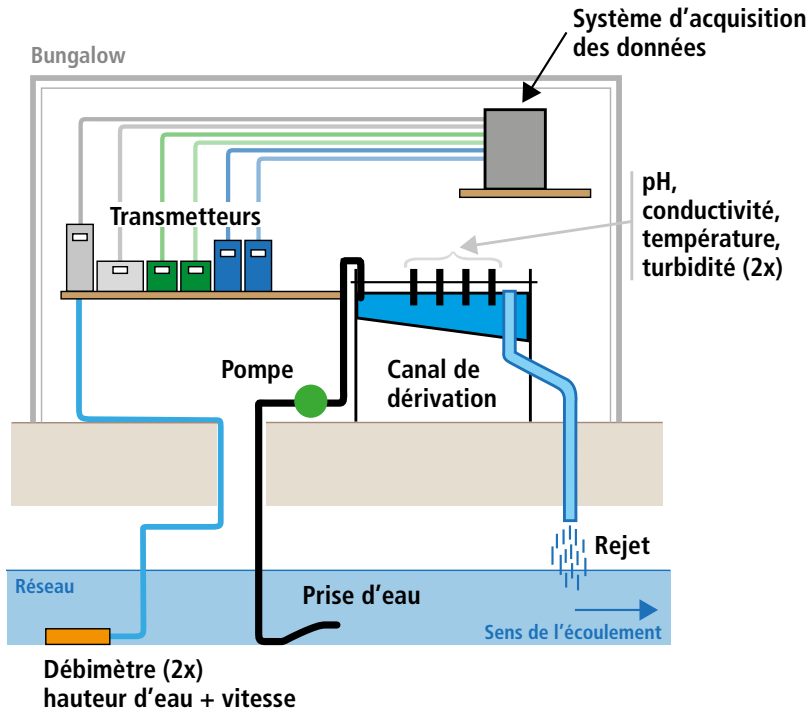
Au cours des 20 dernières années, la variété des sites, des intervenants et des sujets de recherche a apporté à l'OTHU une expérience significative dans l'instrumentation des sites et le mesurage des RUTP, expérience qui permet aujourd'hui de produire de nombreux résultats fondés sur de longues séries de données.

Pour tout projet d'instrumentation, il est indispensable de mener une réflexion préliminaire complète sur la globalité de la chaîne de mesure : du choix du capteur au traitement des données, en passant par la gestion du parc métrologique. Négliger cette démarche conduit fréquemment à une perte de temps et d'argent et à la collecte de données médiocres ou inexploitables. Naturellement cette réflexion requiert du personnel compétent et qualifié en métrologie.

Le choix des capteurs et de leur implantation

Pour le suivi quantitatif, ces années d'expérience ont montré l'efficacité des capteurs sans contact avec les effluents (types ultrasons ou radars). Ces solutions éprouvées et robustes offrent l'avantage d'une maintenance réduite, d'un contrôle simplifié ainsi que d'une durée de vie adaptée. Le coût des capteurs de niveau, réduit par le développement des technologies et la concurrence entre fabricants, encourage l'utilisation de ces solutions. Ce constat ne s'applique pas aux capteurs de vitesse sans contact dont le coût encore dissuasif conduit à utiliser des capteurs immergés ou des relations hauteur-débit. L'utilisation de capteurs de vitesse n'est pas systématiquement nécessaire, mais dépend des conditions hydrauliques observées sur chaque point de mesure.

Figure 1 : Station de mesure OTHU.





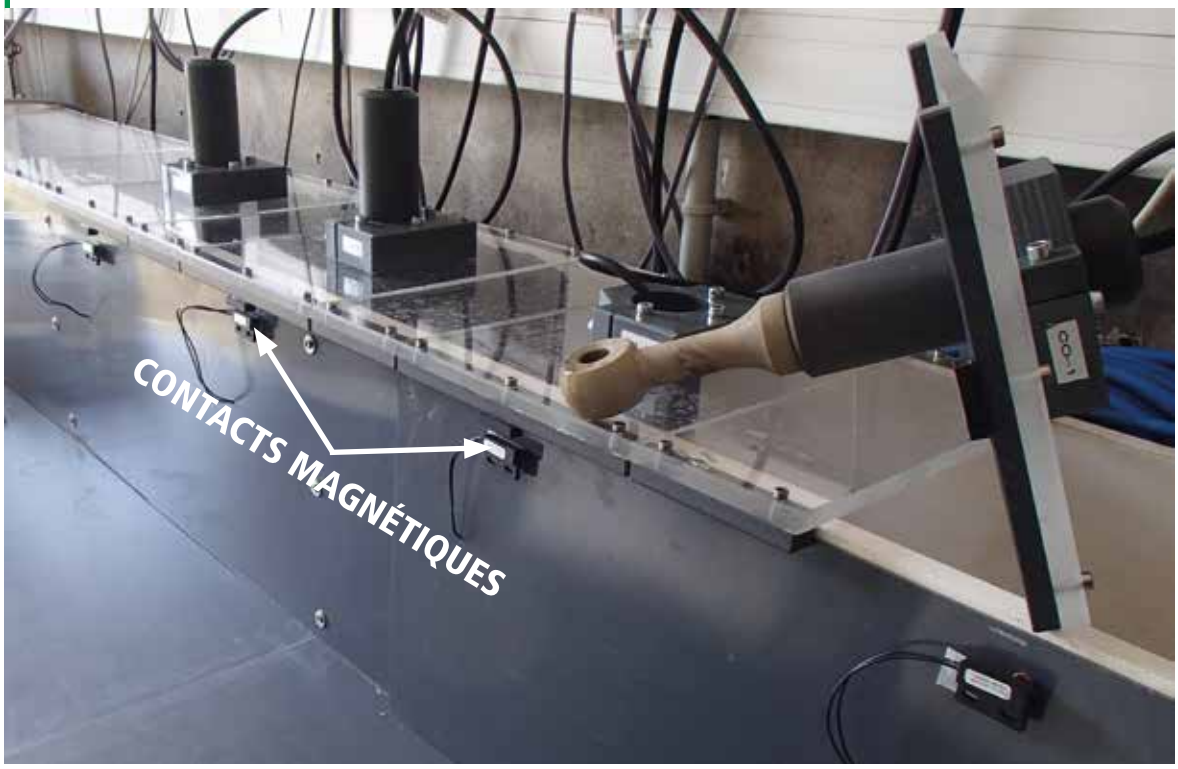


Une démarche d'amélioration continue

Après plusieurs années d'exploitation quotidienne des stations de mesure, de nombreuses améliorations, tant matérielles que méthodologiques, ont été apportées par les équipes de l'OTHU :

- **Canal de dérivation :** un canal moulé sur mesure de section ovoïde et muni de buses assurant son nettoyage automatique à l'eau potable permet de réduire la décantation de sédiments dans le système afin d'optimiser la représentativité de l'échantillon mesuré.
- **Des capots pour les capteurs (figure 2) :** des capots transparents équipés d'un système de fixation rapide des capteurs permettent de s'assurer de la bonne mise en place du matériel. Ces capots améliorent la reproductibilité des mesurages en réduisant les différences de pratique des différents intervenants sur les stations. Ils comportent des contacts magnétiques afin d'identifier automatiquement les ouvertures et fermetures des capots lors des opérations de maintenance des capteurs.
- **Ordinateur et cartes d'acquisition :** l'utilisation d'un ordinateur avec des cartes d'acquisition accroît considérablement les possibilités par rapport aux centrales d'acquisition classiques (capacité de stockage accrue, stockage local et cloud, prétraitement des données en temps réel, taille et format des données, logiciels, webcam, ajout de matériels, etc.).
- **IHM et réseau internet :** la mise en place d'une IHM (Interface Homme-Machine) sur un ordinateur connecté

Figure 2 : Capots pour capteurs et contacts magnétiques.



à internet facilite considérablement la prise en main de la station. Cette dernière devient ainsi pilotable en tout lieu et à toute heure (pompe, buses de nettoyage, vidange du canal, éclairage, déclenchement de préleveurs, etc.).

- **Prétraitement des données en temps réel :** l'utilisation d'un logiciel de programmation pour la collecte des données et le pilotage de la station offre de nombreuses possibilités. Les données aberrantes et/ou non représentatives (ex : capteur en maintenance, nettoyage du bac, défaut de pompage, etc.) peuvent être détectées et supprimées avant d'effectuer des moyennes sur les données restantes. On peut ainsi calculer une moyenne toutes les deux minutes à partir des données non aberrantes échantillonnées à haute fréquence, par exemple à la seconde, afin d'atténuer les erreurs aléatoires.

- **Asservissement des préleveurs :** le calcul du débit (par hauteur/vitesse, loi hauteur/débit ou divers modèles) étant instantanément réalisé au sein du programme pilotant la station, il devient possible de déclencher les préleveurs et d'effectuer des prélèvements en fonction des conditions hydrauliques observées en temps réel (prélèvements proportionnels au temps, au volume ou au débit).

Du personnel qualifié et une critique permanente des données collectées

Malgré l'efficacité de l'ensemble de ces outils et des innovations apportées, les années d'expérience de l'OTHU confirment la nécessité d'un suivi régulier et rigoureux des stations de mesure par du personnel qualifié. Du choix du matériel à son exploitation, en passant par son installation et sa maintenance, les compétences des utilisateurs restent indispensables afin d'assurer une instrumentation pérenne et pertinente.

Enfin, les conditions particulières et difficiles en hydrologie urbaine nécessitent une évaluation critique permanente des données collectées. Des méthodes et outils ont été développés dans l'OTHU pour faciliter cette gestion des données, notamment les données d'étalonnage des capteurs, l'évaluation des incertitudes et la validation des données qui ont été intégrées dans le logiciel Evohé (voir Question 2.8 : *Comment produire des données de qualité et exploitables durablement ?*).

Vers une ville connectée à sa déconnexion des eaux pluviales

L'émergence du concept de « Smart City » engendre depuis quelques années de nouvelles approches et de nouveaux outils. Le développement de l'IoT (Internet of Things) ainsi que l'apparition de nouvelles technologies (capteurs low cost) apportent des solutions toujours plus connectées et autonomes (de l'autonomie énergétique des capteurs à l'hébergement des données en passant par leur collecte).

À l'avenir, la disponibilité de ces technologies et la réduction de leurs coûts d'achat devraient encourager l'instrumentation de nombreux ouvrages afin de répondre toujours mieux aux besoins d'une approche globale de l'assainissement fondée sur des données mesurées fiables et représentatives.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Walcker N., Bertrand-Krajewski J.-L., Vacherie S., Lepot M., Castebrunet H., Barraud S., Lipeme Kouyi G.** (2018). *Une nouvelle station de mesure pour l'acquisition de séries chronologiques en hydrologie urbaine.* TSM, 3, 55-64. doi 10.1051/tsm/201803055 – lc.cx/walcker2018
- **Bertrand-Krajewski J.-L.** (2013). *Auto-surveillance des réseaux d'assainissement: fiabiliser la métrologie, les données et leur exploitation.* L'eau, l'industrie, les nuisances, 362, 84-89 – lc.cx/bertrand2013

2.4

Mesurage en continu et échantillonnage : pourquoi faut-il aller au-delà de la réglementation ?

Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Le mesurage en continu des flux polluants par capteurs *in situ* est à ce jour encore peu pratiqué par les collectivités, bureaux d'études et gestionnaires privés. Pourtant, se limiter à l'analyse de quelques échantillons collectés pour quelques événements pluvieux pris au hasard ne peut donner qu'une version partielle et biaisée des flux polluants des rejets urbains par temps de pluie…

Le cinéphile et l'hydrologue : trois histoires courtes et parallèles

PREMIÈRE HISTOIRE

Dominique, un cinéphile en herbe en visite chez son oncle (ou son grand-père, son cousin, un voisin, je ne me souviens plus), souhaite découvrir les films policiers. Son oncle (ou son grand-père, etc.) lui suggère d'aller au cinéma du quartier : *« Il y a toujours une des salles qui en projette à un moment ou un autre, tu vas bien tomber sur quelque chose d'intéressant »*. Et Dominique, une jeune hydrologue urbaine employée par la ville (ou un bureau d'études, un gestionnaire privé, un organisme public, je ne me souviens plus), souhaite connaître les flux polluants des rejets urbains de temps de pluie. Son directeur lui suggère de mettre en place une campagne de mesure sur un bassin versant proche : *« Il pleut toujours à un*

Photo 1 : Image du film *Le Troisième homme,* de Carol Reed (1948), tourné dans les égouts de Vienne en Autriche.



il ajoute : « *Prends l'enveloppe sur le meuble près de la porte, il doit rester quelques euros pour te payer une séance* ».
Sur le trajet, Dominique constate que l'enveloppe ne contient plus que quelques pièces de menue monnaie. Au cinéma, le caissier, un peu bizarre, lui propose, en échange de ses quelques pièces, une expérience originale : regarder le film avec un masque spécial. Ce masque spécial lui permettra de voir jusqu'à 24 fois une séquence de quelques secondes au centre de l'écran. Il peut le régler de deux manières : soit il voit une séquence toutes les 5 minutes, soit il voit une séquence chaque fois qu'on entend le thème musical du film dans la bande son. Dominique accepte de tenter l'expérience. Comme il ne connaît pas la bande originale du film qu'il va voir, il choisit l'option d'une courte séquence toutes les 5 minutes et entre dans la salle.
Quand il en ressort deux heures et demie plus tard, il est très perplexe. Le film était plus long que prévu, il ne sait rien de la dernière demi-heure ni de la manière dont se termine l'histoire. De plus, la séquence 8 n'a pas fonctionné et la séquence 12 était floue. Il a bien vu celui qu'il considère comme l'assassin, il a cru voir au moins une victime, mais il n'est absolument pas sûr d'avoir compris le mobile du crime. Des personnages secondaires apparaissaient ou disparaissaient d'une séquence à l'autre sans qu'il sache leurs rôles dans l'affaire. Il a entendu la musique, depuis le générique et tout au long du film, ce qui lui a permis de reconnaître des ambiances différentes, des moments de tension et des moments plus calmes. Mais ça ne l'aide pas vraiment à démêler les fils du scénario. Finalement, bien qu'il ait vu des séquences du film comme prévu, il n'a pas compris grand-chose à l'histoire. Il se demande si tous les films policiers ressemblent à celui-ci (en tout cas à ce qu'il en a vaguement compris) et rentre chez lui très déçu.
Quelque temps plus tard, il entend dire qu'il a eu de la chance, car beaucoup d'autres cinéphiles débutants n'ont souvent vu qu'un tout petit nombre de séquences au cours de la projection. Quelle frustration !

moment ou un autre, vous allez bien trouver un événement pluvieux représentatif ». Et il ajoute : *« Il y a un reliquat de budget disponible dans votre service, pour mesurer au moins un événement pluvieux ».*
En préparant sa campagne de mesure, Dominique constate que le reliquat est plutôt maigre. Sur site, un exploitant, un peu bizarre, lui dit qu'avec ce montant elle peut faire une expérience originale : collecter des échantillons avec un préleveur. Ce préleveur lui permettra de collecter jusqu'à 24 échantillons instantanés à l'exutoire du bassin versant. Elle peut le régler de deux manières : soit elle prend un échantillon toutes les 5 minutes, soit elle prend un échantillon chaque fois que 200 m^3 se sont écoulés. Dominique accepte de tenter l'expérience. Comme elle ne connaît pas les débits qui vont s'écouler, elle choisit l'option d'un échantillon toutes les 5 minutes et lance sa campagne.
Quand l'événement pluvieux se termine au bout de deux heures et demie, elle est très perplexe. La durée de l'événement était plus longue que prévu, elle n'a aucun échantillon pendant la dernière demi-heure et ne pourra pas calculer la masse totale de polluant rejetée. De plus, la pompe n'a pas fonctionné pour l'échantillon 8 et l'échantillon 12 n'a même pas la moitié du volume nécessaire aux analyses. Elle a bien vu qu'il y avait des rejets polluants, probablement au moins une surverse de déversoir d'orage, mais elle n'est absolument pas sûr d'avoir compris comment ces flux ont été générés. Des polluants sont présents dans certains échantillons et pas dans d'autres sans qu'on sache si c'est lié à des remises en suspension sporadiques. Elle dispose des données hydrologiques, le hyétogramme qui génère le ruissellement et l'enregistrement complet du débit à l'exutoire, ce qui lui a permis d'identifier des phases différentes dans l'événement, avec des pics et des interruptions. Mais ça ne l'aide pas vraiment à estimer les concentrations au cours du temps. Finalement, bien qu'elle ait obtenu des échantillons de l'événement comme prévu, elle n'a pas compris grand-chose aux processus en jeu. Elle se demande si tous les événements pluvieux ressemblent à celui-ci (en tout cas à ce qu'elle en a vaguement compris) et rentre au bureau très déçue.
Quelque temps plus tard, elle entend dire qu'elle a eu de la chance, car beaucoup d'autres hydrologues débutants n'obtiennent souvent que quelques échantillons par événement. Quelle frustration !

DEUXIÈME HISTOIRE

Malgré cette première expérience décevante, Dominique a décidé de persévérer. Mais plus question de masque spécial, il veut voir son prochain film policier en continu ! Ayant obtenu de son oncle, non sans mal, l'argent nécessaire pour une nouvelle séance dans un cinéma plus chic, il repart enthousiaste.
Et là, c'est la révélation ! Le son et l'image en continu, à 24 images/seconde, du début à la fin. Enfin il peut tout suivre, tout comprendre, être sûr du coupable, des victimes (il y en avait deux dans ce film), il a une idée claire du mobile. Il lui reste bien quelques hypothèses non vérifiées échafaudées durant la projection, mais elles ne portent que sur des aspects mineurs de l'histoire.
Dominique veut maintenant voir d'autres films policiers du même réalisateur, il sait qu'il en a fait des dizaines. Les revues spécialisées en parlent en effet comme d'un cinéaste prolifique à l'imagination foisonnante, capable de tout réinventer et de surprendre le spectateur à chaque film, même en partant de quelques éléments apparemment assez similaires. Il a hâte de voir toute sa filmographie.

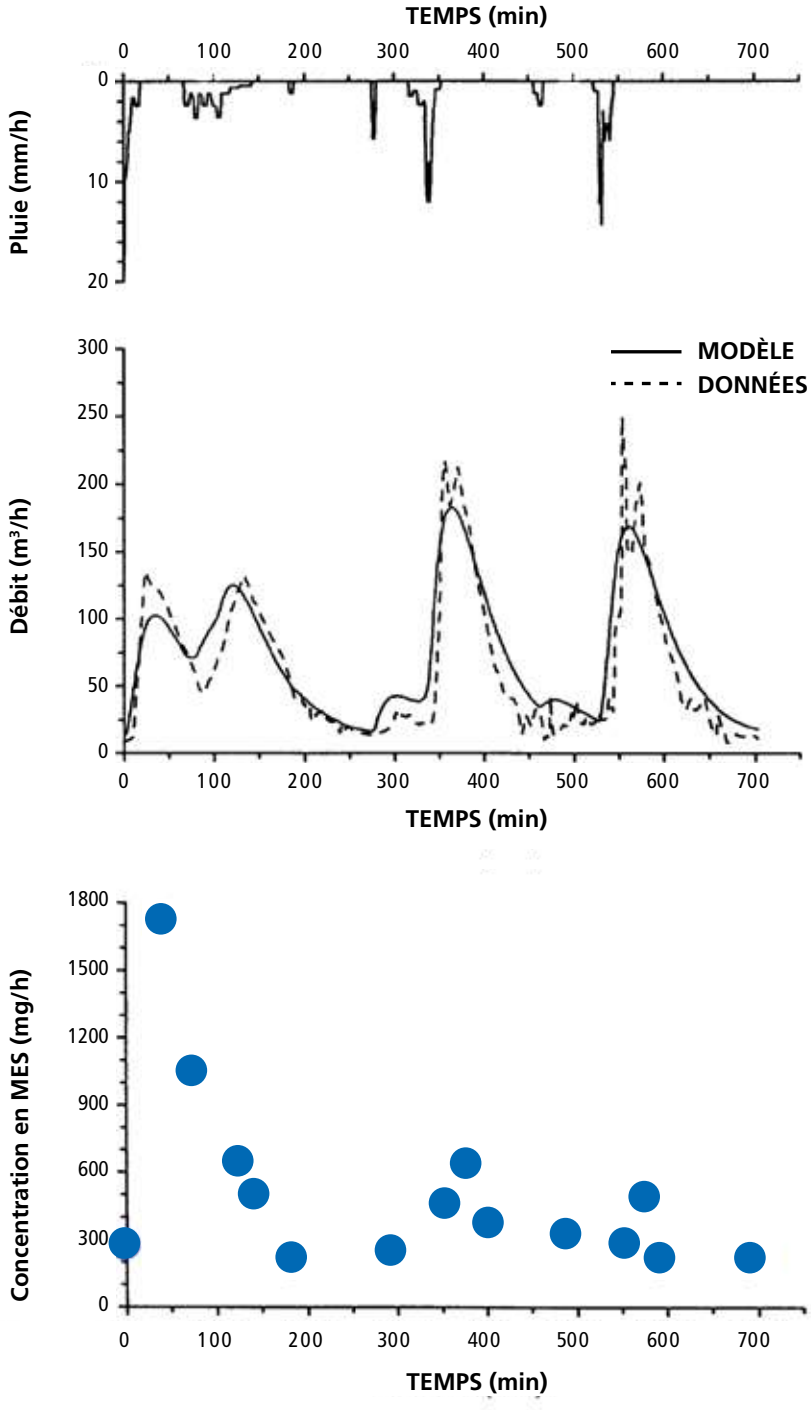
Malgré cette première expérience décevante, Dominique a décidé de persévérer. Mais plus question de préleveur, elle veut mesurer les flux polluants du prochain événement pluvieux en continu ! Ayant obtenu de son directeur, non sans mal, le budget nécessaire pour étalonner et installer des capteurs de qualité des eaux sur un nouveau bassin versant, elle repart enthousiaste. Et là, c'est la révélation ! Les débits et les flux polluants, en continu au pas de la minute, sur toute la durée de l'événement. Enfin elle peut tout suivre, tout analyser, quantifier correctement les rejets polluants, les surverses (il y en a eu deux durant cet événement), elle se fait une idée assez précise des processus en jeu. Elle a estimé ses incertitudes de mesure : un peu élevées parfois, elles ne remettent toutefois pas en cause ses conclusions. Dominique veut maintenant mesurer les flux polluants d'autres événements pluvieux sur son bassin versant, elle sait que les pluies ne manquent pas. La bibliographie spécialisée indique en effet que les flux polluants rejetés varient énormément d'un événement à un autre, de manière très difficilement prévisible, bien que les processus élémentaires en jeu soient toujours les mêmes. Elle est motivée pour augmenter sa base de données.

TROISIÈME HISTOIRE

Quelque temps plus tard, Dominique se dit qu'il y a sûrement plein d'autres réalisateurs de talent qu'il ne connaît pas encore. Son cinéma de quartier ne lui suffit plus, il veut en voir plus.
Il rêve qu'il se rend au tout nouveau festival international du film policier, dans des salles avec écrans sur 360 degrés, films en 3D, sièges dynamiques, diffusion d'odeurs en lien avec l'histoire. Et là, surprise ! Il assiste à la projection en avant-première mondiale d'une version entièrement restaurée et

Quelque temps plus tard, Dominique se dit qu'il y a des polluants qu'elle n'a pas encore mesurés. Son bassin versant urbain résidentiel ne lui suffit plus, elle veut aussi mesurer les rejets sur d'autres sites.
Elle rêve d'une nouvelle base de données internationale sur les rejets urbains de temps de pluie, sur des centaines de bassins versants aux caractéristiques variées, avec des données en continu pour tous les polluants émergents qui l'intéressent, en phases dis-

Figure 1 : Suivi d'un événement pluvieux par prélèvement d'échantillons : pluie et débit re-calculés au pas de temps de 1 minute, concentrations en MES (points bleus) déterminées sur 15 échantillons collectés proportionnellement au volume écoulé (prélèvements au pas de 50 m³) par un préleveur automatique, Entzheim (Bas-Rhin), événement du 3 mai 1987 (source : adapté de Bertrand-Krajewski, 1992).



numérisée en haute définition, en couleurs, sur écran 360 degrés, et en langue originale, d'un film qu'il avait déjà vu il y a longtemps en noir en blanc sur un écran 4/3 étriqué. Il voit enfin l'intégralité de l'action, les scènes coupées, les dialogues manquants, toute l'intrigue s'explique et s'enchaîne parfaitement. La version en langue originale révèle des explications que la version française mal traduite avait rendues confuses. Quelle imagination dans le scénario, plein de rebondissements et d'actions périphériques, alors qu'il se souvenait d'une histoire terriblement simplifiée que son cerveau avait élaborée autrefois avec les éléments limités qu'il avait alors à sa disposition.

Et une nouvelle idée jaillit dans son esprit : après tous les films des nombreux réalisateurs qu'il a vus dans des centaines de salles, il se sent prêt à écrire le scénario ultime et parfait de tous les films policiers existants et à venir, celui qui les représenterait tous dans leur infinie diversité.

soute et particulaire, et même gazeuse, pour boucler entièrement les bilans de masse. Elle s'imagine mesurer à nouveau d'anciens événements dans ces conditions : finis les échantillons en nombre insuffisant péniblement collectés au seul exutoire du bassin versant, remplacés par des dizaines de capteurs performants et low-cost spatialement distribués à travers les sous-bassins versants et les ouvrages, fournissant des données en continu transmises et validées en temps réel. Elle comprend enfin l'ensemble des processus en jeu et leurs interactions, le rôle des surverses sur les bilans de masse jusqu'à présent demeurés incomplets, les contributions de chaque sous-bassin versant et des remises en suspension dans les ouvrages. L'ensemble des contributions devient quantifiable et interprétable. L'étalonnage systématique des capteurs rend les données fiables. Elle parvient à appréhender toute la complexité des phénomènes, et même leurs aspects aléatoires, tandis qu'elle se souvient des hypothèses et interprétations simplistes et invérifiables qu'elle avait échafaudées autrefois à partir des rares échantillons collectés.

Et une nouvelle idée jaillit dans son esprit : avec toutes les données et connaissances accumulées dans sa base de données, elle se sent prête à créer le modèle numérique ultime et parfait de tous les rejets urbains de temps de pluie de tous les événements pluvieux passés et à venir, celui qui les représenterait tous dans leur infinie diversité.

Retour à la réalité

La figure 1 montre un exemple de suivi des concentrations en MES mesurées sur des échantillons prélevés à l'exutoire d'un bassin versant unitaire au cours d'un événement pluvieux. Dans ce cas particulier, on dispose de 15 échantillons sur 700 minutes, ce qui correspond à un délai moyen de 50 minutes entre deux données… Le cerveau a naturellement tendance

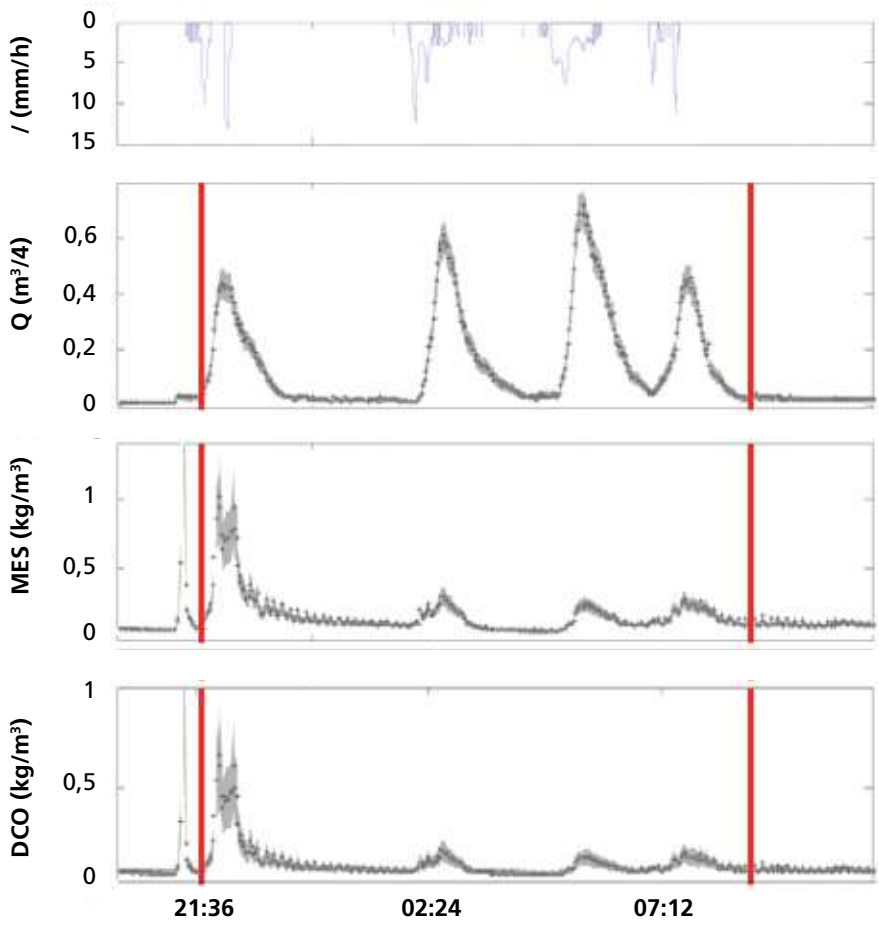


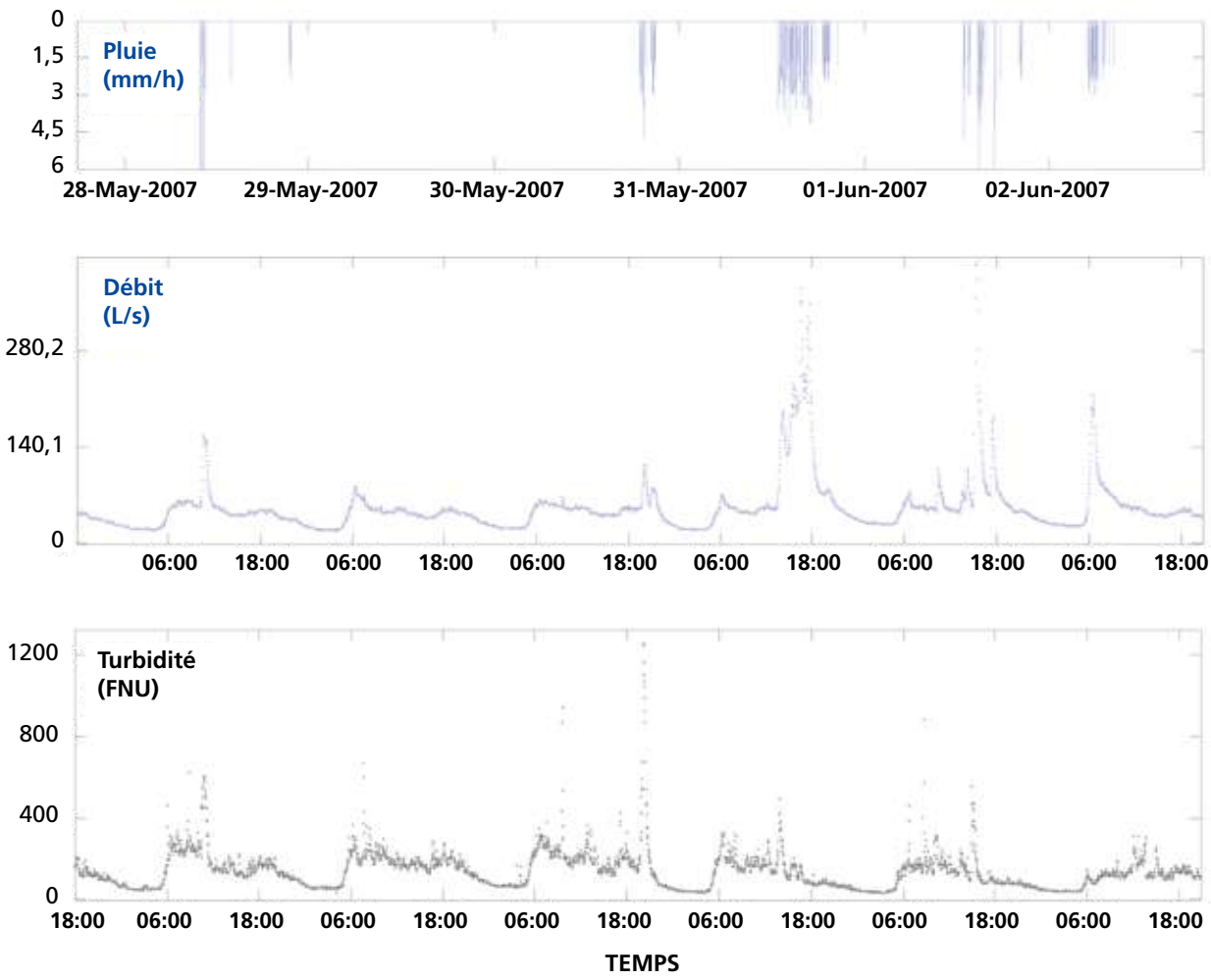
Figure 2 : Exemple de suivi d'un événement pluvieux par mesurage en continu de la pluie, du débit et des concentrations au pas de temps de 2 minutes, Chassieu (Rhône), événement du 29 mai 2008.

à interpoler linéairement entre deux valeurs successives de concentration pour reconstituer la continuité absente des données, et à prendre cette interpolation pour la réalité. Cet exemple n'est pas le plus mauvais, il existe en effet de nombreux cas où le nombre d'échantillons collectés est largement inférieur à 15. Ce type d'information a longtemps constitué la source principale de connaissance sur les flux polluants des rejets urbains de temps de pluie.

À titre de comparaison, la figure 2 montre un exemple de suivi des concentrations en MES et DCO estimées à partir de la turbidité mesurée en continu à l'exutoire du bassin versant séparatif de Chassieu. On dispose dans cet exemple d'une information toutes les 2 minutes, qui représente la dynamique réelle (et non pas imaginée) des processus, avec une estimation systématique des incertitudes. On peut ensuite calculer des bilans de masse ou des flux rejetés de manière beaucoup plus fiable (voir Question 2.2 : *Pourquoi le suivi métrologique de long terme de la qualité des RUTP est-il nécessaire ?*). Le mesurage en continu permet de s'affranchir des limites temporelles arbitraires du découpage en événements pluvieux séparés et des limites technologiques liées aux capacités extrêmement limitées des préleveurs. Des séries chronologiques de données de longue durée (voir figure 3) permettent ainsi d'accéder à des informations et des connaissances nouvelles, de tester des modèles, de mieux gérer les ouvrages, etc.

Pour les bassins versants unitaires, le mesurage en continu permet, à partir d'une base de données sur les flux de temps sec, d'estimer, pour chaque événement pluvieux, la contribution des eaux usées au volume total écoulé et au flux polluant rejeté (voir Métadier et Bertrand-Krajewski, 2011). Il permet également de mieux gérer les ouvrages et de répondre pour partie à l'obligation réglementaire d'autosurveillance. Ainsi que l'ont montré Lombard *et al.* (2010), il est possible d'estimer les concentrations en MES, en DCO totale et dissoute, et en sulfures dissous en entrée d'une station d'épuration urbaine en combinant des données de turbidité, de spectrométrie UV-visible et de conductivité mesurées en continu. Enfin, le mesurage en continu permet d'établir des bilans journaliers avec des incertitudes plus faibles qu'avec les échantillons classiques. De nombreuses perspectives s'ouvrent donc avec sa généralisation (Eggimann *et al.*, 2017).

Figure 3 : Extrait d'une série chronologique pluie, débit et turbidité, Écully (Rhône), 28 mai-2 juin 2007.



En Bref…

Le mesurage en continu des flux polluants par capteurs *in situ* apporte une information bien plus riche et pertinente que celle obtenue par les prélèvements classiques, chaque fois que les concentrations en polluants peuvent être estimées au moyen de capteurs (pH, conductivité, turbidité, spectrométrie UV-visible, sondes spécifiques, etc.). Les protocoles et les bonnes pratiques à mettre en œuvre (étalonnages réguliers, vérifications périodiques, validation de données, estimation des incertitudes) sont connus et disponibles depuis plusieurs années maintenant. La pratique du mesurage en continu pourrait et devrait donc se développer bien davantage, si le poids des habitudes et le maintien d'exigences réglementaires dépassées ou dissuasives fondées quasi exclusivement sur les analyses normalisées sur échantillons ne constituaient pas des freins puissants.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Lombard V., Toloméo S., Bertrand-Krajewski J.-L., Debray R., Comte C., de Bénédittis J.** (2010). *Conception et mise en place de stations de mesure des flux polluants dédiées à la gestion intégrée d'un système d'assainissement.* Actes de Novatech 2010, Lyon, France, 27 juin-1er juillet, 10 p. - Disponible sur http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/35668 visité le 2 septembre 2020).
- **Métadier M. & Bertrand-Krajewski J.-L.** (2011). *Assessing dry weather flow contribution in TSS and COD storm event loads in combined sewer systems.* Water Science and Technology, 63(12), 2983-2991. doi:10.2166/wst.2011.185. – lc.cx/metadier2011
- Et pour concilier cinéphilie et hydrologie urbaine, le film *Le Troisième homme*, de Carol Reed, Grand Prix du Festival de Cannes 1949, scénario de Graham Green, musique originale d'Anton Karas, avec une intrigue policière, des espions, des crimes, des victimes, une enquête, des fausses pistes, et plusieurs scènes avec Orson Welles dans les égouts de Vienne en Autriche. Complément indispensable : Timmermann B. & Baker F. (2002). *Der dritte Man* [le troisième homme]. Wien (Austria) : Czernin Verlag, 288 p. ISBN 978-3-7076-0143-9. (en allemand) – lc.cx/troisiemehomme

2.5

Mesurer les performances des techniques alternatives à la source est-ce si facile ?

Sylvie Barraud et Hélène Castebrunet, INSA Lyon

La diminution du ruissellement et de la contamination des eaux pluviales est régulièrement mise en avant pour promouvoir les techniques alternatives à la source. En effet, la gestion des flux polluants y est favorisée par la limitation des volumes d'eaux qui ruissellent, réduisant du même coup les quantités de rejets polluants associés, ainsi que par le piégeage d'une partie des polluants dans les ouvrages. Mais seule une instrumentation fiable et ambitieuse peut permettre de connaître leur réelle efficacité hydrologique et épuratoire. Or, instrumenter ces ouvrages n'est pas aisé et demande une réelle expertise.

Les questions autour de l'efficacité des ouvrages de gestion à la source

Les solutions alternatives de gestion des eaux pluviales à la source (noues, chaussées réservoirs, toitures végétalisées, puits, biofiltres, tranchées, etc.) sont désormais largement promues car elles sont censées diminuer les flux d'eau et réduire leur contamination par limitation du lessivage, piégeage ou filtration/décantation. En outre, elles sont souvent plurifonctionnelles et intégrées aux aménagements urbains en termes architecturaux et paysagers.

Mais sont-elles réellement efficaces des points de vue hydrologique et épuratoire ? Comment peut-on suivre ces dispositifs ?

Répondre à ces questions requiert de s'en poser plusieurs autres :

- Quelles performances cherche-t-on à mesurer connaissant la multifonctionalité des ouvrages (lutte contre les inondations, aptitude à limiter les rejets polluants, bonne intégration à l'aménagement) ? Quels sont les indicateurs à définir et pour quels objectifs ? Quelles sont les grandeurs à suivre ?
- À quelles échelles d'espace et de temps évalue-t-on ces performances : locale ou à l'échelle du bassin versant muni de techniques alternatives ? événementielle ou annuelle ?

Est traitée ici la question de la performance locale d'un ouvrage ou d'un élément d'aménagement local vis-à-vis de la limitation des flux d'eau (débits et volumes) et des polluants à l'échelle des événements pluvieux.

Photo 1 : Noue végétalisée drainant les eaux d'un parking du campus de la Doua à Villeurbanne.



Photo 2 : Vue des trois systèmes instrumentés (de gauche à droite : parking muni d'une noue, parking muni d'une tranchée, parking en chaussée réservoir et enrobé en béton drainant) – Ecocampus Villeurbanne.



L'instrumentation de ces ouvrages se heurte à plusieurs difficultés

Les solutions de gestion à la source sont basées sur des principes de rétention/stockage, d'infiltration (dans les substrats formant les ouvrages et/ou dans le sol sous-jacent) ou encore d'évapotranspiration. Lorsque l'on instrumente de tels ouvrages, les difficultés sont liées à :

- la variabilité forte des flux d'eau d'un événement à l'autre : le volume est nul en sortie pour de petites pluies et important pour des pluies de fortes hauteurs précipitées.
- la diversité des dispositifs d'entrée d'eau (par ruissellement de surface, conduite…) ou de sortie (drain, infiltration dans le sol, surverse…).
- la nécessité, lorsque l'on prélève les eaux pour quantifier leur niveau de contamination, de disposer d'une zone de référence pour la comparaison des grandeurs avec celles observées en sortie. En effet, les volumes d'entrée des dispositifs à la source étant souvent faibles (les surfaces drainées sont petites), tout prélèvement d'eau en entrée à des fins analytiques fausse les mesurages en sortie. Il faut donc trouver un artifice qui permet de s'affranchir de ce biais majeur.
- la place nécessaire pour implanter le dispositif métrologique sur des sites plurifonctionnels et de petites tailles.

Le dispositif de suivi mis en place dans le cadre de l'OTHU

Trois ouvrages et une zone de référence

Le campus Lyon tech La Doua à Villeurbanne est le site OTHU dédié à l'étude des techniques alternatives à la source. Dans le cadre du Plan Campus, il a été décidé de rénover les espaces publics avec une gestion alternative et intégrée des eaux pluviales. L'OTHU s'est saisi de cette opportunité pour implanter des équipements au moment des travaux, ce qui a facilité la mise en place d'une métrologie adaptée pour un suivi pérenne. L'objectif visé était de mesurer l'efficacité des systèmes alternatifs de gestion à la source en termes de limitation des rejets d'eau et de micropolluants (métaux, pesticides, retardateurs de flammes, HAP et alkylphénols).
L'étude s'appuie sur le suivi *in situ* de trois systèmes drainant des eaux de ruissellement de parking (photo 2). Deux sont des parkings similaires de 290 m² et 270 m² présentant une partie en stabilisé[1] et une partie en béton bitumineux, dont les eaux sont évacuées respectivement par une noue végétalisée et une tranchée de graves. Le troisième système est un parking en chaussée à structure réservoir (CSR) et revêtement drainant de 90 m². Les ouvrages ont été étanchés en fond de fouille pour les besoins expérimentaux.
Une zone de référence en chaussée traditionnelle imperméable de 90 m² contigüe à la chaussée réservoir permet une comparaison des flux d'eau et de polluants entre un système classique de parking imperméable et des systèmes alternatifs de gestion à la source.

Le choix des indicateurs de performance et de la métrologie associée

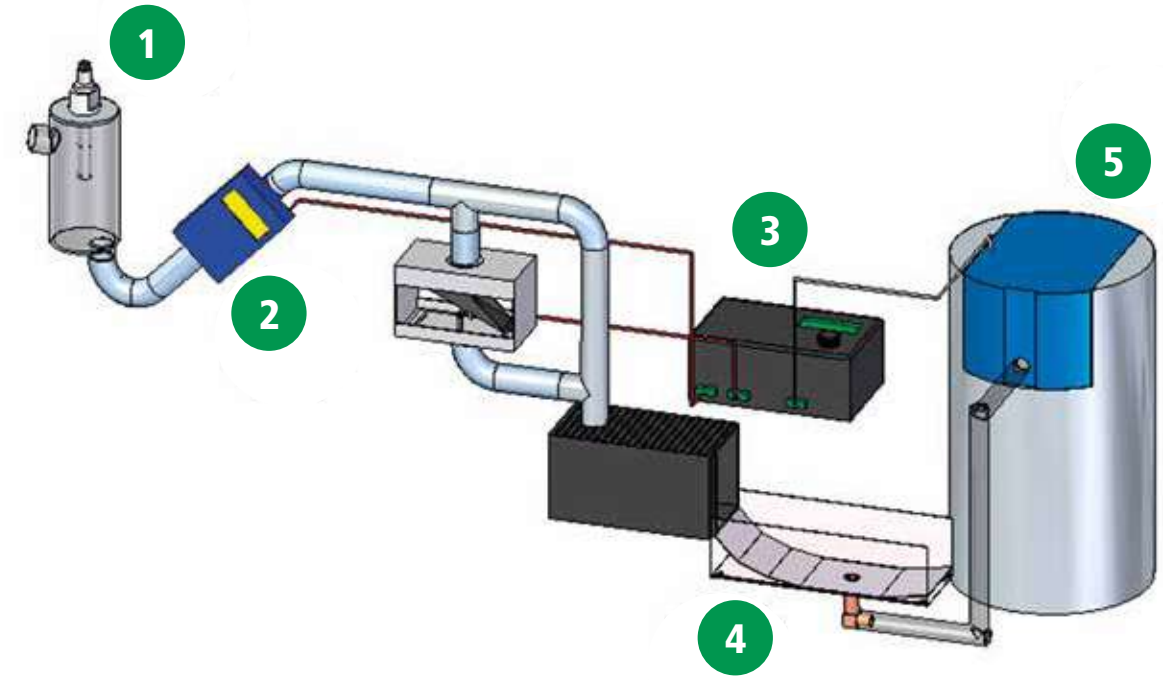
Pour évaluer les performances épuratoires et hydrologiques des ouvrages, plusieurs indicateurs majeurs ont été choisis, et permettent de comparer la sortie de l'ouvrage et la sortie de la zone de référence. Ces indicateurs sont l'abattement des débits de pointe et des volumes, et l'abattement des concentrations et masses évènementielles de polluants. L'analyse statistique des concentrations et des masses permet une évaluation du niveau de contamination des eaux pour différentes substances et une estimation contextualisée des performances observées.
Les masses sont normées afin de prendre en compte les disparités des surfaces d'apport (masse au mètre carré actif). Les indicateurs sont déterminés pour chaque événement pluvieux et permettent d'évaluer les performances évènementielles.

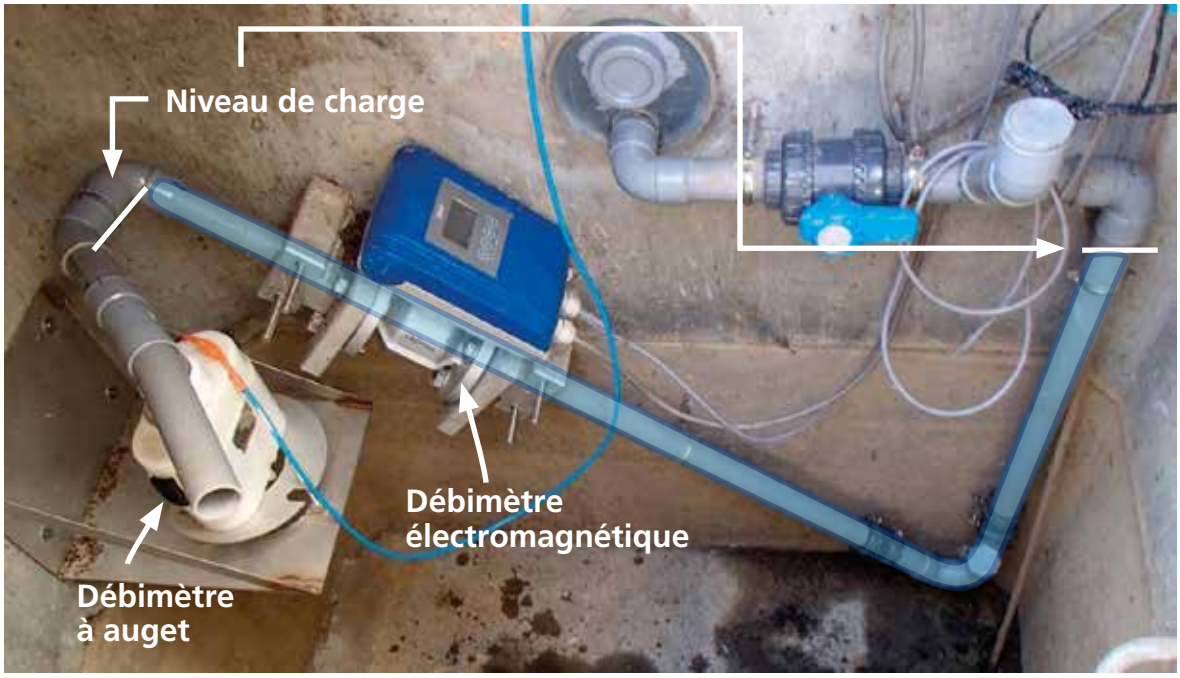
Pour calculer ces indicateurs, chaque ouvrage est équipé du dispositif métrologique suivant (figure 1, page suivante) :

- une zone en entrée ❶ permettant de placer des capteurs (ex. conductivité, pH, température)
- un double mesurage de débit ❷ : les petits débits (0 à 100 L/h) sont mesurés par un débitmètre à auget (20 g), les plus importants (75 à 3 500 L/h) par un débitmètre électromagnétique. Sur la zone de recouvrement, le débit est moyenné.
- une centrale d'acquisition ❸ qui recueille et archive les données en continu toutes les 2 minutes.
- un canal de prélèvement ❹ prototype en inox dont la forme a été étudiée pour assurer l'homogénéisation du volume d'eau au moment du prélèvement.

[1] Les sols stabilisés sont un mélange de graviers, de sables, de fines et de liant, appliqués en une ou plusieurs couches.

Figure 1 : Schéma de principe du mesurage des flux d'eau et de micropolluants en sortie de systèmes de gestion à la source des eaux pluviales. (Source : Garnier, 2020)





Les sous-échantillons sont prélevés au cours de la pluie proportionnellement au volume écoulé et dirigés vers un mono flacon ❺ en plastique téflonné. Lorsque la pluie annoncée est de faible hauteur, le prélèvement est fait directement dans un bidon téflonné. Les effluents sont ensuite partitionnés pour analyse dans des flacons en verre ambré ou en plastique selon les substances à analyser.

Les enseignements de ce suivi : bonnes pratiques et erreurs à éviter

L'acquisition de données de bonne qualité est coûteuse en temps et en moyens humains. Elle demande tout d'abord de la réactivité. Le personnel doit être opérationnel dès que la pluie est annoncée et les échantillons doivent être envoyés rapidement aux laboratoires, pour être reçus et conditionnés dans les 24 heures, de manière à éviter les dégradations des polluants organiques étudiés. Et comme les laboratoires ne sont pas ouverts 24 heures sur 24, beaucoup de prélèvements ne peuvent être exploités : pluies des week-ends, jours fériés, arrivée tardive au laboratoire…

Les prélèvements d'échantillons nécessitent un asservissement fiable au mesurage du débit, c'est-à-dire des prélèvements effectués proportionnellement au volume des eaux sortant de l'ouvrage. Ceci permet d'obtenir un échantillon réellement représentatif des eaux étudiées à l'échelle de l'événement. Il faut également délimiter de manière rigoureuse les évènements pluvieux dans le temps. Une erreur à ne pas commettre est de commencer à prélever avant que l'eau de la pluie précédente n'ait fini de passer à travers l'ouvrage.

Des résultats fiables requièrent une analyse des incertitudes. Les travaux de l'OTHU ont montré que les incertitudes de mesure des flux polluants proviennent davantage de la phase d'échantillonnage que de la phase d'analyse en laboratoire. Il faut également sélectionner des laboratoires qui garantissent des limites de détection et de quantification compatibles avec les gammes observées dans les eaux pluviales, en phases dissoute et particulaire.

Enfin, étancher les dispositifs est nécessaire pour échantillonner l'ensemble des rejets vers le milieu naturel, bien que ce soit difficilement transposable à des ouvrages construits. Mais c'est le tribut à payer pour obtenir des résultats fiables et contrôlables.

(Frustré·es de ne pas voir les résultats obtenus ? direction la Question 8.6 : *Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants ?*)

Pour une collectivité, est-ce utile (et réalisable) d'instrumenter ces ouvrages pour évaluer leurs performances vis-à-vis des polluants ?

Le diagnostic permanent des systèmes, requis par l'arrêté du 21 juillet 2015, incite les collectivités locales à avoir une bonne connaissance de leurs dispositifs de gestion des eaux pluviales. La tentation d'une instrumentation régulière et fiable des techniques à la source, même si elle n'est pas imposée par la réglementation, notamment pour évaluer leurs performances en termes de gestion des polluants, est grande. Or, il est fréquent que les services des collectivités ne disposent pas des capacités matérielles et de l'expertise nécessaire à la mise en place d'un tel dispositif. Il ressort des études sur les sites OTHU qu'une instrumentation fiable des techniques alternatives à la source nécessite des ressources matérielles, humaines et techniques importantes, difficilement mobilisables à l'échelle d'une agglomération entière.
L'instrumentation scientifique collaborative entre collectivités et chercheurs sur des sites ciblés, diversifiés et représentatifs, avec des protocoles communs et le partage des pratiques métrologiques et des résultats, constitue une approche adaptée pour aller progressivement vers une amélioration de la connaissance des performances des ouvrages.

À retenir

Acteurs opérationnels de l'eau, plutôt que de vous lancer dans l'instrumentation et le suivi de techniques à la source, les données de programmes de recherche et d'études scientifiques sont à votre disposition, utilisez-les !

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Garnier R.** (2020). *Systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systèmes à la source – système centralisé.* Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon. 318 p. - lc.cx/metadier2011
- **Bacot L., Barraud S., Honegger A., Lagarrigue C.** (2020). *Synthèse opérationnelle du programme de recherche MicroMegas I Devenir des micropolluants au sein des ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source ou centralisés.* Septembre 2020 – 18 p. - lc.cx/guidemicromegas

2.6

Comment mesurer le débit déversé par un déversoir d'orage ?

Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Les déversoirs d'orage (DO) n'ont pas été initialement conçus pour simplifier le mesurage des débits. Leur fonctionnement hydraulique n'est pas maîtrisé, ce qui rend leur instrumentation difficile. En outre, la réglementation impose de mesurer et d'enregistrer en continu les débits rejetés par les principaux DO. Cette exigence réglementaire traduit l'enjeu environnemental que constituent ces déversements d'eau non traitée. Or, si l'autosurveillance de ces ouvrages doit permettre aux exploitants de mieux maîtriser les rejets polluants au milieu, elle peut aussi s'avérer complexe à mettre en œuvre.

Les rejets des DO contribuent à la dégradation des milieux aquatiques

Les déversoirs d'orage (DO) sont des ouvrages de dérivation installés dans les réseaux d'assainissement unitaires. Ils permettent de protéger les ouvrages aval, et notamment la station d'épuration (STEP), contre les surcharges hydrauliques. Ils conduisent ainsi, en temps de pluie, au rejet d'eau non traitée vers les milieux aquatiques. Les rejets des déversoirs contribuent à la dégradation des milieux aquatiques. À titre d'illustration, la Métropole de Lyon a procédé à une évaluation globale de ces rejets (Grand Lyon, 2017) : sur l'année 2015, les volumes déversés ont représenté près de 7 % du volume total collecté par les réseaux. La charge polluante de ces 7 % d'eau non traitée est équivalente à celle véhiculée par les 93 % d'eau traitée en sortie de STEP. En outre, l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif notamment à l'autosurveillance du système de collecte, impose de mesurer en continu les débits et d'estimer la charge polluante au niveau des principaux DO situés à l'aval d'un tronçon destiné à collecter une charge brute de pollution organique par temps sec supérieure ou égale à 600 kg/j de DBO_5 (demande biochimique en oxygène en 5 jours), lorsqu'ils déversent plus de dix jours par an en moyenne quinquennale. C'est pourquoi il est indispensable de quantifier et de qualifier ces rejets.

Les méthodes classiques de mesure des débits et volumes déversés

La figure 1 illustre les principales méthodes de mesure des débits et volumes déversés, dont les avantages et faiblesses respectives sont décrites dans le tableau 1.

Figure 1 : Méthodes de mesure du débit déversé (source : adaptée de A. Mate Marin, 2017).

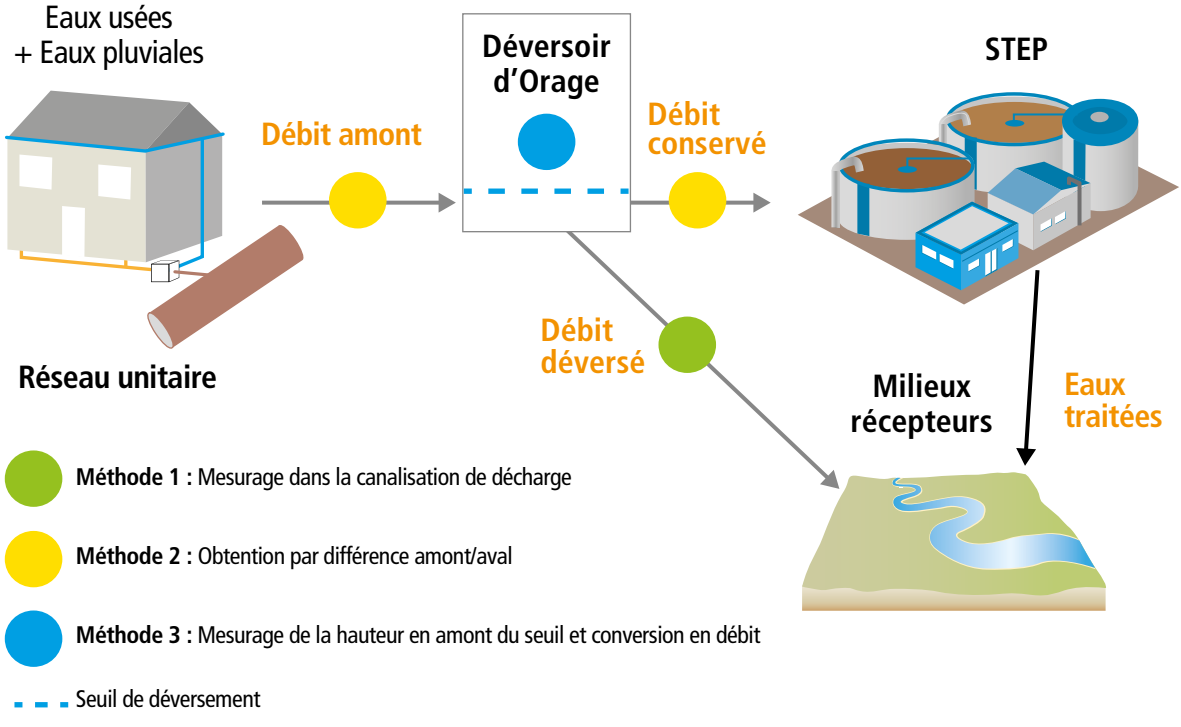


Tableau 1 : Avantages et faiblesses des méthodes de mesure des débits et volumes déversés.

	Avantages	Faiblesses
MÉTHODE 1 Mesurage dans la canalisation de décharge	▶ Obtention directe du débit déversé ▶ Un seul point de mesure	▶ Perturbations liées à l'influence aval due à l'intrusion du milieu naturel ▶ Capteurs la plupart du temps « au sec », pouvant entraîner leur dérive et une production de données aberrantes ▶ Faible accessibilité et maintenance difficile ▶ Emplacement pas toujours approprié
MÉTHODE 2 Obtention par différence amont/aval	▶ Simplicité (différence amont/aval)	▶ Doublement des points de mesure ▶ Coût d'entretien et de maintenance ▶ Accroissement des incertitudes sur le débit déversé
MÉTHODE 3 Mesurage à l'amont du seuil et conversion hauteur/débit	▶ Relation hauteur/débit ▶ Moins d'entretien	▶ Sensibilité aux conditions d'écoulement à l'amont et à l'aval ▶ Relation hauteur/débit non valide si présence de dépôt

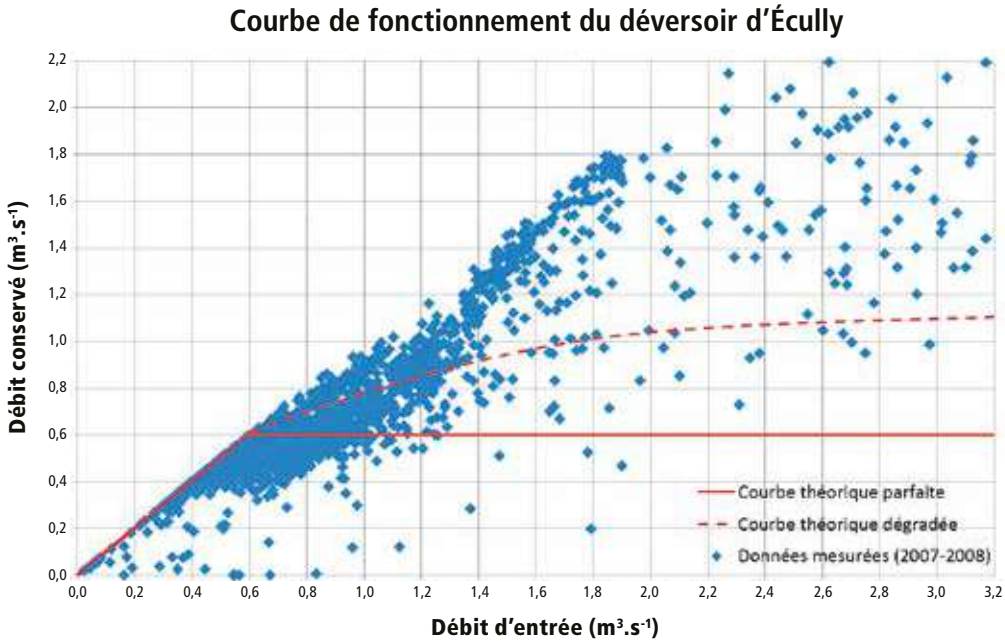
Des mesurages délicats en raison d'un fonctionnement hydraulique complexe

Les déversoirs d'orage ont souvent un fonctionnement hydraulique complexe (voir Question 8.1 : *À quoi sert un déversoir d'orage et comment fonctionne-t-il ?*). Le déversoir d'orage d'Ecully a été instrumenté dans le cadre de l'OTHU (photo 1). Il s'agit d'un déversoir latéral à crête haute soumis à l'autosurveillance réglementaire. Le débit déversé chute de 6 m pour rejoindre la canalisation de décharge. Depuis 2002, des débitmètres ont été installés à l'amont et dans la canalisation de décharge.

Photo 1 : Géométrie du déversoir d'Écully (source : Momplot, 2014).



Figure 2 : Courbe de fonctionnement du déversoir d'Ecully : débit conservé vers l'aval en fonction du débit amont (source: Momplot, 2014).



Entre 2002 et 2014, la méthode 1 était utilisée. Cependant, deux problèmes majeurs affectaient la qualité des données sur cette période, à savoir :

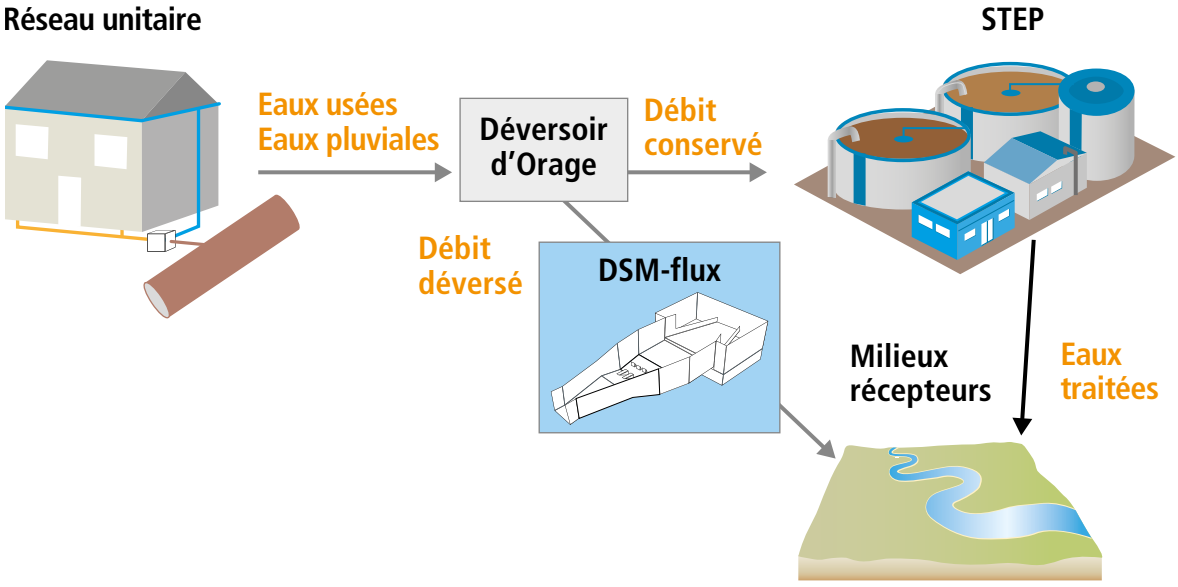
- *a :* l'intrusion du milieu naturel (ruisseau des Planches) dans la canalisation de décharge pour certains événements pluvieux ;
- *b :* l'entraînement d'air dû à la chute de 6 m.

La figure 2 montre le degré de dispersion des données de débits déversés collectées en 2007-2008.

Améliorer le mesurage du débit déversé

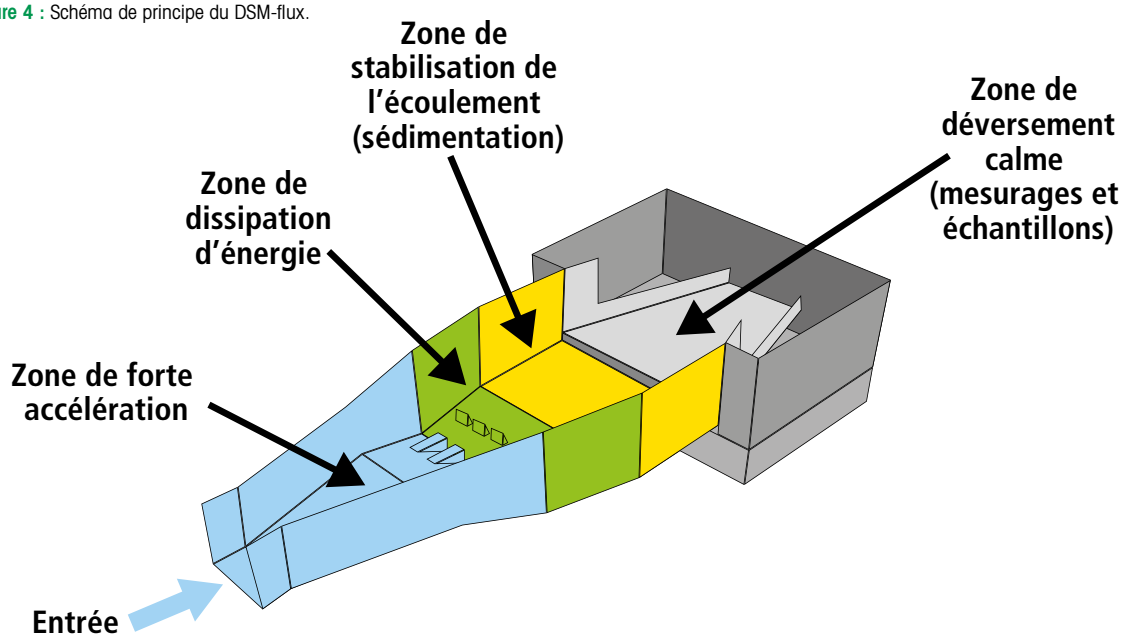
Suite à ce constat, une relation entre le débit amont et le débit déversé a été proposée en 2014. Cette relation a été construite à partir des résultats issus de la modélisation 3D du déversoir d'Ecully. Cette nouvelle méthode est semblable à la méthode 3 (figure 1). En effet, elle utilise des valeurs mesurées du débit dans la canalisation amont et des débits déversés obtenus par modélisation 3D. Cette méthode est malgré tout dépendante des conditions d'écoulement à l'amont, elles-mêmes fonction de la géométrie du déversoir et des changements géométriques ou hydrologiques amont.
Par ailleurs, une solution alternative a été mise au point et brevetée en 2014 (Lipeme Kouyi *et al.*, 2014). Elle repose sur l'installation d'un canal de mesure du débit déversé au niveau de l'espace de décharge (voir le positionnement au sein du réseau d'assainissement sur la figure 3). Ce canal original est appelé DSM-flux (dispositif de surveillance et de maîtrise de flux déversés).

Figure 3 : Illustration de l'installation d'un DSM-flux au niveau de l'espace de décharge d'un déversoir d'orage. (Source : adaptée de A. Mate Marin, 2017).



Le DSM-flux est une alternative aux méthodes existantes et permet de mesurer les débits et les concentrations en polluants déversés. Une loi hauteur-débit robuste, c'est à dire valide quelles que soient les conditions d'écoulement en entrée, permet d'obtenir les débits avec une incertitude relative inférieure à 15 %. Les volumes déversés sont connus à 1 % près. La figure 4 indique le schéma de principe de ce dispositif.

Figure 4 : Schéma de principe du DSM-flux.



En Bref…

Il n'est pas simple de mesurer le débit déversé par un déversoir d'orage. Si le comportement hydrodynamique (notamment la forme de la surface libre) le permet et si aucun changement n'intervient au niveau des configurations d'écoulement à l'amont et/ou à l'aval, il faut privilégier une relation hauteur/débit ou débit amont/ débit déversé (méthode 3). Une modélisation 3D peut améliorer l'établissement de cette relation.
Il est généralement impossible de mesurer de manière fiable le débit déversé simplement dans la canalisation de décharge, sauf si la géométrie du site permet un aménagement spécifique adapté, de type DSM-flux.
Quelle que soit la configuration du déversoir, il est indispensable de faire une analyse préalable du fonctionnement hydraulique du DO avant toute instrumentation !

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Fiche méthodologique n° 6 :**
  Calcul du débit à partir de la hauteur d'eau, GRAIE – Groupe de travail Autosurveillance, 3 p. (2018) – lc.cx/FicheTechGraie-autoN6 – Ainsi que toutes les productions du groupe de travail GRAIE Autosurveillance – lc.cx/ProdGraieAutosur

2.7

Le vivant au service de la métrologie de terrain : quels bioindicateurs pour mesurer les impacts des rejets urbains par temps de pluie sur les milieux récepteurs ?

Florian Mermillod-Blondin, Pierre Marmonier, CNRS et Université Lyon 1 – Claude Durrieu, Antoine Gosset, ENTPE

Depuis plusieurs années, l'OTHU travaille sur le développement d'outils de mesure biologiques *in situ*, pour mettre le vivant au service de la métrologie de terrain et de l'évaluation de l'impact des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques.

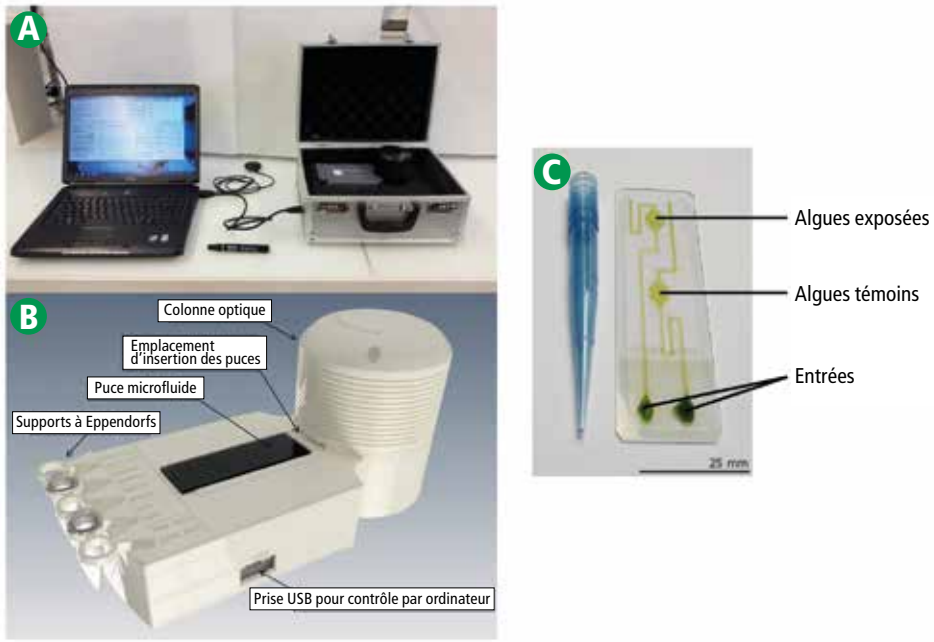
Les limites des approches classiques

L'évaluation de la qualité des milieux aquatiques en entrée et à l'aval des systèmes de gestion des RUTP passe classiquement par des analyses physico-chimiques permettant de mesurer les flux d'eau, les polluants associés ainsi que la performance environnementale des ouvrages. Néanmoins, ces analyses sont insuffisantes : la caractérisation de l'état écologique des systèmes passe également par l'utilisation de bioindicateurs qui permettent d'évaluer l'atteinte des écosystèmes recevant des RUTP.

Dans le cadre de l'OTHU, différents types de bioessais écotoxicologiques, normalisés ou non, ont été mis en œuvre sur des échantillons d'eaux pluviales et de rejets de déversoirs d'orage. L'objectif est de mesurer les effets des RUTP sur le vivant, au moyen d'organismes représentatifs : algues vertes unicellulaires (*Chlorella vulgaris, Pseudokirchneriella subcapitata, Chlamydomonas reinhardtii*) et micro-crustacés (*Brachionus calyciflorus, Daphnia magna, Ceriodaphnia dubia, Heterocypris incongruens*). Ces bioessais sont des tests de laboratoire ne prenant pas en compte la dynamique des systèmes étudiés. Ils sont en effet réalisés dans des conditions contrôlées sur des échantillons prélevés à un instant donné. Une approche « capteur » a donc été développée afin de mesurer *in situ* et en continu la réponse d'organismes aquatiques à des arrivées de contaminants organiques (ex. pesticides), inorganiques (ex. nitrates) et métalliques.

De plus, dans les écosystèmes souterrains (nappes impactées par l'arrivée d'eaux pluviales), les critères d'évaluation de la qualité des eaux sont habituellement limités à des variables physiques et chimiques sans considérer des outils d'évaluation biologiques. Cela est lié d'une part à l'accessibilité du milieu

Figure 1 : Photographie d'ensemble (**A**) et représentation 3D du biocapteur algal microfluidique développé (**B**), et photographie de la puce microfluidique contenant des microalgues analysées (**C**). Modifié d'après Gosset *et al.* (2018).



qui rend difficile l'échantillonnage biologique et d'autre part à la Directive Cadre sur l'Eau qui, à l'inverse des eaux de surface, ne prend pas en compte les indicateurs biologiques dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraines. Les travaux de l'OTHU ont cherché à combler ce manque en proposant des outils utilisant des micro-organismes et des invertébrés pour évaluer la qualité des aquifères impactés ou non par l'infiltration d'eaux de ruissellement pluvial.

Plusieurs outils de mesures *in situ* ont été développés

Des biocapteurs algaux sensibles aux métaux et aux pesticides

Un biocapteur peut être défini comme un dispositif associant un élément biologique avec un système de mesure permettant d'analyser *in situ* la réponse de cet élément aux variations environnementales auxquelles il est soumis. Les éléments biologiques utilisés ici sont des algues unicellulaires. On parle donc de biocapteurs algaux.

Le principe de fonctionnement de tels outils est basé sur l'immobilisation d'algues unicellulaires sur des supports eux-mêmes reliés à des transducteurs. Ces transducteurs permettent de rendre compte de l'état physiologique des algues en convertissant un phénomène biochimique en un signal physique facilement mesurable. Différents phénomènes biologiques peuvent être ainsi étudiés, comme l'émission de fluorescence par les chlorophylles (pigments verts des végétaux) ou bien des activités enzymatiques (les phosphatases alcalines et estérases étant les plus étudiées). Les transducteurs utilisés peuvent être :

- des fibres optiques : pour le suivi de la fluorescence émise par les chlorophylles ou la transformation de produits fluorescents liée à l'activité des enzymes ;
- des éléments conductimétriques (ex. électrodes) permettant de suivre des modifications de conductivité d'un milieu générées par des réactions enzymatiques.

La sensibilité de ces capteurs est très dépendante de la méthode d'immobilisation des algues au contact ou à proximité immédiate du transducteur. Différentes méthodes ont été testées à ce jour. Elles peuvent être :

- physiques : par piégeage direct des cellules algales sur des membranes en fibres de verre ou de quartz ou par encapsulation dans des matrices de silice.
- chimiques : par réticulation, un processus de jonction chimique de plusieurs molécules par liaison covalente à l'aide d'un agent de réticulation (ex. glutaraldéhyde) des algues avec de l'albumine, une protéine naturelle présente notamment dans le blanc d'œuf ou le sang.

Ces différentes méthodes ont permis la conception de capteurs innovants pour leur spécificité de détection. A ce jour, les capteurs conductimétriques semblent plus adaptés à la détection des métaux alors que les méthodes optiques reposant sur la fluorescence des chlorophylles apparaissent plus performantes pour la détection des phytosanitaires.

Toutefois, l'immobilisation des algues constitue dans tous les cas une barrière plus ou moins étanche aux molécules présentes dans le milieu étudié. Pour résoudre cette difficulté, nous avons développé un biocapteur optique étudiant la perturbation de la fluorescence chlorophyllienne des algues. Il est basé sur l'utilisation de puces microfluidiques (figure 1 C), dans lesquelles les algues ne sont plus immobilisées, mais en libre circulation dans des micro-capillaires d'une centaine de microns de diamètre. Ceci permet de conserver l'ensemble des échanges entre les algues et les molécules présentes dans les milieux étudiés, de la même manière qu'en laboratoire. Ces puces sont insérées dans un système optique incluant LED et photodétecteurs, reliés à un logiciel d'acquisition de données sur ordinateur portable (figure 1A).

Des substrats artificiels pour échantillonner les micro-organismes des nappes

L'originalité de cette approche est d'utiliser des substrats artificiels dans les piézomètres des sites de l'OTHU (voir Question 6.1 *Quel est l'impact des bassins d'infiltration d'eaux pluviales sur les nappes phréatiques ?*) afin d'échantillonner les micro-organismes présents dans la nappe en amont et en aval des ouvrages d'infiltration. Après une durée d'incubation dans la nappe, les substrats sont collectés et analysés pour estimer la biomasse et l'activité des micro-organismes développés sur les substrats (biofilms microbiens). Ces variables mesurées sur les biofilms microbiens ont pour but d'évaluer la quantité de matière organique biodisponible dans la nappe phréatique apportée par l'infiltration d'eaux pluviales. En effet, la quantité de matière organique étant un élément limitant pour les micro-organismes dans la nappe, un enrichissement de la nappe par des apports organiques provenant de la surface peut se refléter sur le développement des biofilms microbiens.

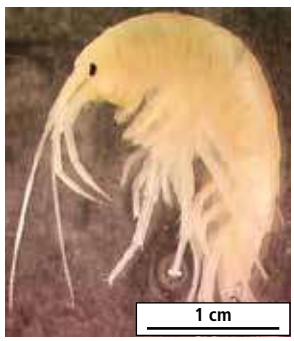
L'encagement d'invertébrés aquatiques dans les eaux souterraines

L'approche développée vise à incuber des invertébrés dans des tubes grillagés en inox et à mesurer leur état physiologique (ou état de santé) au bout d'incubations de quelques semaines. Cet état de santé est une combinaison de leur taux de mortalité et de leur niveau en réserves énergétiques (glycogène et triglycéride). Après avoir testé plusieurs espèces, deux invertébrés différents ont été utilisés : des crustacés vivant dans les eaux de surface (*Gammarus pulex*) ou dans les eaux de nappe (*Niphargus rhenorhodanensis*, figure 2).

Figure 2 : Photos des systèmes d'encagement et des invertébrés utilisés.



Cage pour incubation des invertébrés (© C. Maazouz).

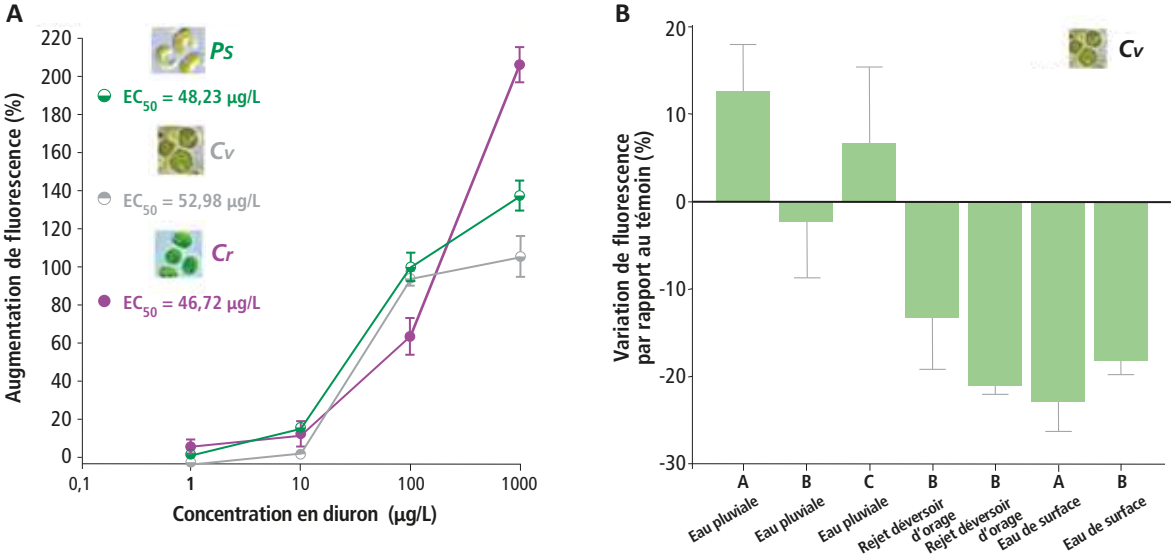


Un crustacé sentinelle vivant dans les eaux de surface : *Gammarus pulex* (© P. Marmonier).



Un crustacé sentinelle vivant dans les eaux souterraines : *Niphargus rhenorhodanensis* (© A. Foulquier).

Figure 3 : **A** : Réponse du capteur au diuron pour trois espèces de microalgues (Cv : *Chlorella vulgaris* ; Ps : *Pseudokirchneriella subcapitata* ; Cr : *Chlamydomonas reinhardtii*). EC50 : concentration en substance (ici diuron) engendrant un effet de 50 % (ici augmentation de la fluorescence des algues) par rapport aux contrôles. **B** : Exemple de réponse du capteur après exposition (5 minutes) de *Chlorella vulgaris* à différents échantillons d'eaux pluviales, rejets de déversoirs d'orage et eaux de surface contaminées. Les grandeurs mesurées sont les différences de fluorescence chlorophyllienne (positives ou négatives) des algues exposées par rapport à des algues témoins. Modifié d'après Gosset *et al.* (2018).



Les principaux résultats

La microfluidique, une piste prometteuse pour la détection des micropolluants

Avec le développement de la station microfluidique, il a été possible de répondre à toutes les contraintes d'utilisation sur le terrain. La validation du capteur avec un pesticide seul (diuron, figure 3) a montré la sensibilité du dispositif (réponse à des faibles concentrations), après des temps d'exposition très courts (5-20 minutes). Les premiers résultats obtenus sur des rejets urbains par temps de pluie (figure 3B) sont prometteurs pour la détection de micropolluants écotoxiques, notamment ceux qui agissent directement sur le niveau de fluorescence des algues (ex. pesticides).

Les biofilms sont de bons indicateurs de l'état trophique des nappes

Pour deux saisons (printemps et automne), les substrats artificiels ont été incubés durant deux mois dans les piézomètres amont et aval de trois bassins d'infiltration suivis par l'OTHU (IUT, Minerve et Grange Blanche). Lors de l'incubation, l'analyse physico-chimique des nutriments présents dans les eaux souterraines a été réalisée à trois occasions dans chacun des piézomètres. Les biofilms ayant poussé sur les billes du substrat artificiel ont également fait l'objet d'analyses après deux mois d'incubation dans l'eau souterraine. Ces analyses, consistant à mesurer la croissance et les activités enzymatiques des biofilms, ont permis de nous renseigner sur la disponibilité en nutriments (principalement du carbone organique dissous et des phosphates) et sur la contamination de la nappe par les apports d'eau de surface en aval des bassins. Elles ont révélé que les biofilms étaient plus développés et plus actifs en aval des bassins en comparaison avec les zones témoin. De plus, les biomasses et activités mesurées étaient corrélées positivement avec les teneurs en carbone organique dissous et, secondairement, aux teneurs en phosphates (figure 4). Cette méthode permet donc d'obtenir une évaluation intégrée dans le temps du degré de perturbation de la nappe.

L'état de santé des invertébrés encagés est un bon indicateur de la pollution de la nappe

Les invertébrés ont été encagés et immergés dans l'eau de nappe au fond de piézomètres situés en amont (témoin)

Figure 4 : Relation entre qualité de l'eau de nappe (carbone organique dissous en **A** et phosphates en **B**) et biomasse des biofilms après deux mois d'incubation (protéines en **A**, carbohydrates en **B**) à deux périodes de l'année (automne en vert, printemps en blanc). D'après Mermillod-Blondin *et al.* (2013).

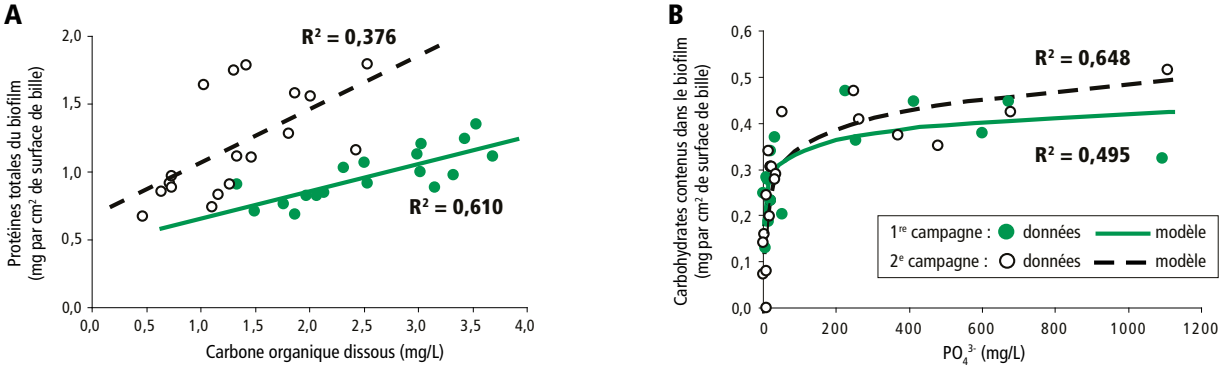
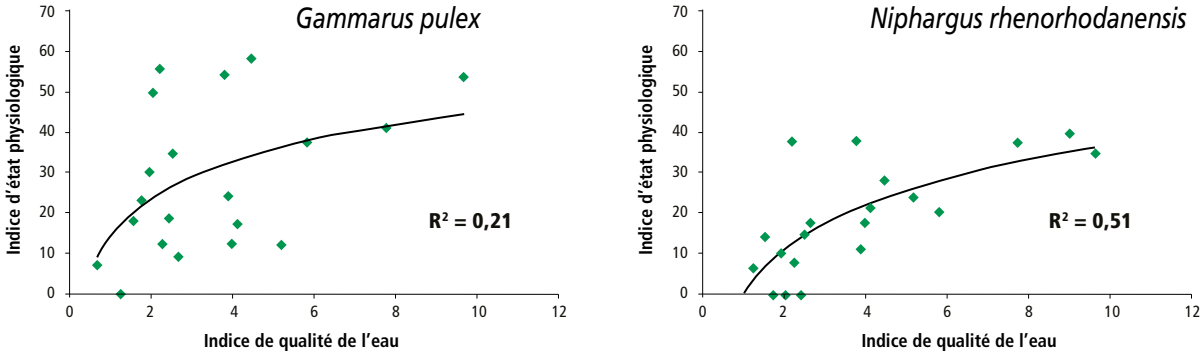


Figure 5 : Relation entre l'indice d'état de santé des invertébrés (combinant mortalité et niveaux des réserves énergétiques) et l'indice de qualité chimique des eaux souterraines (combinant concentrations en oxygène et en matière organique). Les corrélations pour les deux espèces sont significatives (p-value = 0,019 pour *Gammarus* et p-value = 0,0002 pour *Niphargus*) même si une forte dispersion est observée pour les valeurs de qualité d'eau intermédiaires.



et en aval (impacté) de quatre bassins d'infiltration d'eaux pluviales. La détermination du simple taux de survie de ces invertébrés après une semaine (pour le *Gammarus* vivant dans l'eau de surface) ou au bout d'un mois (pour le *Niphargus* vivant dans les nappes) n'est pas très informative. Cette survie est globalement bonne et semble surtout contrôlée par les crises d'anoxie (privation d'oxygène). En revanche, lorsque la survie est combinée au niveau des réserves énergétiques, l'indice d'état de santé des sentinelles obtenu est plus faible en aval des bassins d'infiltration et significativement corrélé à la qualité des eaux de nappe (figure 5). Ce lien entre état de santé et qualité de l'eau de nappe est meilleur lorsqu'on utilise des organismes souterrains car ceux-ci sont plus résistants aux contraintes environnementales et peuvent donc rester plus longtemps dans le milieu.

Plusieurs développements en cours et à venir

Concernant les biocapteurs, nous avons pour projet de faire évoluer le dispositif microfluidique vers un système « lab on chip » qui permettrait d'étudier simultanément la réponse de plusieurs paramètres sur différentes espèces algales. Ceci permettrait de multiplier les données afin de mieux cibler les contaminants à détecter.

La méthodologie basée sur l'utilisation des biofilms comme indicateurs des effets de l'infiltration des eaux pluviales sur la nappe est très prometteuse. A travers des outils moléculaires permettant de déterminer les espèces bactériennes présentes dans les biofilms, il est maintenant possible d'évaluer les changements de communautés bactériennes liées aux pratiques d'infiltration et de rechercher spécifiquement la présence d'agents pathogènes (voir Question 5.3 : *Quels sont les contaminants microbiologiques transportés dans les RUTP et quel est leur niveau de dangerosité pour l'Homme ?*).

Pour les encagements, il est prévu de faire évoluer la méthodologie en utilisant le crustacé isopode *Asellus aquaticus* qui dispose de plusieurs avantages : facilité d'accès au matériel biologique, utilisation dans de nombreuses expériences d'écotoxicologie, approches génomiques déjà développées sur cet organisme. Avec cette espèce, il sera possible d'aller plus loin dans les effets mesurés sur les organismes via l'expression des gènes exprimés en fonction des polluants présents.

En Bref...

Les travaux réalisés dans le cadre de l'OTHU ont permis le développement de bioindicateurs pertinents pour l'évaluation de la qualité des eaux de ruissellement pluvial et des milieux aquatiques (eaux de surface, eaux de nappe). En complément des approches chimiques traditionnelles (ponctuelles), ces outils intégrateurs apportent un éclairage nouveau sur l'état écologique de systèmes dynamiques impactés par les RUTP.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Gosset A., Durrieu C., Renaud L., Deman AL., Barbe P., Bayard R., Chateaux J.-F.** (2018). *Xurography-based microfluidic algal biosensor and dedicated portable measurement station for online monitoring of urban polluted samples* – Biosensors and Bioelectronics 117: 669-677. - 10.1016/j.bios.2018.07.005 – lc.cx/gosset2018
- **Mermillod-Blondin F., Foulquier A., Maazouzi C., Navel S., Negrutiu Y., Vienney A., Simon L., Marmonier P.** (2013). *Ecological assessment of groundwater trophic status by using artificial substrates to monitor biofilm growth and activity.* Ecological Indicators 25: 230–238. - 10.1016/j.ecolind.2012.09.026 – lc.cx/mermillod2013
- **Marmonier P., Maazouzi C., Foulquier A., Navel S., Francois C., Hervant F., Mermillod-Blondin F., Vienney A., Barraud S., Togola A., Piscart C.** (2013). *The use of crustaceans as sentinel organisms to evaluate groundwater ecological quality.* Ecological Engineering 57: 118-132. - 10.1016/j.ecoleng.2013.04.009 – lc.cx/marmonier2013

2.8

Comment produire des données de qualité et exploitables durablement ?

Flora Branger, INRAE Lyon – Nicolas Walcker, INSA Lyon – Laëtitia Bacot, Graie

La production de données de qualité, leur gestion dans le temps et leur mise à disposition représentent un véritable défi pour les chercheurs et les opérationnels de la gestion de l'eau. Répondre à ce défi nécessite d'appliquer un processus de capitalisation des données rigoureux, allant de la mise en place de la chaîne de mesures jusqu'à l'étape finale de partage.

Des enjeux scientifiques, opérationnels et réglementaires

Les enjeux de gestion des réseaux d'assainissement et des techniques de gestion à la source des eaux pluviales, les obligations réglementaires d'auto-surveillance et la volonté accrue, au niveau recherche comme au niveau opérationnel, de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes urbains, conduisent à l'acquisition d'une grande quantité de données de terrain. Cependant, un enjeu majeur est de s'assurer que ces données soient de qualité suffisante pour répondre aux questions posées. Un second enjeu est qu'elles soient conservées de façon adéquate pour être exploitées avec succès et durablement, dans le respect des principes FAIR : Findable Accessible Interoperable and Reusable, c'est à dire en français Trouvables, Accessibles, Interopérables et Réutilisables (Wilkinson *et al.*, 2016). A cela s'ajoute une injonction réglementaire européenne (Directive EU 2019/1024 portant sur les données ouvertes) qui requiert que toutes les données produites par des activités publiques (recherche, services de l'État, collectivités territoriales) soient rendues librement accessibles. Le processus de capitalisation de la donnée doit donc prendre en compte ces enjeux dès le départ.

Le processus de capitalisation des données

La capitalisation des données est un processus progressif en plusieurs étapes qui s'applique à toute la chaîne de mesure. Il commence donc dès l'installation des capteurs et échantillonneurs sur le terrain et va jusqu'à la qualification, la bancarisation et le partage des données (figure 1).

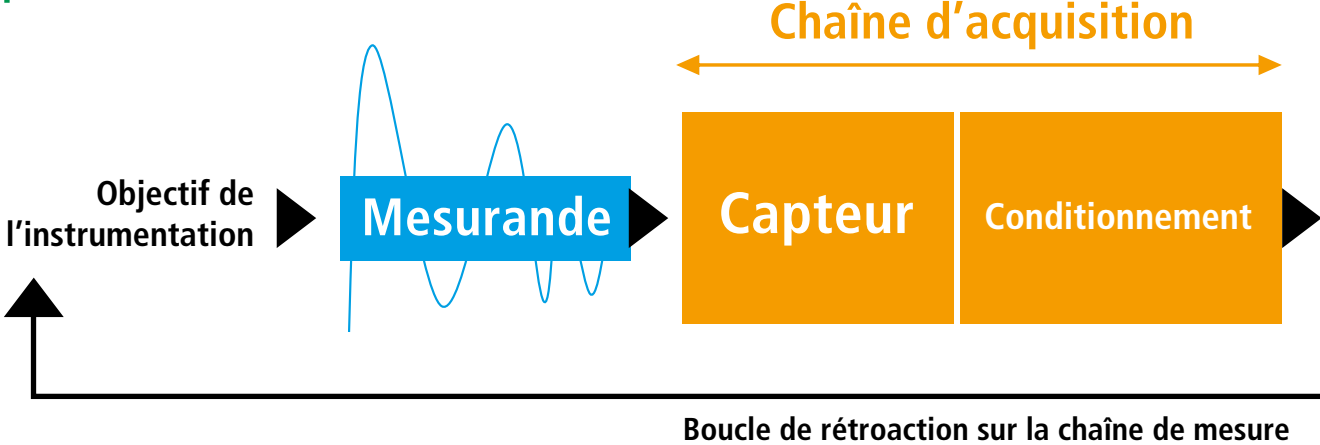
Une fois la chaîne d'acquisition choisie et installée, ce processus se décline selon les étapes suivantes.

ÉTAPE 1 : Maintenance des capteurs, vérifications et étalonnages

La première étape de vérification de terrain est la maintenance des capteurs et des éléments de conditionnement du signal. Elle comporte les opérations habituelles d'étalonnage périodique, de contrôle du bon fonctionnement, de nettoyage, et des opérations de vérification par réalisation de mesurages ponctuels de valeurs connues. Cela peut être par exemple un contrôle visuel de la hauteur d'eau sur une échelle limnimétrique, le recueil des eaux de pluie d'un pluviomètre pour contrôler le volume cumulé sur une période donnée, ou la réalisation de mesurages de conductivité ou pH à l'aide de solutions étalons.

Ces opérations de contrôle sont cruciales pour s'assurer que la donnée acquise est fiable. Il est donc indispensable d'en conserver une trace, par exemple sous forme de fiche de vie des capteurs ou des points de mesure, au format papier ou numérique.

Figure 1 : Illustration du processus de capitalisation des données (GRAIE).



ÉTAPE 2 : Validation et qualification des données

La validation des données est l'étape permettant de passer des données brutes (sorties de la chaîne d'acquisition) à des données validées, c'est-à-dire qui peuvent être exploitées pour de l'analyse de données, de la modélisation, du reporting, ou bien être diffusées.

Cette étape diffère en fonction de la nature des données acquises et des protocoles opératoires mis en place dans le laboratoire ou service qui fait cette validation. Le plus souvent, elle consiste à détecter et supprimer les valeurs aberrantes, lisser les micro-variations correspondant à du bruit de mesure s'il y en a, et corriger les dérives des capteurs, à l'aide des mesurages ponctuels et de l'étalonnage des capteurs mentionnés précédemment. Les relations d'étalonnage sont exploitées pour permettre une correction pertinente des données ainsi qu'une meilleure estimation des incertitudes. Ensuite, on compare les valeurs d'un capteur avec celles d'autres capteurs situés à proximité, de façon à vérifier que les valeurs enregistrées sont cohérentes entre elles. Par exemple, on peut comparer la variation d'une hauteur d'eau observée par un capteur, avec les signaux d'autres capteurs situés en amont et/ou en aval pour vérifier qu'ils sont cohérents, et même mettre en regard les données d'un pluviomètre situé à proximité. La critique et la validation des données nécessitent une connaissance des facteurs d'influence sur les grandeurs mesurées ainsi qu'une compréhension des corrélations éventuelles entre différentes grandeurs. La validation peut être manuelle ou assistée à l'aide de logiciels spécialisés.

L'étape finale de la validation est la qualification de la donnée, c'est-à-dire l'attribution à chaque valeur mesurée d'un code indiquant sa qualité, et donc la confiance qu'on peut lui accorder. C'est un peu l'équivalent d'une note, qui peut prendre la forme d'un chiffre (1 à 3 par exemple) ou d'une lettre (v pour valide, d pour douteux, l pour lacune : exemple en figure 2 page suivante). La qualification permet de garantir aux utilisateurs que la donnée a été produite dans un cadre contrôlé (processus de validation) mettant en œuvre les bonnes pratiques métrologiques, et de communiquer sur l'expertise du producteur quant à la fiabilité de ses données.

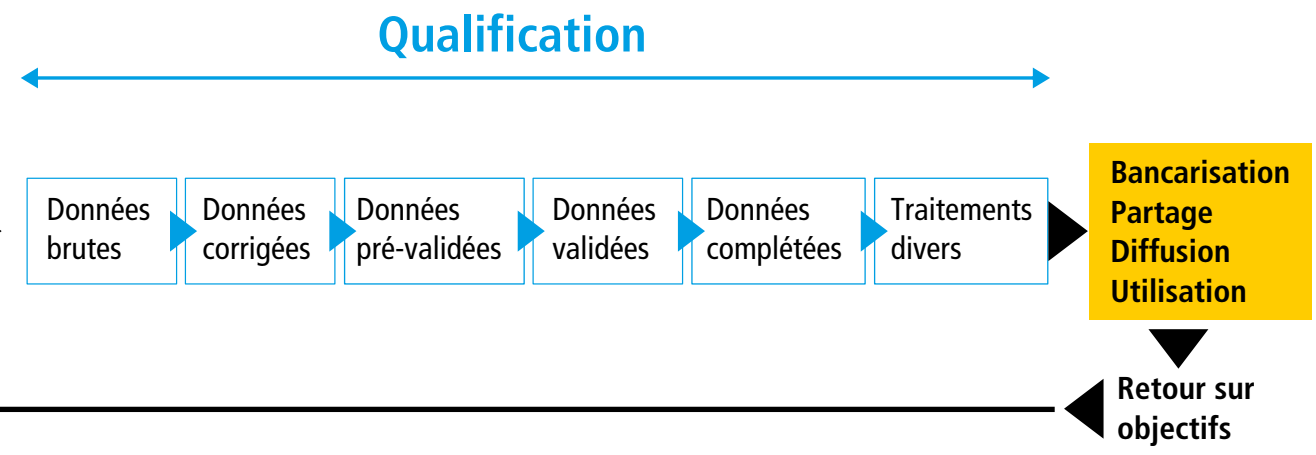
ÉTAPE 3 : Bancarisation

La bancarisation est l'archivage des données, de façon à ce qu'elles soient utilisables de façon durable. On peut bancariser les données à différents stades de validation. Cependant deux stades sont à prioriser : les données brutes et les données validées. La bancarisation des données validées (directement exploitables) est évidente mais les erreurs potentielles (humaines ou matérielles) lors de la validation justifient également une bancarisation rigoureuse des données brutes qui servent ainsi de référence. La bancarisation concerne non seulement les valeurs mesurées elles-mêmes, mais aussi les informations associées qui sont indispensables pour l'exploitation des données : par exemple la géolocalisation du point de mesure, la variable mesurée, l'unité, le fuseau horaire, le propriétaire des données. C'est ce qu'on appelle les métadonnées. L'ensemble des informations (données et

Estimation des incertitudes : un complément essentiel à la qualification

L'incertitude permet de fournir une valeur quantitative là où le code qualité n'est que qualitatif. D'après le Bureau International des Poids et Mesures (GUM, 2008), l'incertitude de mesure « caractérise la dispersion des valeurs attribuées à une grandeur mesurée, à partir des informations utilisées ». Elle s'exprime en général sous forme statistique (écart-type, intervalle de confiance) et prend en compte l'ensemble des facteurs qui peuvent influencer le mesurage : les propriétés du capteur utilisé (sa résolution et sa justesse, en général indiquées par le constructeur), mais aussi la méthode utilisée, l'opérateur, et les conditions environnementales (température, nature de l'écoulement, etc).

Une incertitude devrait idéalement être fournie avec chaque valeur mesurée. En pratique, c'est malheureusement rarement le cas. S'il n'est pas toujours facile de calculer de façon exhaustive l'incertitude de chaque valeur, des logiciels peuvent aider à l'estimer.



métadonnées) doit être stocké sous forme électronique dans des formats pérennes et ouverts, pour garantir une bonne lisibilité même à quelques années d'intervalle. De même, les informations doivent être structurées pour permettre de les retrouver facilement.

Si les données sont bancarisées sous forme de fichiers, il faut par exemple privilégier les formats texte ou csv aux classeurs Excel, très populaires, mais dont le format propriétaire est fermé et vulnérable aux changements de version. Une architecture rigoureuse doit également être mise en place, avec par exemple un classement par année et une nomenclature à respecter pour les noms de fichiers. Enfin, un système de sauvegarde doit assurer la pérennité des données. La solution des fichiers présente néanmoins des inconvénients dès que les jeux de données deviennent importants, en particulier pour la recherche des données et pour garantir leur intégrité (maintien d'une version de référence par rapport à des modifications et copies). La solution dans ce cas est l'utilisation de bases de données relationnelles, qui organisent l'information de façon structurée et efficace sous forme de tables (Horsburgh *et al.*, 2016), et permettent le requêtage, c'est à dire un accès rapide et efficace aux données quelle que soit la taille du jeu de données. Enfin, les logiciels de gestion de base de données ont aussi des fonctionnalités de gestion des droits d'accès et de sauvegarde, qui permettent d'assurer l'intégrité des données.

ÉTAPE 4 : Partage et valorisation des données

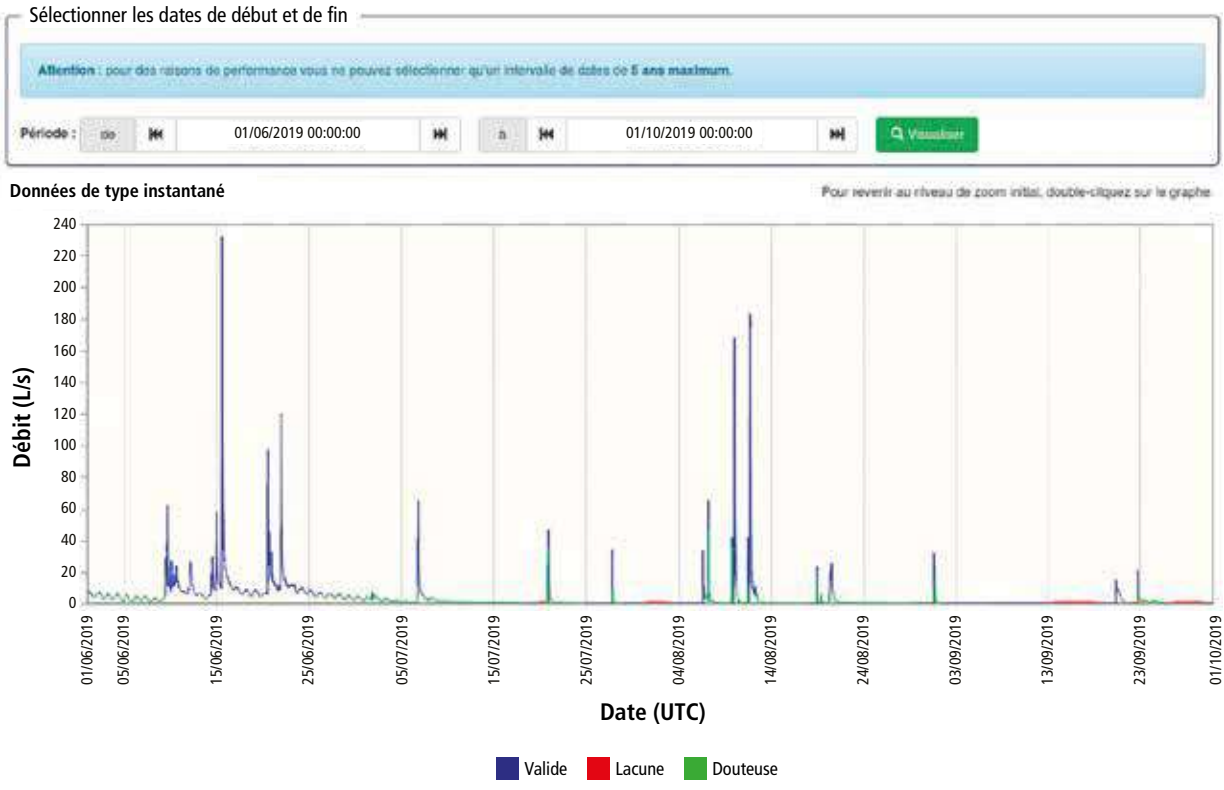
La dernière étape est le partage des données, et plus précisément le partage sur internet. Plusieurs solutions sont possibles et complémentaires.

La première consiste à cataloguer les données et à mettre à disposition ce catalogue. Cela correspond au « F » « Findable » des principes FAIR, c'est à dire faire savoir que ces données existent. Plusieurs logiciels permettent maintenant de constituer et mettre en ligne des catalogues de métadonnées tels que Geonetwork utilisé par l'OTHU.

La seconde solution correspond au « A » « Accessible » des principes FAIR : c'est l'accès sur internet non seulement aux métadonnées, mais aussi aux données elles-mêmes. Si des solutions artisanales de type dossiers partagés ou serveurs FTP (File Transfer Protocol : protocole permettant d'échanger des fichiers sur le web) sont toujours possibles, les solutions proposées par les systèmes de gestion de bases de données associés à des applications web garantissent un accès à la donnée sécurisé, traçable, et efficace. L'application BDOH de l'OTHU propose ainsi une interface web qui permet aux utilisateurs de consulter, visualiser et télécharger les données bancarisées.

La troisième solution consiste à permettre la visualisation des données dans un premier niveau d'interprétation. Cela peut prendre la forme de tableaux de bord, synthèses graphiques, indicateurs qui sont calculés régulièrement et permettent de faire un bilan des données acquises.
Là aussi, les fonctionnalités des applications web couplées à des systèmes de gestion de base de données permettent de générer ces indicateurs de suivi et de valorisation de façon automatique.

Figure 2 : Représentation graphique de l'extrait d'une chronique de débit sur BDOH (station Mercier au Pont D610). Les couleurs correspondent au code qualité de chaque valeur mesurée (ici : qualité douteuse pour les plus bas débits et lacune pour les données manquantes).



L'OTHU a développé plusieurs protocoles et logiciels de gestion de données

Fort de ses 10 millions de données produites annuellement, l'OTHU a développé une réelle expertise dans l'acquisition de données intensives, fiables, multidisciplinaires et pérennes dans le temps. Depuis sa création, l'OTHU a toujours porté son attention sur les processus d'acquisition et de qualification des données. Une méthodologie détaillée a ainsi été produite, permettant le développement de plusieurs protocoles opératoires de validation appliqués par les équipes de recherche sur les différents sites expérimentaux. L'OTHU a également permis le développement de plusieurs logiciels qui sont partie intégrante de ces protocoles :

- Fondé sur les résultats des recherches menées dans le cadre de l'OTHU depuis 2000, EVOHE est un logiciel développé par l'INSA. Il permet de traiter et de valider automatiquement de longues séries chronologiques de données en hydrologie urbaine et offre de nombreuses fonctionnalités métrologiques en un seul outil, depuis l'acquisition des données brutes jusqu'à la validation des données corrigées et leur exploitation opérationnelle.
- BaRatin (Bayesian Rating curve) est une méthode et un logiciel développés par INRAE depuis 2010 pour apporter une solution opérationnelle à la construction, au calage et à l'estimation des incertitudes des courbes de tarage. BaRatin et son environnement graphique BaRatinAGE sont diffusés en français et en anglais avec une licence individuelle gratuite.
- La base de données et l'application BDOH sont développées par INRAE depuis 2011 pour la bancarisation, la gestion et le partage en ligne de séries chronologiques de données hydrologiques de terrain. BDOH inclut des fonctionnalités de recherche de données, de visualisation graphique, d'export selon différents formats et pas de temps, ainsi que des calculs automatiques de données dérivées. Une gestion fine des rôles permet d'affecter différents droits de visualisation/téléchargement/édition aux différents utilisateurs.

En Bref...

Pour produire des données de bonne qualité, exploitables et utilisables durablement, il est nécessaire de disposer :

- **d'une définition claire des objectifs d'acquisition des données et de leurs usages prévus ;**
- **d'une procédure détaillée de l'ensemble du processus de capitalisation : des vérifications de terrain (métrologie) à la bancarisation et au partage, en passant par la validation des données, leur qualification et l'estimation des incertitudes ;**
- **de logiciels et outils adéquats pour aider à réaliser ce travail, tels que ceux proposés par les équipes de l'OTHU ;**
- **de moyens humains suffisants et compétents, et de coordination entre les différents producteurs de données.**

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Le catalogue de métadonnées de l'OTHU,** sur Geonetwork : lc.cx/metadonneesothu
- **Les logiciels de gestion de données développés par les équipes de l'OTHU :**
  - le logiciel EVOHE (INSA Lyon) : c.cx/evohe
  - la méthode et le logiciel BaRatin (INRAE) : lc.cx/baratininrae
  - l'application BDOH (INRAE) et les données OTHU du bassin de l'Yzeron : c.cx/bdoh



© Romain Weber – www.lyonmeteo.com

Climat et pluie 3

Le climat, dans toutes ses composantes, constitue l'un des facteurs déterminants du fonctionnement des systèmes urbains de gestion de l'eau. Si la pluie en est la composante centrale, le vent, la température ou l'ensoleillement sont également à considérer : ils modifient par exemple la capacité d'évapotranspiration ou conditionnent l'évolution et le transfert des polluants.

Dans un contexte de changement climatique associé à l'obligation de concevoir et construire des dispositifs de gestion des eaux pluviales qui doivent fonctionner sur des décennies, prévoir l'évolution de ces paramètres climatiques est une nécessité.
Or la base de la prévision est bien sûr l'observation. C'est en effet à partir de séries de données longues, obtenues à partir d'une démarche de suivi rigoureuse et dans des conditions climatiques variées, que l'on peut bâtir des modèles permettant de connaître, comprendre et simuler l'évolution du climat et de ses différentes composantes. La durée d'observation est d'autant plus importante que l'on s'intéresse parfois à des phénomènes qui ne se produisent que très rarement (pluies très fortes par exemple).

Les vingt années d'observation de l'OTHU ont ainsi permis de constituer une base de données climatiques d'un intérêt tout à fait exceptionnel du fait de sa durée, mais aussi de sa densité. Ce chapitre en donne un aperçu.

3.1

À quelles pluies s'intéresser pour la gestion des eaux pluviales urbaines ?

Bernard Chocat, INSA Lyon

La pluie est à l'origine du cycle hydrologique. En ville, c'est elle qui réalimente les ressources en eau, c'est également elle qui est à l'origine des risques d'inondation. C'est le régime des pluies qui conditionne principalement la conception et le fonctionnement des ouvrages de gestion des eaux pluviales.
La connaissance de la pluie est donc essentielle pour gérer efficacement les eaux urbaines. Mais elle se heurte à plusieurs problèmes que seules des observations denses et sur le long terme peuvent résoudre.

Des pluies extrêmement diverses

Cette phrase simple « il faut connaître la pluie » recouvre en pratique, une réalité complexe. Les pluies sont en effet extrêmement diverses. De ce fait, leurs conséquences sur la ville et le fonctionnement des dispositifs de gestion sont également nombreuses et diversifiées. Le guide technique *La ville et son assainissement* distingue par exemple 4 niveaux de fonctionnement du système d'assainissement, associés à des risques de pluie de plus en plus forts :

- Le niveau 1 correspond aux **pluies courantes** (qui se produisent plusieurs dizaines de fois par an), pour lesquelles il ne doit y avoir aucun rejet d'eau non traitée vers le milieu naturel.
- Le niveau 2 correspond aux **pluies moyennes** (qui se produisent quelques fois par an), pour lesquelles on tolère des rejets d'eau non traitée par les déversoirs d'orage mais aucun dysfonctionnement hydraulique.
- Le niveau 3 correspond aux **pluies fortes** (qui se produisent quelques fois par décennie), pour lesquelles la priorité consiste à empêcher les débordements des réseaux en surface.
- Le niveau 4 correspond aux **pluies extrêmes** (qui se produisent quelques fois par siècle), pour lesquelles la priorité consiste à contrôler la dangerosité des débordements sans espérer les empêcher.

La connaissance de la pluie se heurte à plusieurs difficultés

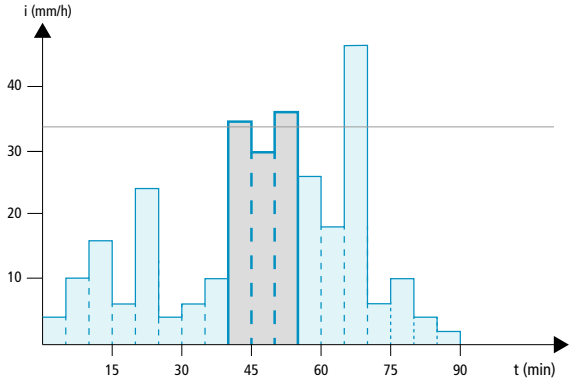
La première difficulté associée à la connaissance de la pluie pour la gestion des eaux pluviales urbaines réside donc dans le fait qu'il est nécessaire d'associer une fréquence d'apparition (c'est-à-dire un nombre moyen de dépassements pendant une période donnée) à une grandeur caractérisant l'importance de la pluie.

La deuxième difficulté, encore plus considérable, consiste à choisir la grandeur qu'il faut utiliser pour caractériser l'importance de la pluie. La façon la plus simple et la plus classique consiste à utiliser la notion d'intensité moyenne maximum[1]. Celle-ci se calcule de la façon suivante :

- pour une pluie donnée, il faut choisir différentes durées de référence : par exemple 6, 15 , 30 ou 60 minutes ;
- puis identifier, en parcourant la durée totale de la pluie, les périodes de temps où la pluie a été la plus intense sur chacune des durées considérées ;
- et enfin calculer l'intensité moyenne sur ces périodes (figure 1).

Une vision réductrice de la pluie

Figure 1 : Exemple de recherche d'une intensité moyenne maximum sur 15 min.



Ce modèle simple est cependant loin d'être satisfaisant. Le premier problème est qu'il s'agit ici d'une vision simplifiée de la pluie qui ne tient pas vraiment compte de ses effets possibles sur le système de gestion des eaux pluviales. Par exemple une pluie pour laquelle l'intensité moyenne maximum sera située au début de l'événement (quand le réseau est vide) n'aura pas du tout les mêmes conséquences que si la pointe d'intensité se produit à la fin de l'événement (quand le réseau est plein).
Le deuxième problème est qu'il s'agit d'une vision locale (observée sur un point du territoire). Or, la pluie est un phénomène spatialement distribué et selon que la zone d'intensité forte sera très réduite ou très étendue, il est facile d'imaginer que les volumes de ruissellement produits seront très différents.
Au total, connaître effectivement la pluie pour mieux gérer les eaux pluviales urbaines nécessite d'une part, de déployer

[1] Voir l'article Wikhydro : lc.cx/courbes

un ensemble d'appareils de mesure, répartis sur le territoire d'intérêt avec une densité suffisante vis-à-vis de la variabilité spatiale du phénomène étudié, et d'autre part, de le faire fonctionner longtemps de façon à augmenter la probabilité d'observer des événements rares.

Qu'avons-nous appris grâce aux observations sur le long terme ?

Sur le territoire de Lyon métropole nous avons la chance de disposer d'un réseau dense de pluviomètres (plus de 30 postes) qui a été installé dès 1985, soit depuis 35 ans. Les données produites par ce réseau ont été intégrées dans l'OTHU au moment de sa création. L'ensemble des données ainsi collectées a permis d'atteindre plusieurs résultats majeurs en recherche et sur le plan opérationnel :

- Mise en place d'une base de données de pluies spatialement distribuées qui sert d'entrée au logiciel Canoe de simulation de fonctionnement du système d'assainissement de la Métropole.
- Construction des courbes intensités-durée-fréquence[2] en utilisant une méthode originale de régionalisation : ces courbes permettent d'estimer le risque pluvieux local jusqu'à des périodes de retour de l'ordre du siècle.
- Amélioration du couplage entre données pluviométriques au sol et données radar.
- Meilleure connaissance des trajectoires des événements pluvieux sur l'agglomération.
- Meilleure connaissance des performances des méthodes d'interpolation qui permettent de calculer les intensités de pluie probable entre les postes de mesure.

Comment l'ajout de pluviomètres permet d'augmenter la durée d'observation

Les méthodes de régionalisation consistent à tirer parti du fait que mesurer la pluie sur plusieurs postes pendant une durée donnée permet d'augmenter artificiellement la durée d'observation.

De façon simpliste, si les postes mesurent des événements totalement indépendants, doubler le nombre de postes d'observation est équivalent à doubler la durée d'observation.

En réalité, comme les événements mesurés sur des postes proches sont statistiquement dépendants les calculs sont beaucoup plus compliqués mais le fait de disposer de 30 postes sur 35 ans permet d'augmenter de façon sensible la durée équivalente d'observation.

[2] Voir l'article Wikhydro : lc.cx/intensitemoyennemaximum

Ces progrès dans les connaissances ont permis d'améliorer la compréhension du fonctionnement du réseau d'assainissement par temps de pluie en couplant la modélisation et la métrologie. Ils ont également servi de socle à l'élaboration d'outils de conception et de dimensionnement des solutions alternatives de gestion des eaux pluviales à la parcelle.

Pourquoi est-il important de continuer ?

Trois problèmes méritent encore une grande attention.

Tout d'abord, l'amélioration de la connaissance du fonctionnement du système d'assainissement est un processus continu qui nécessite, tous les ans, de remettre en question les certitudes acquises en analysant les écarts entre les mesures et les résultats de modélisation. Améliorer la connaissance des entrées pluvieuses est donc une nécessité car les différences observées entre mesures et résultats de modélisation résultent souvent d'une mauvaise prise en compte de la pluie.

Le deuxième problème est relatif à l'évolution du risque pluvieux. Le climat est en train de changer rapidement et ce changement aura très probablement des conséquences sur la pluviométrie. Or les ouvrages que nous construisons aujourd'hui devront encore fonctionner de façon fiable dans 50 ou 100 ans. Il est donc extrêmement important d'essayer de prévoir comment le risque pluvieux va évoluer au cours des décennies à venir. Même si la connaissance des évolutions passées n'est pas nécessairement un gage permettant de prévoir avec certitude les évolutions futures, c'est très certainement une information utile. Mesurer de façon continue les pluies observées sur l'agglomération et les analyser régulièrement est donc un outil pour mieux appréhender l'évolution du risque pluvieux dans l'avenir. La mise à jour des coefficients de Montana[3] effectuée en 2020 a par exemple montré une augmentation sensible de l'aléa pluvieux sur les durées longues (supérieures à 12h).

Le troisième problème concerne la prévision des événements extrêmes. Parmi les évolutions possibles du risque pluvieux associé au changement climatique, il y a la remontée possible vers le nord des évènements de pluie intense qui touchent actuellement le sud de la France. Si ce risque se confirme, l'agglomération lyonnaise pourrait être confrontée à des pluies beaucoup plus intenses que celles qui ont été prises en compte dans la conception des ouvrages. Une façon de gérer les conséquences de tels évènements consiste à les anticiper suffisamment longtemps à l'avance pour permettre la mise en place de dispositifs de mise en alerte et de protection des populations. Ceci nécessite de coupler le réseau local de la Métropole avec des dispositifs capables d'observer l'évolution des pluies à plus longue distance (radars météorologiques par exemple).

Ces deux derniers aspects sont davantage développés dans la question 3.2 : *L'étude des circulations atmosphériques peut-elle nous aider, à l'échelle de la ville, à estimer la pluviométrie et son évolution ?*

[3] La formule de Montana permet d'ajuster numériquement des courbes Intensité-durée-fréquence. Elle permet de calculer l'intensité moyenne i(d,T), (ou la hauteur précipitée h(d,T)) sur une durée d, en fonction de deux coefficients : a(T) et b(T), dépendant de la période de retour considérée T, inverse de la fréquence.(Voir article Wikhydro : lc.cx/montana)

3.2

L'étude des circulations atmosphériques peut-elle nous aider, à l'échelle de la ville, à estimer la pluviométrie et son évolution ?

Florent Renard, Université Lyon 3 – Hélène Castebrunet, INSA Lyon

L'étude des circulations atmosphériques de grande échelle permet de mieux comprendre la pluviométrie d'un territoire et ses évolutions. Elle peut donc s'avérer précieuse dans le contexte du changement climatique, notamment pour anticiper les adaptations nécessaires dans la stratégie de gestion des eaux pluviales urbaines.

La question de l'impact du changement climatique global sur les précipitations lyonnaises

Bien que le climat global soit en changement constant à des échelles paléoclimatiques, ce dernier connaît depuis la fin du XIXe siècle des variations notables. Elles peuvent avoir des répercussions à l'échelle locale, notamment sur le régime des pluies lyonnaises. Ces pluies n'ont pas toutes les mêmes caractéristiques en termes de hauteur d'eau, de durée ou d'intensité notamment.

Ces différences peuvent être expliquées par le type de circulation atmosphérique[1] les générant. Faiblement étudiée jusqu'à présent sur ce territoire, la caractérisation de ces circulations de grande échelle peut permettre une meilleure connaissance des phénomènes pluvieux et ainsi apporter des éléments pour adapter les ouvrages de gestion des eaux pluviales aux changements climatiques.

Des cumuls annuels stables sur l'agglomération lyonnaise

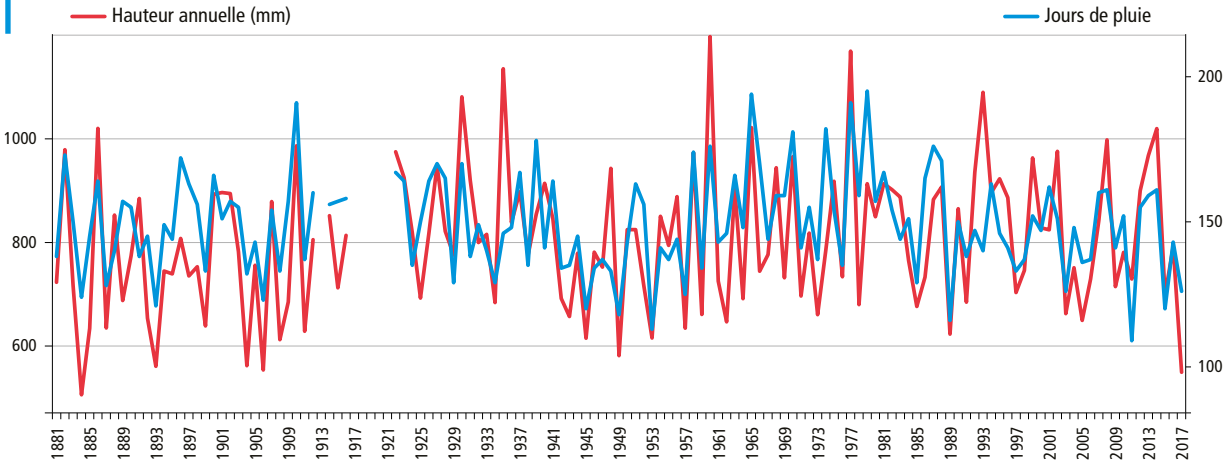
Le pluviomètre de Météo-France situé à Lyon-Bron permet de connaître les cumuls de pluie annuels et le nombre de jours de pluie annuels depuis la fin du XIXe siècle (Tab. 1 et Fig. 1).

[1] Les types de circulation sont définis comme des configurations de flux persistantes et à large échelle qui se manifestent de manières répétées au-dessus d'un territoire donné. Elles organisent ainsi les systèmes synoptiques qui conditionnent le temps à l'échelle locale durant plusieurs jours. Ces types de circulation peuvent être catalogués suivant différentes méthodes.

Tableau 1 : Paramètres de cumul de pluie et de jours de pluie annuels depuis 1881 à la station de Lyon-Bron de Météo-France.

	Cumul de pluie annuel (mm)	Jours de pluie annuels
Moyenne	803,7	150,9
Écart-type	135,0	17,3
Maximum	1227,1 (1960)	196 (1979)
Minimum	506,0 (1884)	113 (1953 et 2011)

Figure 1 : Jours de pluie et cumuls annuels depuis 1881 à la station de Lyon-Bron de Météo-France.



Aucune évolution marquante n'est visible à première vue. Les tests statistiques ne permettent pas d'identifier d'évolution sur le nombre de jours de pluie depuis 1881. Les cumuls annuels sont eux en légère augmentation (mais significative), tout comme les cumuls de pluie journaliers. Cependant, cette stabilité globale peut masquer des modifications profondes dans les types de pluie rencontrés sur Lyon ainsi que sur les types de situation météorologique régionale (pression, vent, température) à leurs origines.

Le catalogue de Hess-Brezowsky pour l'étude du régime pluviométrique

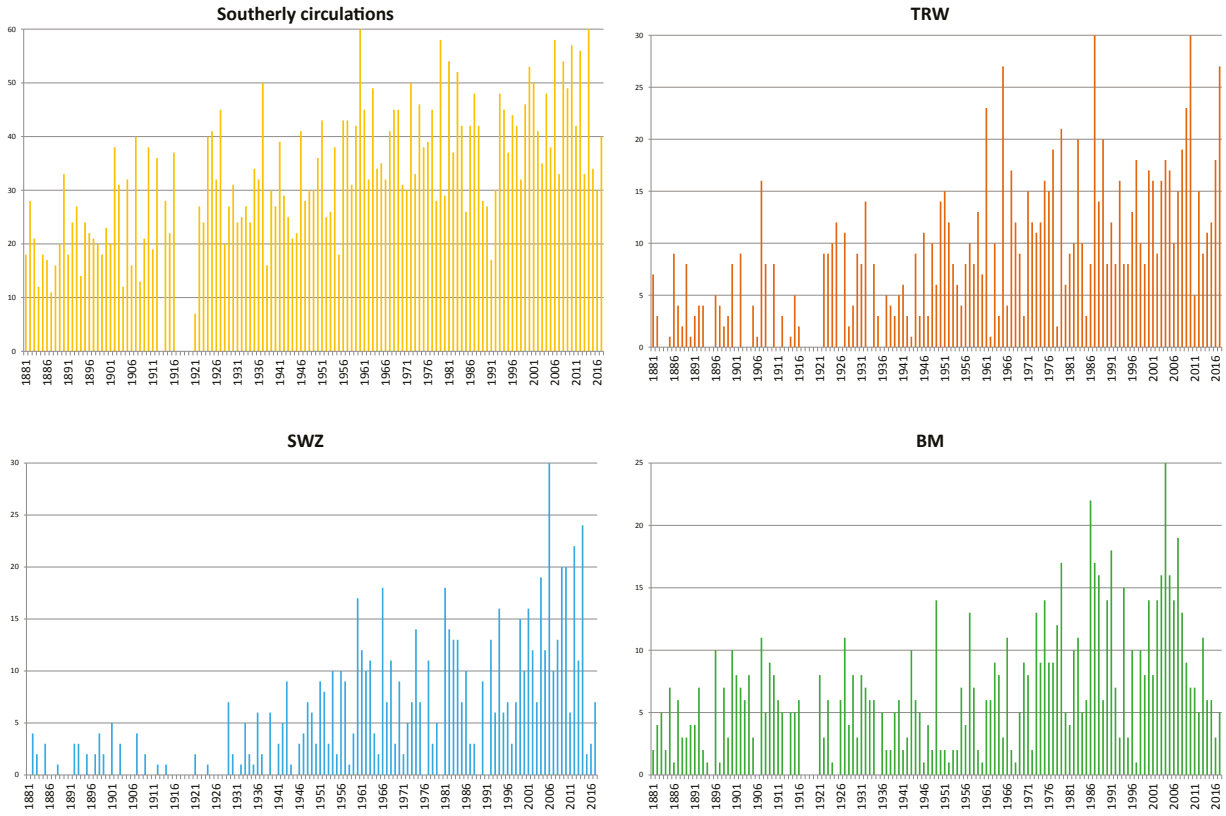
Ses catalogues de détermination des régimes météorologiques en Europe de l'Ouest sont nombreux. Les méthodes de classification, dont les plus anciennes remontent au milieu du XX^e siècle, sont diverses et leurs origines, objectifs et applications variés. Une évaluation des principaux catalogues existants a permis de dégager la classification de Hess-Brezowsky (Gerstengarbe et Werner, 1999). Elle repose sur 29 types de situations (Großwetterlagen : GWL), qui peuvent être regroupés en cinq types de circulations atmosphériques principales (Großwettertypen : GWT). Les pluviomètres de Météo-France sont utilisés pour connaître la pluviométrie depuis 1881 et ceux de la métropole et de l'OTHU permettent d'identifier finement la nature des épisodes depuis 1988. Les tendances sont analysées à l'aide de plusieurs tests statistiques.

Sur un siècle, une évolution des circulations atmosphériques favorisant les épisodes pluvieux remarquables

les jours secs et les jours de pluie. Ainsi, 31 % des circulations à l'origine de jours de pluie sont d'Ouest (contre 24 % pour les jours secs), 24 % sont de Nord-Ouest et de Nord (contre 25 %), et 22 % de Sud (contre 14 %). Les circulations de Nord-Est et d'Est et les situations à centre d'action sur l'Europe Centrale ferment la marche avec 11 % (contre 12 %) et 12 % (contre 24 %).

Il existe par ailleurs de fortes évolutions des types de circulations lors de journées pluvieuses, entre 1881 et 2017. En effet, nous assistons à une stagnation ou à une diminution de tous les types, à l'exception des circulations de Sud, qui connaissent une forte et constante augmentation (fig. 2).

Figure 2 : Types de circulation durant les journées pluvieuses, à Lyon, de 1881 à 2017 (respectivement de haut en bas et de gauche à droite : circulation de Sud, TRW « Talweg sur l'Europe occidentale », SWZ « circulation de sud-ouest, cyclonique » et BM « dorsale anticyclonique sur l'Europe moyenne »).



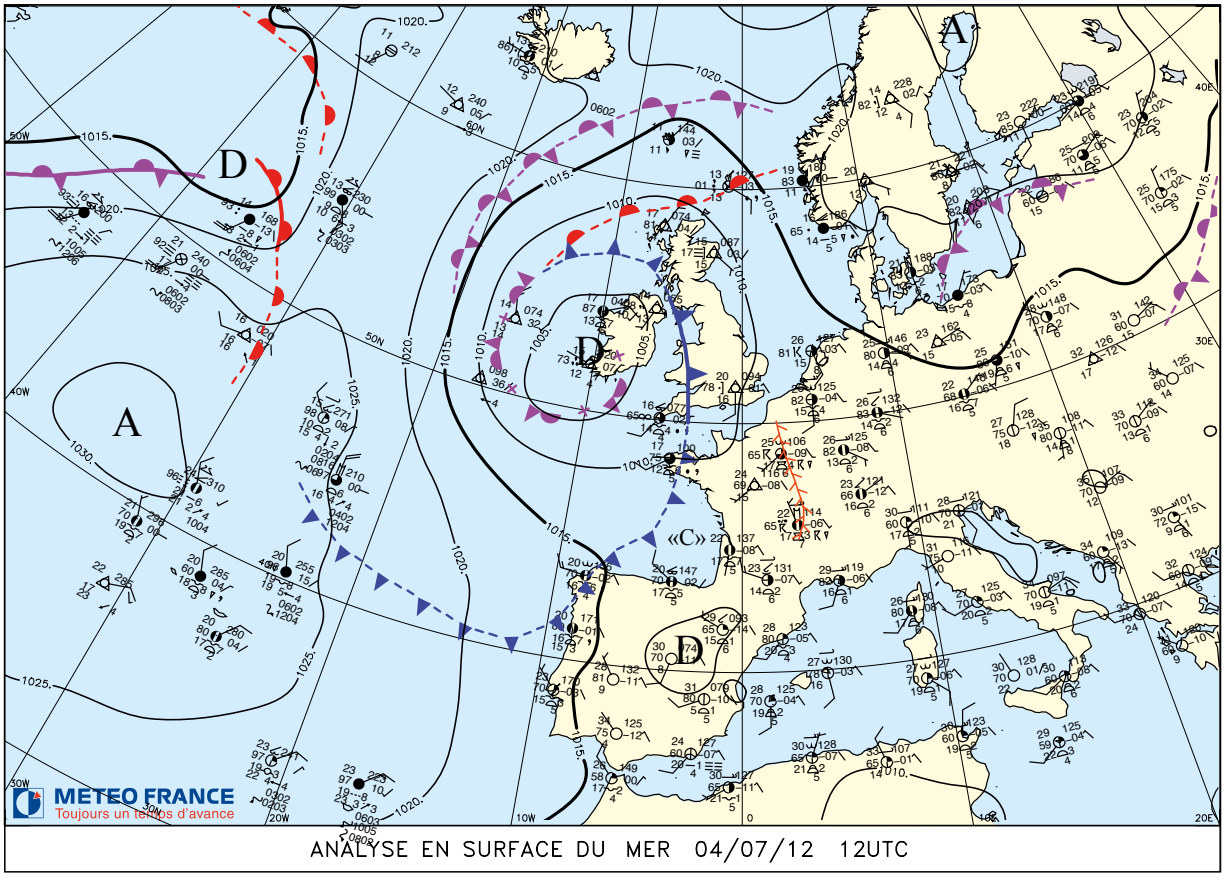
Des relations entre types de circulations et types de précipitations

Les caractéristiques des pluies peuvent être connues précisément depuis 1988, grâce au réseau de la métropole de Lyon. Des études ont montré que les pluies les plus intenses étaient à l'origine de la majorité des problèmes d'inondation (60 %). De ce fait, des échantillons des 100 pluies les plus remarquables en termes d'intensité, de cumul et de durée depuis 1988 ont été créés, pour être confrontés aux types de circulation concomitants.

Les résultats de ces analyses révèlent que les pluies avec un plus fort cumul sont caractérisées par une majorité de circulations de Sud, présentes lors de plus de la moitié des précipitations (56 %). Plus précisément, au niveau des GWL, nous constatons que le type de circulation TRW « talweg sur l'Europe occidentale » est présent à lui seul pour 29 % de ces précipitations (figure 2). Le deuxième régime de précipitations est la circulation d'Ouest, et n'est présent que dans 19 % des situations. Le même constat est fait lorsque l'on s'intéresse aux 100 pluies les plus longues de la période 1988 – 2017. 45 % de ces pluies se retrouvent lors de circulations de Sud (dont 29 % de TRW – figure 2), et 22 % durant des circulations d'Ouest.

La situation est très différente lorsqu'on étudie les circulations durant les précipitations intenses. Les circulations de Sud sont toujours les plus présentes, mais seulement à hauteur de 34 %. Les situations à centre d'action sur l'Europe centrale, qui ne sont présentes qu'à 11,6 % lors des journées pluvieuses, se manifestent à 23 % durant ces pluies intenses. Une étude approfondie des GWL révèle que le GWL BM « dorsale anticyclonique sur l'Europe moyenne » est le plus représenté avec 13 % des épisodes les plus intenses. Il est suivi de près par les GWL WZ « circulation d'ouest cyclonique », SWZ « circulation de sud-ouest, cyclonique » et TRW « talweg sur l'Europe occidentale » (exemple représentatif en figure 3), tous à 11 %.

Figure 3 : Analyse en surface du 4 juillet 2012 - Type de circulation "talweg sur l'Europe occidentale" (source : bulletin climatique quotidien de Météo France). Lors de cet épisode particulièrement intense, les pluviomètres de Mions et de Givors ont enregistré en 6 minutes des hauteurs d'eau de 12 mm et de 9,2 mm, respectivement. Des occurrences d'orage et d'éclair ont été relevées à la station Météo-France de Lyon-Bron (le début de journée est marqué par des pluies orageuses déjà présentes sur le quart sud-ouest). Avant l'arrivée des pluies et des orages, le soleil a eu le temps de s'installer et de faire grimper les températures autour des 30 °C de l'Alsace à Rhône-Alpes, jusqu'à 31 à 33 °C de la vallée du Rhône à la Provence.



Vers une augmentation des épisodes pluvieux remarquables ?

Ces relations entre circulations et types de précipitations sont à considérer avec une attention forte dans le cadre du changement climatique. En effet, les types de circulations à l'origine de la majorité des pluies abondantes et intenses sont en augmentation, notamment les circulations de Sud et plus précisément les régimes de type TRW « Talweg sur l'Europe occidentale », SWZ « circulation de sud-ouest, cyclonique » et BM « dorsale anticyclonique sur l'Europe moyenne » pour les circulations à centre d'action sur l'Europe Centrale.
L'augmentation possible des pluies abondantes et intenses est d'ailleurs un facteur qui est désormais pris en compte de façon systématique dans les programmes de recherche de l'OTHU visant à optimiser les stratégies de gestion des eaux pluviales. Le suivi par l'Observatoire des ouvrages centralisés et à la source permet également d'étudier l'impact de ces changements de pluviométrie sur ces techniques et de proposer aux opérationnels des stratégies de gestion des eaux pluviales pertinentes.

En Bref...

La perpétuelle évolution du climat global peut avoir des impacts à l'échelle locale sur des temps courts, notamment sur les précipitations et leurs caractéristiques. Une approche par les configurations synoptiques (de large échelle) à l'origine des pluies lyonnaises révèle que les circulations présentant les pluies les plus abondantes et les plus intenses sont en augmentation. Ce constat n'est pas à négliger pour le dimensionnement des futurs ouvrages de gestion des eaux pluviales.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Renard F., Alonso L.,** (2019). *A comparison of two weather type classifications for evidence of climate trends on intense rainfall on the context of local climate change* - UrbanRain18, 97-101 – lc.cx/renard2019a
- **Renard F., Alonso L.,** (2019). *Évolution des précipitations à Lyon dans le contexte du changement climatique : une augmentation des pluies à risque selon deux types de classifications synoptiques.* 10e Conférence Internationale Novatech, 1-5 juillet 2019, Lyon, France – lc.cx/renard2019b

3.3

Quelle est l'influence de la ville sur la pluviométrie ?

Florent Renard, Université Lyon 3

Le milieu urbain a une influence directe sur le climat local. Il modifie les conditions climatiques régionales en les atténuant ou au contraire en les exacerbant, sans toutefois les faire disparaître. Avec la tendance actuelle d'urbanisation croissante et dans le contexte du changement climatique, il est nécessaire d'appréhender l'influence de la ville sur son climat et particulièrement sur sa pluviométrie, afin de mieux anticiper les évolutions à venir.

Les origines du climat urbain

Le climat urbain n'est pas uniforme

La ville a un impact local sur son climat. Le milieu urbain modifie le climat local et crée de cette manière un nouveau type de climat qui peut être retrouvé à Lyon comme dans toutes les zones urbaines du globe. Mais ce climat urbain n'est pas uniforme. Il est constitué d'une infinité de nuances caractérisant les microclimats urbains. Cet impact local de la ville sur son climat est à différencier du changement climatique global qui se manifeste par des processus à des échelles temporelles et spatiales distinctes. Tout comme le changement climatique global actuel, le climat urbain est principalement d'origine humaine (Stocker *et al.*, 2013).

L'urbanisation entraîne une augmentation locale des températures

La ville modifie les échanges d'eau et d'énergie avec l'atmosphère, par rapport aux zones rurales.
L'imperméabilisation et la minéralisation du sol, associés à la morphologie des bâtiments et à leurs matériaux ainsi qu'à la chaleur liée aux activités humaines (chauffage, climatisation, trafic automobile), expliquent les origines du climat urbain. L'impact le plus remarquable du climat urbain est l'augmentation des températures en ville. En effet, une différence de quelques degrés peut être remarquée dans des conditions particulières entre Lyon et sa périphérie rurale. Il s'ensuit naturellement une convection thermique plus marquée en ville qu'en campagne.

L'urbanisation favorise la formation de nuages et les précipitations

Le milieu urbain a aussi une conséquence sur l'écoulement de l'air et le régime des vents. Dans les situations de vent, la rugosité du milieu urbain provoque un effet de freinage. Ce freinage a pour conséquence un effet de convergence de l'air rural vers la ville mais aussi d'ascendance.
En outre, les multiples activités domestiques ou industrielles accroissent la pollution et plus particulièrement la concentration en poussières et aérosols divers. Ces particules en suspension dans l'atmosphère constituent ainsi un potentiel de noyaux de condensation supplémentaires autour desquels des microgouttelettes d'eau vont pouvoir s'agglutiner pour former



Éclair durant l'épisode orageux du 13 avril 2016 (source : Romain Weber – www.lyonmeteo.com)

ou grossir des nuages. Par voie de conséquence, le processus de coalescence, par lequel des gouttelettes voient leur taille augmenter par capture d'autres gouttelettes d'eau est également plus fréquent et plus puissant. Tous ces processus sont propices à une formation de nuages plus fréquente en ville qu'à la campagne et peuvent ainsi conduire à des précipitations plus fréquentes mais aussi plus intenses (photo). Il faut cependant remarquer que les cellules de pluie de forte intensité sont plus liées à des processus de larges échelles que d'échelles microclimatiques. Elles sont le plus souvent associées à des types de temps avec des vents suffisamment forts pour estomper les effets locaux et donc urbains.

Une étude pilote sur la métropole de Lyon

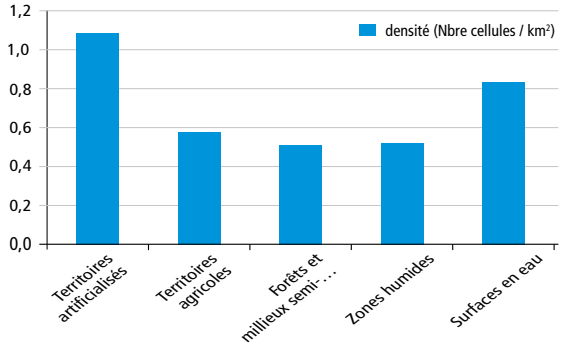
Une étude pilote a été lancée en 2014 afin d'étudier les effets de l'occupation du sol (et notamment de l'agglomération lyonnaise) sur l'intensité et la superficie des cellules de pluie de forte intensité. Les données pluviométriques qui ont été utilisées sont issues du radar météorologique local de Météo-France (Saint-Nizier d'Azergues) ajustées à l'aide des pluviomètres de la métropole. Un algorithme de traitement a permis de déterminer le centre moyen de la cellule de pluie, pondéré par l'intensité pluvieuse de chaque pixel. L'aire de la cellule ainsi que les intensités de pluie moyennes et maximales ont également été prises en compte. Les données d'occupation du sol ont été fournies par la base de données Corine Land Cover. Les cinq épisodes pluvieux les plus intenses de la période 2001-2005 sur la Métropole de Lyon ont été analysés.

Cela a permis de mettre en évidence 109 979 centres de cellules de forte intensité de pluie. Ces centres se distribuent sur l'ensemble de la zone de couverture du radar, allant du sud-ouest du Massif Central au Lac Léman et au sud des Vosges. Dans un rayon de 100 km autour du radar, 49 663 cellules de pluies de forte intensité ont été détectées.

L'occupation du sol modifie les caractéristiques des zones de pluie

Lorsqu'on analyse la répartition de ces cellules de forte intensité de pluie, on remarque une densité nettement supérieure au-dessus des territoires artificialisés (1,1 cellules/km²) par rapport aux territoires agricoles, forêts et milieux semi-naturels (respectivement à 0,6 et 0,5) (figure 1). Une méthode de comparaison multiple indique que l'intensité des cellules est la plus forte au-dessus des territoires artificialisés, avec 28,4 mm/h en moyenne, suivi des territoires agricoles (27,8 mm/h) puis des forêts et milieux semi-naturels (25,9 mm/h). Concernant les superficies des cellules, les tests indiquent que les plus grandes se situent au-dessus des territoires agricoles (6,3 km²), suivis des territoires artificialisés (5,5 km²) puis des forêts et milieux semi-naturels (5,18 km²).

Figure 1 : Densité de cellules de pluies intense en fonction de l'occupation du sol - Les zones artificialisées présentent davantage de cellules de pluies intense que les autres territoires.

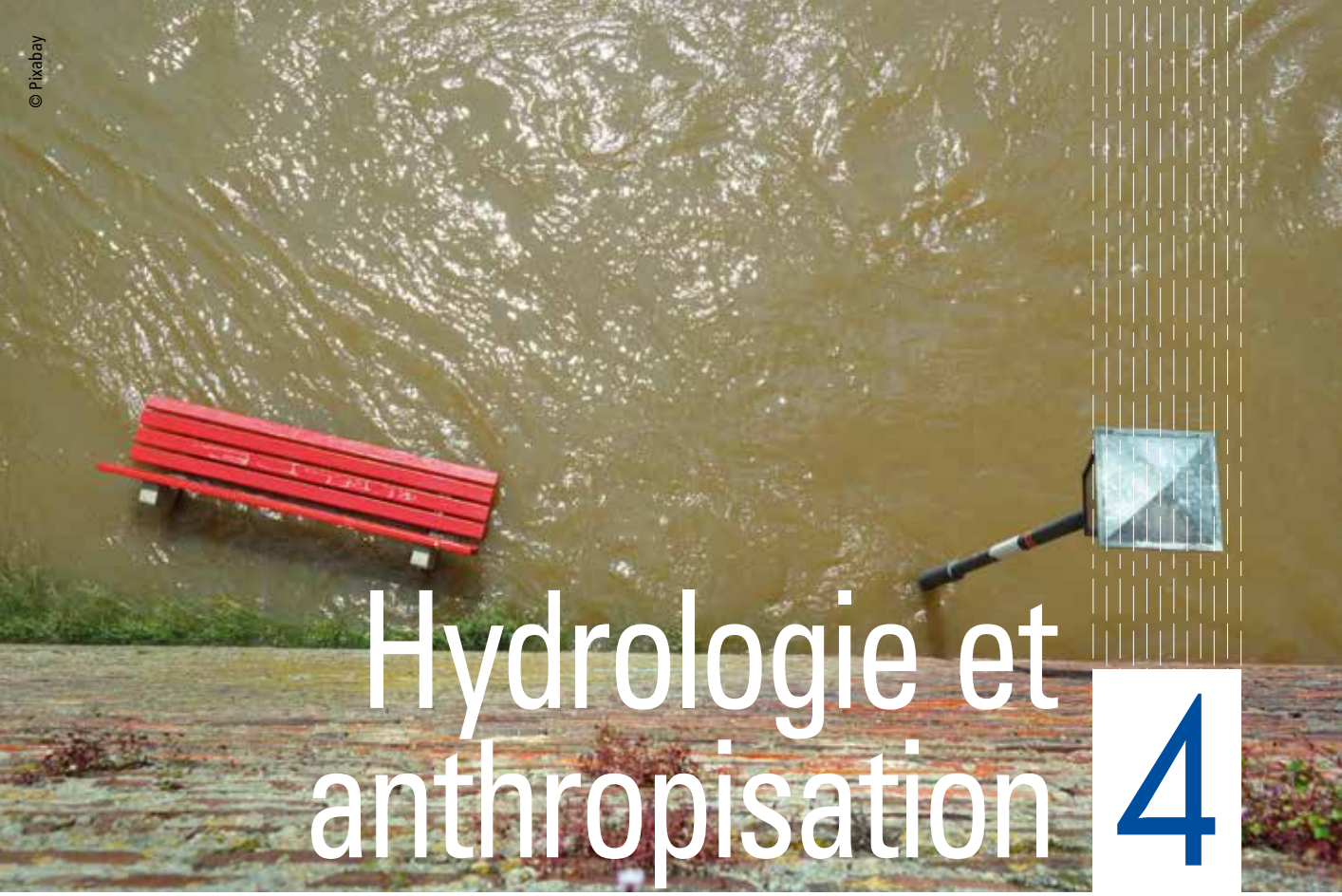


En Bref…

L'étude de la densité, de la superficie et de l'intensité des cellules de pluies des cinq épisodes pluvieux les plus intenses de la période 2001-2005 indiquent que les zones artificialisées sont plus fréquemment et plus intensément touchées que les autres types d'occupation du sol. Ces résultats confirment les concepts théoriques issus de la bibliographie.
Pour poursuivre l'analyse, il serait maintenant nécessaire de traiter plusieurs années de données continues afin de résoudre le problème lié à la sélection des épisodes pluvieux caractéristiques, mais également de connaître plus finement l'occupation du sol en se fondant sur les résultats issus de la télédétection.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Alonso L., Renard F.,** (2020). *A New Approach for Understanding Urban Microclimate by Integrating Complementary Predictors at Different Scales in Regression and Machine Learning Models.* Remote Sensing, 12, 2434. – DOI : 10.3390/rs12152434 – lc.cx/alonso2020
- **Renard F., Alonso L., Fitts Y., Hadjiosif A., Comby J.,** (2019). *Evaluation of the Effect of Urban Redevelopment on Surface Urban Heat Islands.* Remote Sensing, 11, 299. – DOI : 10.3390/rs11030299 – lc.cx/renard2019c
- **Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Alexander L.V.,** et al. (2013). Résumé technique. In: *Changements climatiques 2013: Les éléments scientifiques.* Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Stocker T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex et P.M. Midgley (dir. pub.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York (NY), États-Unis d'Amérique – lc.cx/stocker



© Pixabay

Hydrologie et anthropisation 4

La croissance démographique mondiale s'accompagne d'une augmentation de la part de la population vivant dans des zones urbaines. En France, cette part était de 50 % en 1945 et a atteint 80 % en 2016. Cette urbanisation induit des modifications des paysages, initialement naturels, agricoles ou forestiers et impacte fortement le cycle naturel de l'eau dans les bassins versants.

Les travaux de l'OTHU, illustrés dans les questions suivantes, ont largement contribué à étudier et quantifier ces impacts via le suivi de long terme de plusieurs bassins versants urbains ou périurbains. Les travaux ont apporté des contributions originales sur la caractérisation de l'artificialisation des surfaces et l'identification des chemins de l'eau dans les bassins périurbains. Plusieurs outils et méthodes alliant collecte de données sur le long terme et modélisation ont permis de quantifier l'impact de l'artificialisation sur le cycle hydrologique dans les bassins versants. Des travaux se sont aussi plus particulièrement focalisés sur les modifications apportées à la ressource en eau souterraine et aux inondations urbaines.

4.1

Qu'est-ce que l'artificialisation des sols ?

Isabelle Braud et Flora Branger, INRAE Lyon

L'urbanisation modifie les paysages initialement forestiers, agricoles ou naturels, conduisant à ce qu'on appelle l'artificialisation des sols. Cette notion d'artificialisation est souvent considérée à tort comme synonyme d'imperméabilisation, alors qu'elle renvoie à des transformations bien plus profondes, qui ne se limitent pas à ce qui est visible en surface.

Les différentes composantes de l'artificialisation des sols

Notre définition : un sol artificialisé est un sol soumis à urbanisation

Dans l'expertise collective menée sur les déterminants et les impacts de l'artificialisation des sols, Béchet et al. (2017) définissent les « sols artificialisés » comme ceux qui ne sont ni naturels, ni forestiers, ni agricoles. Même si les pratiques agricoles et sylvicoles modifient les paysages et le fonctionnement des sols, une surface de culture n'est donc pas considérée comme « artificialisée » : dans cet ouvrage, un sol artificialisé est donc un sol soumis à urbanisation.

Le mot urbanisation est souvent considéré comme synonyme d'imperméabilisation des surfaces, accompagnant la construction de bâtiments ou de routes. Cependant, cette vision est très réductrice car les transformations apportées par l'urbanisation sont plus profondes et affectent les paysages ainsi que la structure, la chimie et la biologie des sols.

Le compartiment souterrain peut également être artificialisé

Outre les bâtiments, les zones artificialisées comprennent les parcs et jardins, les équipements sportifs, récréatifs et de loisirs, les zones industrielles et commerciales, ainsi que tous les réseaux de communications (voiries, chemins, routes, réseaux de transport en commun) qui en permettent l'accès. Une autre composante, souvent invisible, concerne les modifications de la structure des sols via les réseaux souterrains : réseaux d'adduction d'eau potable, d'assainissement, de gestion des eaux pluviales, avec la création de tranchées où le sol naturel est remplacé par des matériaux souvent plus grossiers. Les nouvelles techniques de gestion des eaux pluviales introduisent aussi de nouveaux éléments dans les paysages urbains comme les noues, les tranchées infiltrantes, les jardins de pluie ou les toitures végétalisées. On peut aussi mentionner les pompes mises en place pour assurer l'étanchéité des bâtiments. L'ensemble de ces aménagements modifie la surface et le compartiment souterrain et impactent les écoulements dans les cours d'eau et les nappes souterraines.

Photo 1 : Les paysages périurbains : une mosaïque de zones bâties, de voiries, de zones rurales ou de parcs et jardins (source : Pixabay).



La cartographie pour quantifier l'artificialisation des sols

Pour caractériser l'artificialisation des sols, on s'appuie en général sur des cartographies de la couverture des sols (land cover) ou de leur usage (land use). L'imagerie aérienne et satellite est de plus en plus utilisée à cette fin, notamment avec l'avènement d'images à très haute résolution spatiale (de l'ordre de 50 cm à un mètre) qui permettent d'identifier différents types de surface selon leurs propriétés spectrales ou d'identifier des objets selon leurs caractéristiques morphologiques. La télédétection satellitaire fournit des informations sur l'occupation des sols depuis les années 1980 environ, mais les progrès des capteurs ont conduit à une amélioration de la résolution spatiale. Des corrections sont donc nécessaires pour comparer des cartes produites à des dates différentes.

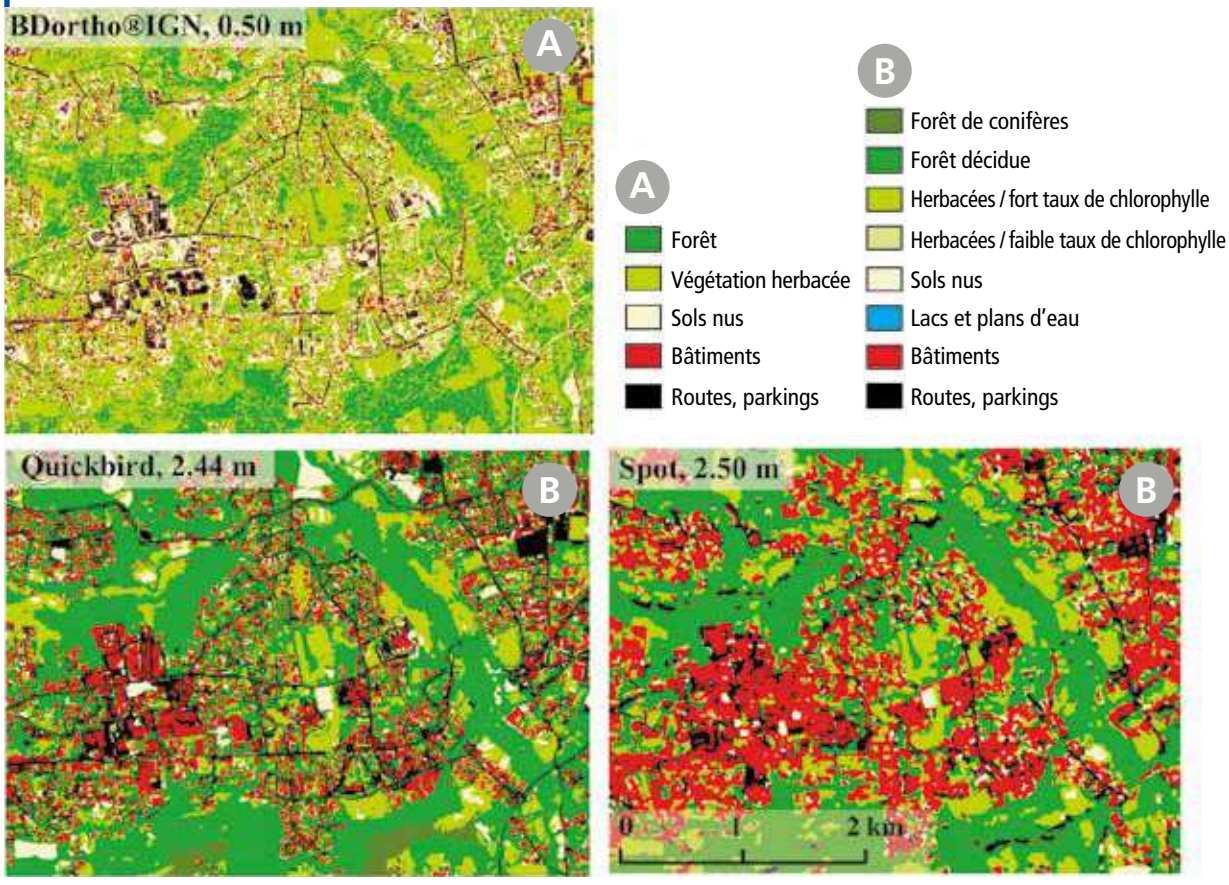
Par ailleurs, artificialisation et imperméabilisation ne sont pas systématiquement synonymes. Les parcs et jardins sont perméables, alors que des surfaces naturelles comme des zones rocheuses sont plutôt imperméables. La cartographie de la couverture du sol (land cover) donne des informations sur les propriétés physiques des surfaces et donc sur le caractère perméable ou imperméable des surfaces, alors que l'usage des sols (land use) informe plutôt sur l'usage des parcelles (agricole, résidentiel, zones de loisirs, etc.).

La partie souterraine de l'artificialisation, invisible pour l'imagerie aérienne et satellite, est plus difficile à quantifier. Il faut s'appuyer sur des cartographies spécifiques, lorsqu'elles existent (cartes des réseaux d'assainissement gérés par les collectivités et organismes gestionnaires). En leur absence, on peut travailler par association avec des données de surface, par exemple en faisant l'hypothèse que les réseaux d'assainissement suivent les routes principales.

La quantification de l'imperméabilisation dépend de la source d'information utilisée

Dans le cadre du projet de recherche ANR AVuPUR, l'artificialisation des sols a été caractérisée sur le bassin périurbain de l'Yzeron, l'un des sites de l'OTHU. Pour cela, des

Figure 1 : Cartographie de l'occupation du sol à l'aide d'images aériennes (BR Ortho® IGN à 50 cm de résolution) et par analyse d'images Quickbird à 2,44 m et Spot à 2,5 m sur un secteur du bassin de l'Yzeron (adapté de Jacqueminet *et al.*, 2013).



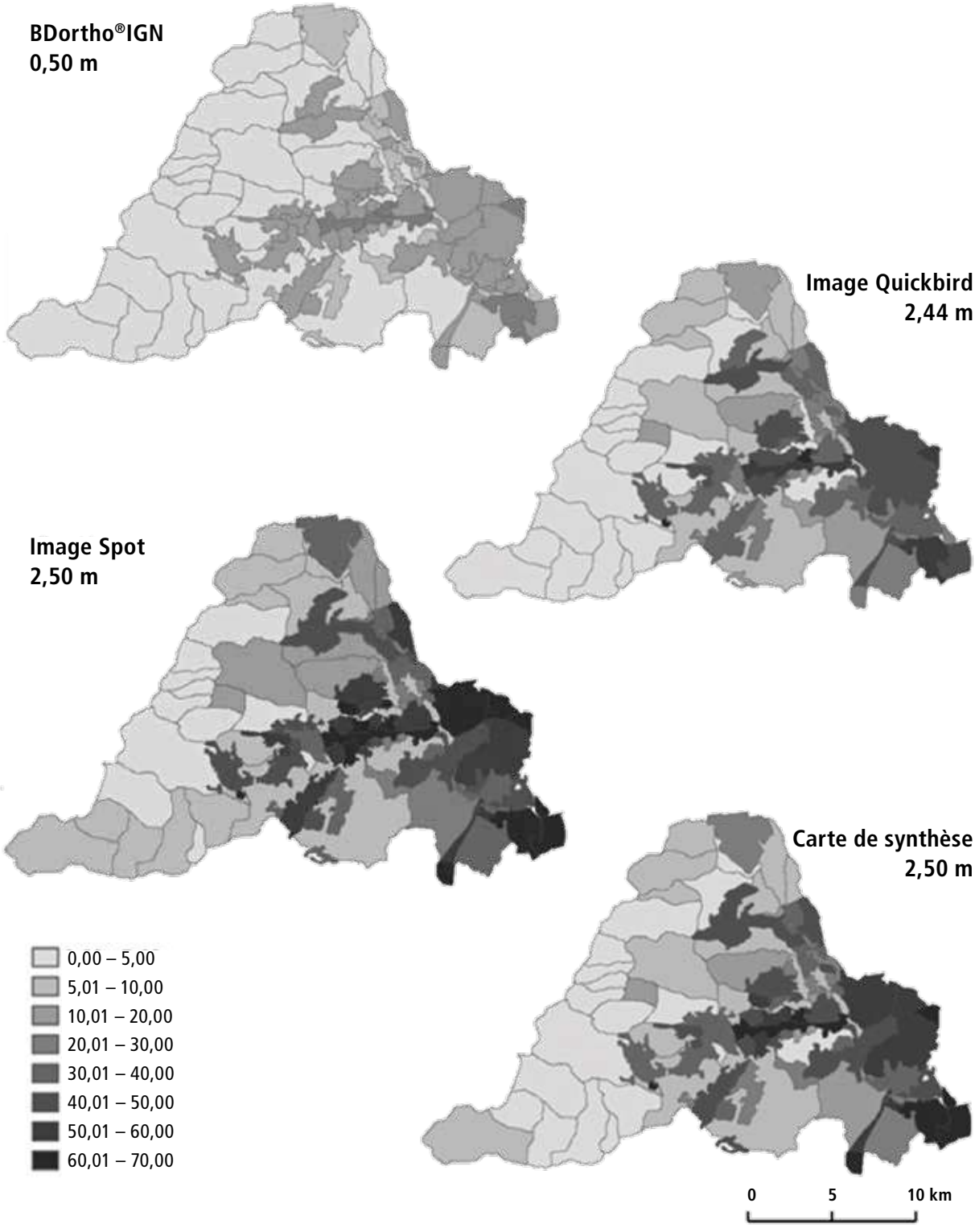
Une cartographie de l'occupation des sols en ligne

Le portail Theia[1] propose maintenant de manière systématique une cartographie de l'occupation du sol annuelle à l'aide d'images Spot 5 et 7 qui peuvent être utilisées pour suivre l'évolution de l'artificialisation d'une agglomération et voir l'efficacité des politiques d'aménagement urbain, en complément des données disponibles dans certaines collectivités.

[1] lc.cx/theia

informations sur la topographie, la géologie et la pédologie ont été collectées. Des contacts avec les gestionnaires ont en outre permis de documenter les différents réseaux (pluvial, assainissement). L'occupation du sol a été cartographiée, afin de caractériser le taux d'imperméabilisation des sols, notamment pour un usage dans les modèles hydrologiques qui ont été développés (voir Question 4.2 : Quelles sont les conséquences de l'artificialisation des sols sur le cycle de l'eau ?). L'usage du sol a aussi été cartographié de manière rétrospective, afin de paramétrer un modèle d'évolution de l'usage du sol et définir des scenarii prospectifs en 2030 (Dodane *et al.*, 2014).

Figure 2 : Pourcentages d'imperméabilisation calculés par sous-bassins versants de l'Yzeron à l'aide de cartographies de l'occupation du sol réalisées à partir de la BD Ortho® IGN à 50 cm de résolution, et par analyse d'images Quickbird à 2,44 m et Spot à 2,5 m (adapté de Jacqueminet *et al.*, 2013).



Pour cartographier l'occupation du sol, plusieurs sources d'informations ont été comparées : la BDOrtho® de l'IGN avec une résolution de 50 cm ; une image spot à 2,50 m et une image Quickbird à 2,44 m. Plusieurs classes d'occupation des sols, permettant de discriminer le caractère perméable ou non perméable des surfaces, ont été définies (figure 1). Les différentes images apportent des informations complémentaires. Ainsi la BD Ortho® IGN permet de bien caractériser les réseaux linéaires (chemins, routes, voiries). La figure 2 illustre le fait que la quantification du degré d'imperméabilisation dépend fortement de la source d'information utilisée. Les simulations montrent que le débit total du cours d'eau change assez peu selon la carte utilisée. Par contre, les composantes du débit (surface, subsurface, souterrain) sont plus fortement modifiées. Ceci implique que, comme l'origine de l'eau est différente, le transport de contaminants sera différent selon la source de données utilisée. Les cartes ont alors été combinées pour générer une carte dite de « synthèse » qui exploite au mieux les points forts des différentes images.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Béchet B., Le Bissonnais Y., Ruas A.** (pilotes)**, Aguilera A., Andrieu H., Barbe Billet P., Cavailhès J., Cohen M., Cornu S., Dablanc L., Delolme C., Géniaux G., Hedde M., Mering C., Musy M., Polèse M., Weber C., Frémont A., Le Perchec S., Schmitt B., Savini I., Desrousseaux M.,** (2017). Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, Ifsttar-Inra (France), 127 p. – lc.cx/bechet2017
- **Jacqueminet C., Kermadi S., Michel K., Béal D., Gagnage M., Branger F., Jankowfsky S., Braud I.,** (2013). Land cover mapping using aerial and VHR satellite images for distributed hydrological modelling of periurban catchments: Application to the Yzeron catchment (Lyon, France), Journal of Hydrology, Volume 485, 2013, pages 68-83, ISSN 0022-1694 – lc.cx/jacqueminet2013

4.2

Quelles sont les conséquences de l'artificialisation des sols sur le cycle de l'eau ?

Isabelle Braud et Flora Branger, INRAE Lyon

L'artificialisation des sols modifie la manière dont la pluie se répartit entre infiltration, ruissellement, évapotranspiration ou recharge des aquifères. Mais comment quantifier et modéliser la manière dont elle impacte les composantes du cycle hydrologique des bassins urbains ou périurbains ? Aujourd'hui, les modalités d'artificialisation évoluent et l'évaluation de leurs conséquences n'en sont que plus complexes : au-delà de l'imperméabilisation et de l'évacuation directe des eaux pluviales par le « tout-tuyau », on introduit aujourd'hui de plus en plus de solutions fondées sur la nature, pour une gestion des eaux pluviales à la source. Il importe ainsi d'évaluer l'impact de ces nouveaux modes de gestion au niveau d'un bassin versant.

L'artificialisation impacte l'ensemble des composantes du cycle hydrologique

Le premier impact de l'artificialisation est l'imperméabilisation des sols, de par la construction des bâtiments ou des routes et la pluie va ruisseler dessus.

Au-delà des surfaces imperméables, le compactage des sols et leur appauvrissement diminuent leur perméabilité.

Les surfaces étant imperméables, il est alors nécessaire de collecter les eaux, généralement dans des canalisations ; on augmente ainsi les vitesses de ruissellement et la concentration des flux vers les points bas.

Enfin, la raréfaction de la végétation réduit la capacité de stockage, de ralentissement du ruissellement et d'évapotranspiration de l'eau.

Toutes ces actions réduisent l'infiltration des eaux de pluie dans le sol. Elle conduit à une augmentation des volumes d'eau ruisselés et des vitesses de ruissellement. Elle peut aussi modifier les composantes du débit des cours d'eau, c'est-à-dire en augmentant la part issue du ruissellement de surface direct, et en réduisant les écoulements de subsurface (dans le sol de surface) et le débit de base (eau provenant de la vidange des réservoirs profonds du sol).

Lorsque cette eau rejoint le milieu récepteur (cours d'eau) elle provoque une réduction du temps de montée de la crue et une augmentation du débit de crue (générant des hydrogrammes[1] plus pointus cf. figures 2 et 3). Il est aussi couramment admis que l'artificialisation des sols conduit à une réduction de la recharge des nappes souterraines.

Cependant, l'artificialisation peut avoir des effets autres sur la recharge de nappes et les débits de base des cours d'eau. Ainsi, les résultats des études sont contrastés et certains auteurs rapportent une augmentation de la recharge des nappes à cause des fuites des réseaux d'eau potable, de la généralisation de fosses septiques ou de l'irrigation excessive des parcs et jardins privés (dans la région de Santiago au Chili), ou encore la réduction. À contrario, à cause de défauts d'étanchéité, les réseaux d'assainissement peuvent avoir un rôle de drainage des eaux du sous-sol, conduisant à une diminution des débits de base dans les cours d'eau.

Le recours à la modélisation est nécessaire pour évaluer plus précisément les impacts de l'artificialisation

La mesure de la pluie et des débits dans des points caractéristiques est souvent insuffisante pour quantifier les composantes du bilan hydrologique. Des modèles distribués peuvent être utilisés pour estimer les débits en différents points des cours d'eau et réaliser des bilans hydrologiques sur différents sous-bassins versants. De même, quantifier l'évapotranspiration, surtout en milieu complexe, reste difficile expérimentalement et fait souvent appel à la modélisation. Pour évaluer et comparer différentes stratégies de gestion des eaux pluviales à la source, il faut avoir recours à des modèles distribués[2], qui représentent explicitement les objets du paysage. Ces modèles doivent néanmoins encore

Les impacts de l'artificialisation ne se limitent pas au cycle de l'eau

Les impacts de l'artificialisation des sols se manifestent également sur les flux de polluants, sur la biodiversité souterraine et aérienne ou encore sur la création d'îlots de chaleur, la pollution de l'air et le bruit. Ces impacts ainsi que les leviers d'action sont détaillés dans la synthèse de l'expertise scientifique collective INRA-IFSTTAR 2017 (lc.cx/bechet2017).

[1] Voir l'article Wikhydro : lc.cx/hydrogramm
[2] Voir l'article Wikhydro : lc.cx/modeledistrib

Photo 1 : Visualisation de l'impact de l'artificialisation lors d'un fort orage en juillet 2017 à Villeurbanne (69) – (19 mm).



être enrichis pour prendre en compte tous les modes de gestion à la source.

Les apports de l'OTHU : le cas du bassin de l'Yzeron

Dans le cadre de l'OTHU, le bassin de l'Yzeron a été étudié avec de nombreuses mesures de débits en différents points du bassin ainsi que dans le réseau unitaire (figure 2) Une analyse des données collectées a permis de mettre en évidence les éléments suivants (Braud *et al.*, 2013).

1 – Le soutien d'étiage : les cours d'eau sont intermittents, mais la présence de déversoirs d'orage conduit à une diminution de la fréquence de débits nuls, les Dos étant les seuls contributeurs au débit durant les périodes sèches ; les rejets des stations d'épuration assurent aussi parfois un débit minimal dans les cours d'eau dans d'autres sous-bassins.

2 – Dans les réseaux unitaires : une méthode d'évaluation de la part d'eau claire infiltrée dans les réseaux d'assainissement montre que, sur le réseau unitaire du bassin de la Chaudanne, 30 % du volume annuel correspond à de l'infiltration dans le réseau, 40 % à du ruissellement pluvial, et le reste aux eaux usées (soit seulement 30 %).

3 – L'aggravation des pointes de débit : la figure 3 illustre que les hydrogrammes des bassins les plus urbanisés (voir figure 2) sont aussi les plus pointus, avec donc une montée de crue et une décrue plus rapides.

Des outils de modélisation ont été développés, à différentes échelles, afin de prendre en compte la complexité des paysages périurbains : mosaïque de parcelles rurales et urbaines, réseaux hydrographiques naturels, réseaux unitaires

Figure 2 : Part de zones agricoles, de forêt et de bâtiments et routes pour les différentes stations de mesure du débit sur l'Yzeron (d'après des données de Labbas, 2015).

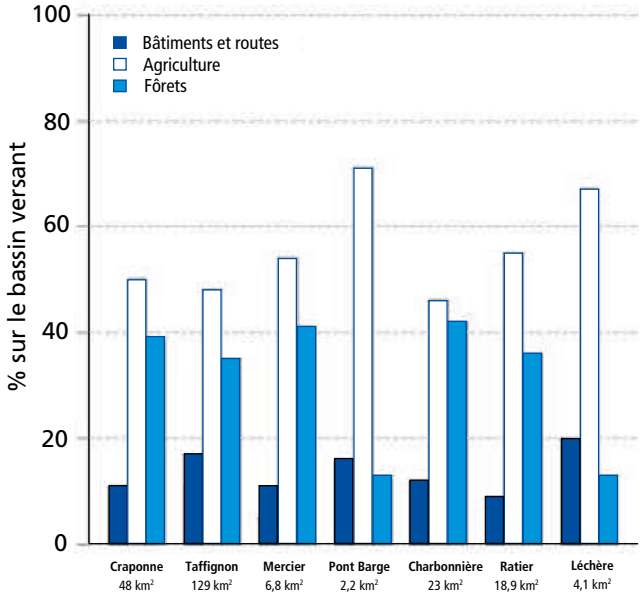
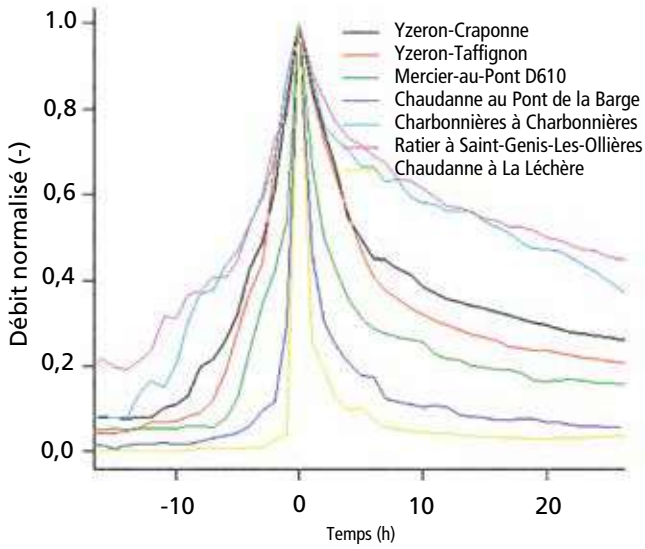
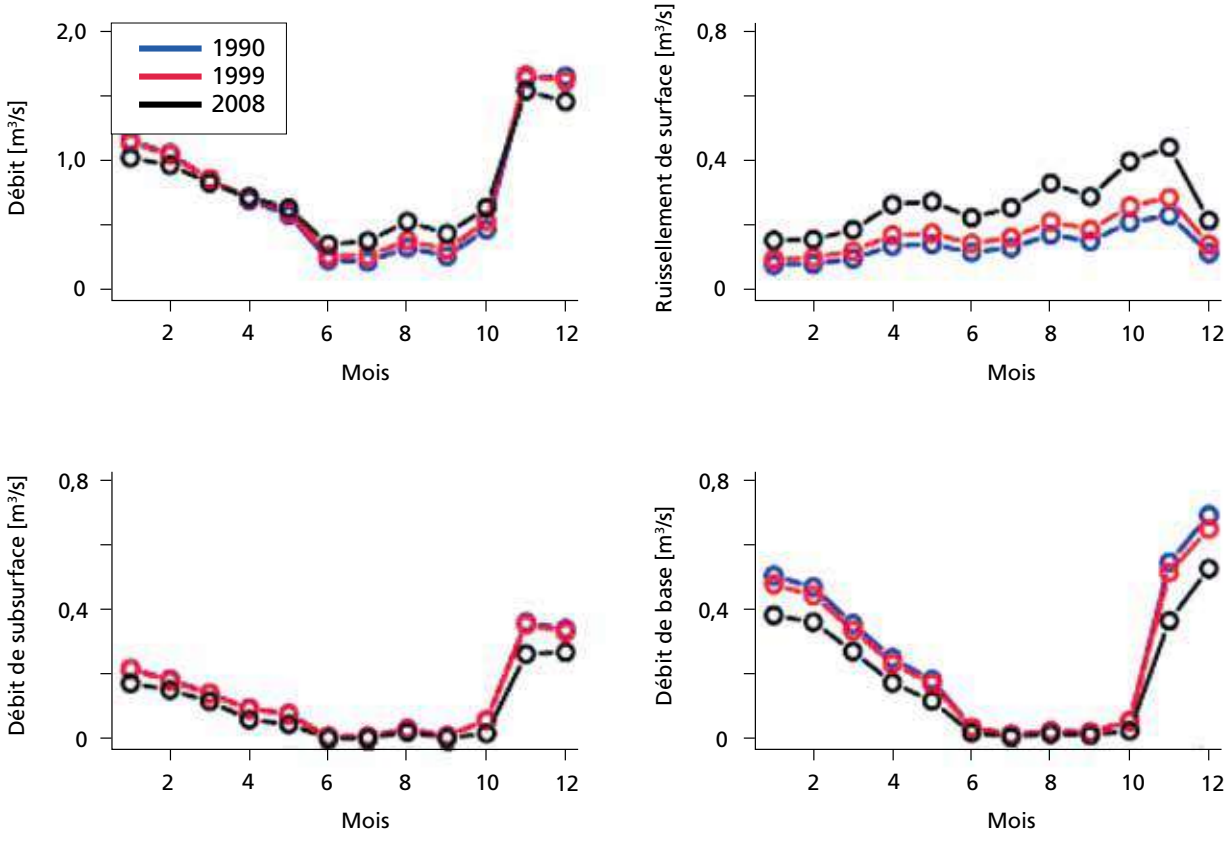


Figure 3 : Hydrogrammes normés caractéristiques de crues pour les différentes stations hydrométriques de l'Yzeron.



et réseaux d'eaux pluviales, déversoirs d'orage, bassins de rétention, etc. La figure 4 est le résultat de simulations sur le bassin de l'Yzeron par le modèle J2000 (Branger *et al.*, 2012) de l'impact de l'évolution de l'urbanisation entre 1990 et 2008 sur le débit total et ses composantes : ruissellement de surface, de subsurface et débit de base. Si le débit total est peu impacté, on voit que l'artificialisation favorise le ruissellement de surface au détriment des débits de base et de subsurface.

Figure 4 : Impact de l'évolution de l'urbanisation entre 1990 et 2008 sur le débit mensuel interannuel de l'Yzeron à Taffignon (129 km²) et de ses composantes : ruissellement de surface, de subsurface et débit de base.



Le modèle J2000P (Labbas *et al.*, 2015) intègre les réseaux d'assainissement et les DOs dans un modèle de caractérisation du fonctionnement d'unités de réponse hydrologique. Il a été utilisé pour évaluer l'impact de différents scénarios d'évolution future de l'urbanisation (Dodane *et al.*, 2014) ou de gestion des eaux pluviales, sur les composantes du cycle hydrologique.

Des premiers tests à l'échelle d'un bassin comme l'Yzeron suggèrent que l'impact des modes de gestion de l'eau (en particulier la déconnexion des eaux pluviales du réseau d'assainissement) sur le régime hydrologique est plus important que la seule évolution de l'imperméabilisation des surfaces (Labbas, 2015). Ceci invite à approfondir comment une généralisation de la gestion à la source ou une déconnexion des eaux pluviales sur ce bassin, pourrait limiter les impacts de l'urbanisation sur le cycle hydrologique.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Branger F., Kermadi S., Krause P., Labbas M., Jacqueminet C., Michel K., Braud I., Kralisch S.** (2012). Yzeron peri-urban catchment, France, International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) 2012. Managing Resources of a Limited Planet, Sixth Biennial Meeting, Leipzig, Germany, R. Seppelt, A. A. Voinov, S. Lange, D. Bankamp (Eds.), 8 pp – lc.cx/branger2012
- **Braud I., Breil P., Thollet F., Lagouy M., Branger F., Jacqueminet C., Kermadi S., Michel K.** (2013). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France, Journal of Hydrology – 485, 5-23. - DOI : 10.1016/j.jhydrol.2012.04.049 – lc.cx/braud2013
- **Labbas M.** (2015). Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales. Application au bassin de l'Yzeron (130 km^2), Thèse de l'Université de Grenoble - 388 pp. – lc.cx/labbas2015

4.3

Les aménagements en sous-sol des villes impactent-ils la ressource en eau ?

Guillaume Attard, CEREMA – Thierry Winiarski, ENTPE

Le milieu souterrain est encore aujourd'hui mal connu. Pourtant, il est de plus en plus sollicité par la ville pour la réalisation d'aménagements, pour les fondations des bâtiments et en tant que ressource en matériaux et énergie. Et lorsqu'on sait que ce milieu constitue également une ressource en eau potable pour les habitants, la question des impacts de ces infrastructures et usages sur les eaux souterraines prend tout son sens.

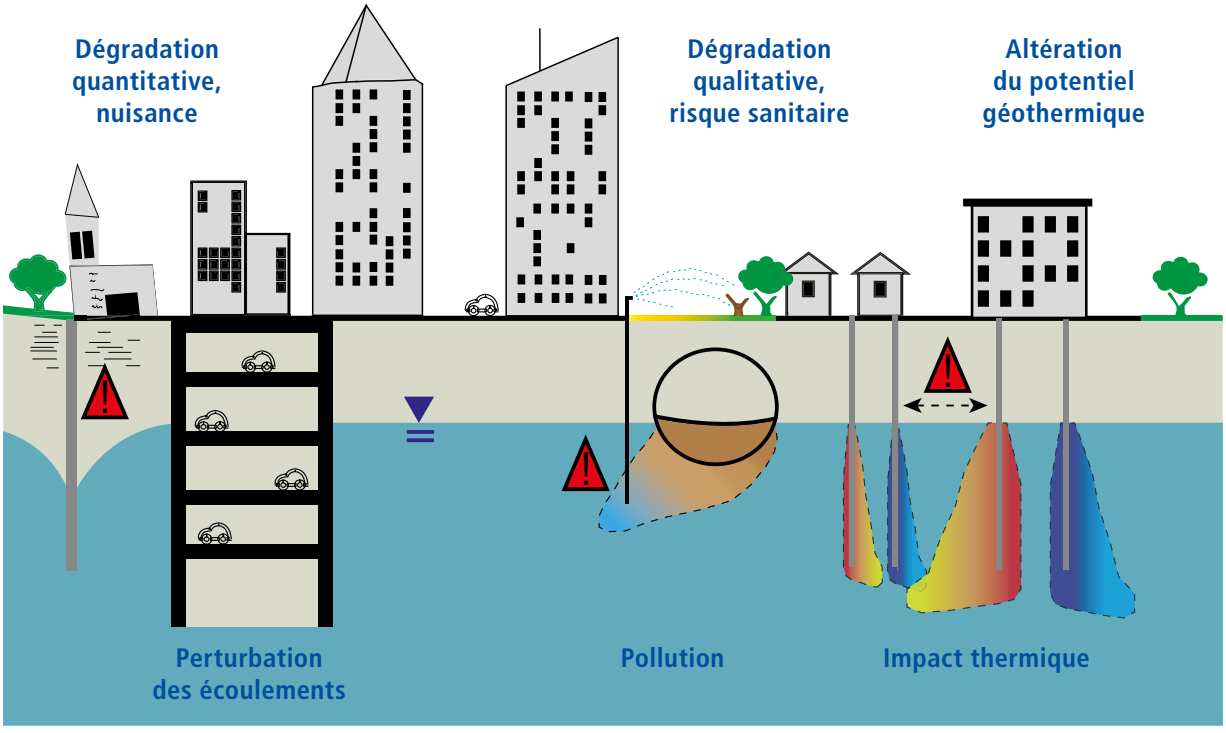
Une pression croissante de la ville sur le milieu souterrain

Le développement des villes ainsi que l'économie du foncier exercent une pression de plus en plus importante sur la dimension verticale de la ville. En effet, les nouveaux bâtiments qui se construisent ont tendance à s'élever de plus en plus haut. Mais qu'en est-il de l'espace souterrain ? Ce milieu, mal connu et difficilement observable, est de plus en plus sollicité. Il est le lieu privilégié des fondations des bâtiments, des réseaux de communication et de transport. C'est aussi un espace d'aménagement qui permet de garer nos voitures et d'installer les systèmes de sécurité. Depuis que les villes existent, l'espace souterrain est également une ressource en matériaux de construction et plus récemment en granulat, ingrédient indispensable pour les bétons. Ces eaux souterraines sont également devenues une ressource géothermique sans cesse en développement. Enfin, l'espace souterrain urbain est, depuis plusieurs décennies, le milieu privilégié dans lequel l'eau potable est prélevée : en Europe, plus de 40 % de l'eau distribuée dans les réseaux d'eau potable provient des aquifères urbains (Eiswirth *et al.*, 2004).

La ville perturbe les écoulements et la qualité physico-chimique de l'eau souterraine

Du point de vue qualitatif, les matériaux de construction des ouvrages souterrains peuvent altérer les caractéristiques physico-chimiques de l'eau souterraine urbaine (Chae *et al.*, 2008). D'autre part, d'un point de vue quantitatif, le

Figure 1 : Représentation des nuisances et risques inhérents à l'interaction entre les ouvrages souterrains et les nappes urbaines - les injections d'eau chaude sont en orange et les injections d'eau froide sont en bleu (d'après Attard, 2017).



maintien de la stabilité des ouvrages impose la mise en place de systèmes de drainage dont les débits peuvent représenter plusieurs millions de mètres cubes annuels (Vázquez-Suñé *et al.*, 2005). Ces perturbations des écoulements peuvent favoriser le tassement des terrains, et éventuellement participer à l'accroissement du risque d'inondation par remontée de nappe. Dans les quartiers en renouvellement comme le quartier de Gerland à Lyon, la construction d'immeubles avec les phases temporaires de rabattement de nappe (baisse de niveau) a également un impact non négligeable.

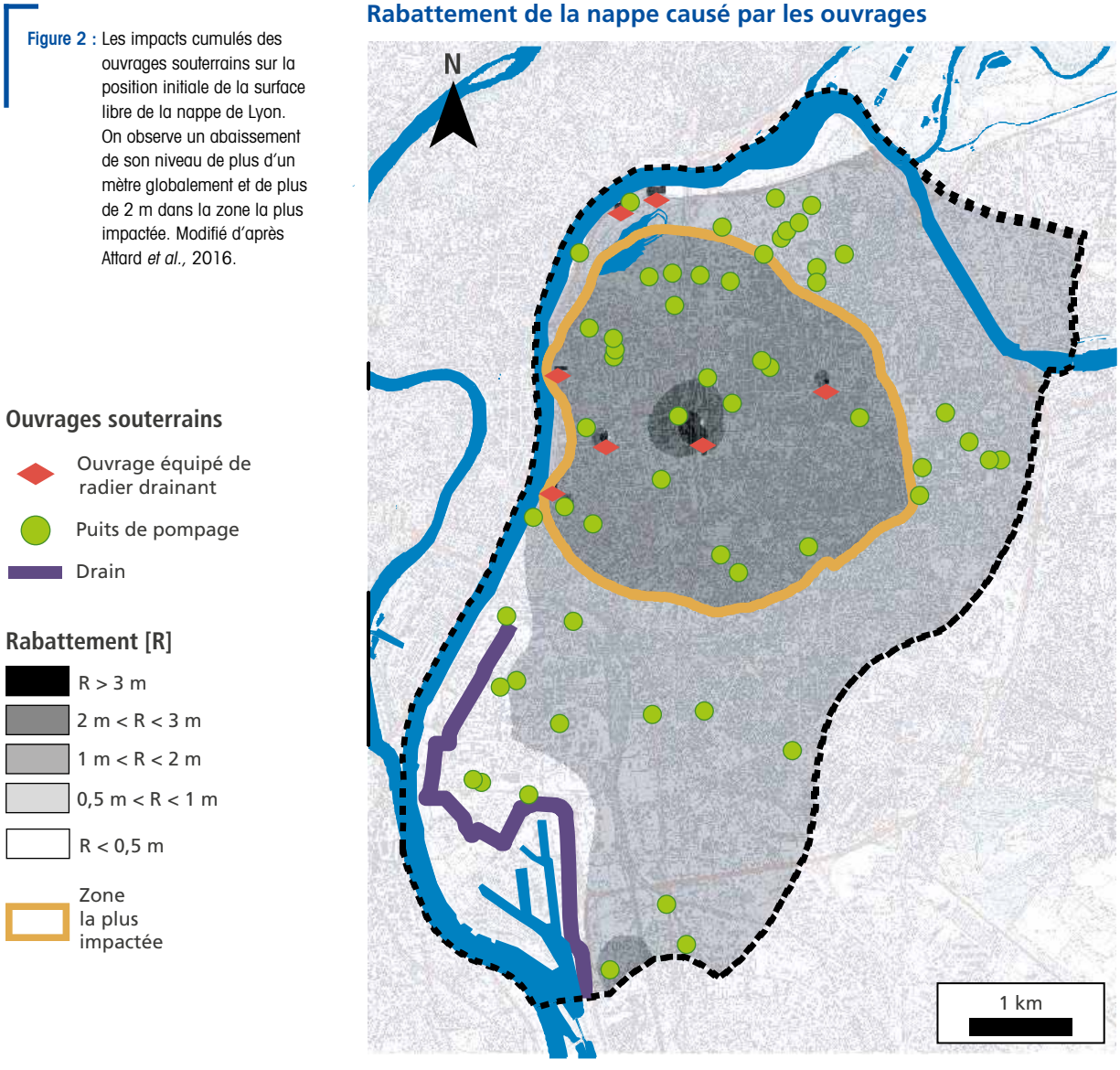
Par ailleurs, depuis que l'Europe s'est engagée à réduire de 20 % les émissions de gaz à effet de serre d'ici à 2020, l'énergie géothermique est considérée comme une ressource incontournable. En particulier, les systèmes de pompes à chaleur sur nappe sont un moyen efficace d'exploiter cette énergie (Lund *et al.*, 2011). La multiplication de ces systèmes d'extraction a tendance à générer des interférences entre installations (Herbert *et al.*, 2013). En effet, lorsque la distance qui sépare deux installations n'est pas suffisante, les zones d'influences thermiques peuvent se couper, s'intersecter, et altérer la performance des systèmes avec par exemple la formation d'îlots de chaleur souterrains (Menberg, 2013).

L'ensemble des pressions exercées par la ville sur la ressource, à savoir la perturbation du cycle de l'eau, des écoulements et de la physico-chimie de l'eau (figure 1), montre l'intérêt de revoir la gouvernance en matière de gestion de l'eau souterraine urbaine. Pourtant, selon les travaux de Maire (2011), il n'existe toujours pas de stratégie aboutie de planification du sous-sol urbain. Le manque d'expertise et de compréhension dans les interactions entre les infrastructures souterraines et la ressource en eau est en partie responsable de cette lacune.

La modélisation pour comprendre les impacts des aménagements urbains

Les travaux de thèse (Attard, 2017) entrepris dans le cadre d'une collaboration scientifique entre l'ENTPE et le Cerema visaient à mieux comprendre les impacts des aménagements souterrains sur la ressource en eau souterraine urbaine. Les questions suivantes ont été abordées : quels sont les différents types d'ouvrages souterrains rencontrés en milieu urbain et quels sont leurs comportements hydrodynamiques ? Quels types d'impacts génèrent-ils sur les écoulements et quelle est leur influence sur la qualité de la ressource en eau ?

Figure 2 : Les impacts cumulés des ouvrages souterrains sur la position initiale de la surface libre de la nappe de Lyon. On observe un abaissement de son niveau de plus d'un mètre globalement et de plus de 2 m dans la zone la plus impactée. Modifié d'après Attard *et al.*, 2016.

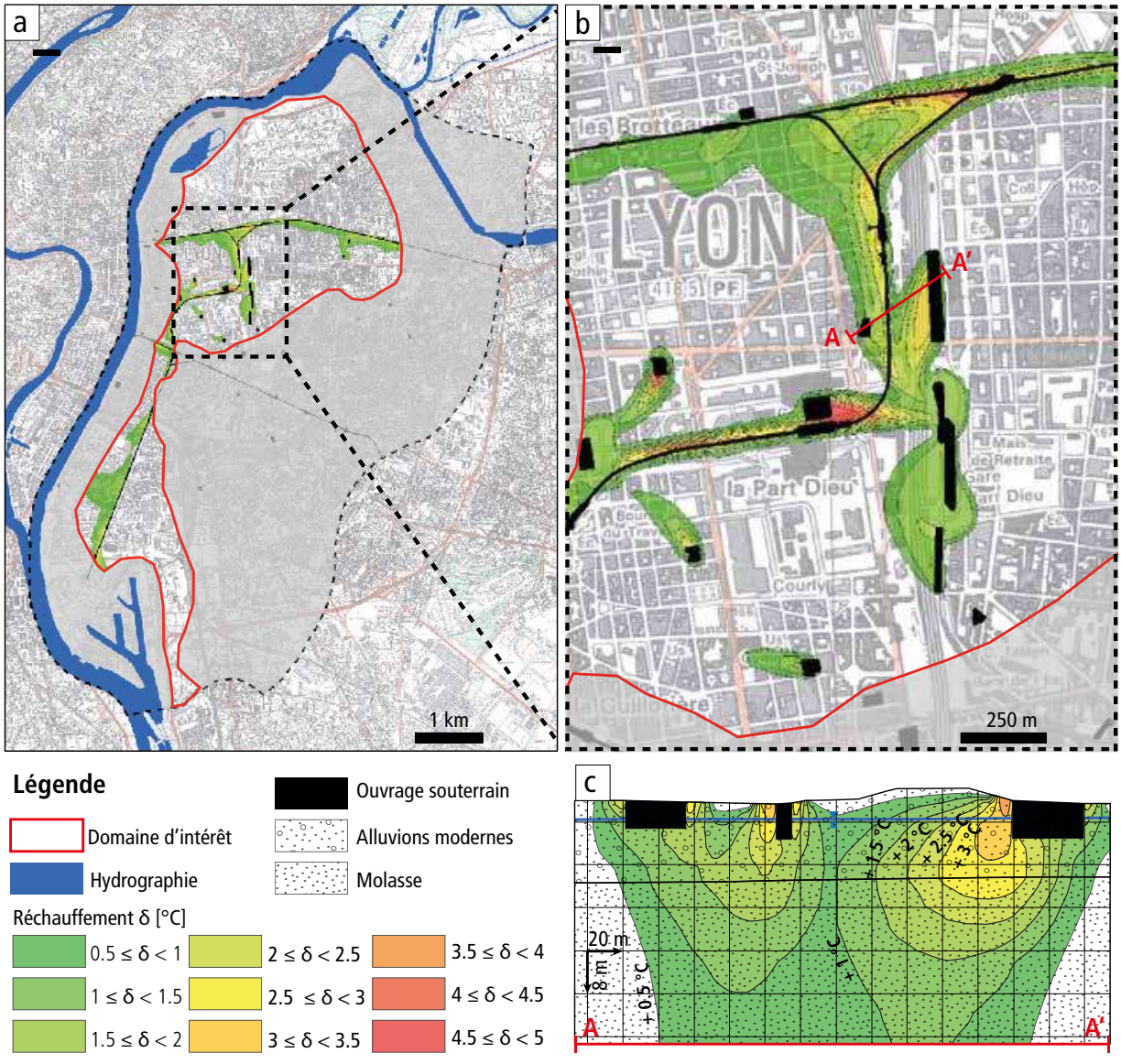


Modéliser les impacts des infiltrations à la parcelle

Un travail de thèse (W. Pophillat 2018-2021) vise à proposer une modélisation intégrée des conséquences d'une systématisation des pratiques d'infiltration à la parcelle des pluies courantes à l'échelle de petits bassins versants, avec un focus sur le compartiment souterrain et la végétation. La modélisation permettra de prendre en compte les interactions entre les ouvrages, les structures souterraines, les compartiments de surface et souterrains.

À quelle échelle ces impacts doivent-ils être appréhendés et existe-t-il des effets cumulatifs lorsque le sous-sol urbain est densément aménagé ?
Afin de répondre à ces questions, une approche par modélisation hydrogéologique déterministe 3D a été conduite en s'appuyant sur les données de terrain de l'agglomération lyonnaise. Les résultats de ces travaux ont montré que les ouvrages faisant intervenir des systèmes de drainage sont responsables d'une fragmentation importante des systèmes d'écoulement urbains souterrains, susceptible de modifier le régime d'alimentation de l'aquifère. Ils révèlent aussi un effet cumulé marqué des ouvrages sur le rabattement de la nappe (R), de l'ordre de 0,5 m à plus de 3 m (figure 2). Le modèle a également mis en évidence un effet au droit des infrastructures souterraines qui favorise la mise en communication d'eau à différentes profondeurs, accroissant la vulnérabilité des réservoirs profonds (Attard *et al.*, 2016c).

Figure 3 : (**a**) Vue en plan de l'impact thermique généré par les ouvrages souterrains à Lyon. (**b**) Vue en plan de l'impact cumulé dans le secteur de la Part-Dieu où le modèle montre par endroit un réchauffement de plusieurs degrés de la nappe. (**c**) La vue en coupe autour de trois ouvrages souterrains montre que ce réchauffement affecte la nappe sur plusieurs dizaines de mètres. Modifié d'après Attard *et al.* (2016b).



Enfin, les impacts individuels et cumulés des infrastructures souterraines sur la température des nappes ont été évalués. Cette analyse a montré que ces infrastructures pouvaient, du fait de leur zone d'influence thermique, affecter le potentiel géothermique des nappes urbaines (figure 3). Ces zones d'influence thermique pourraient être intégrées dans la réflexion de l'exploitation géothermique des nappes urbaines afin de limiter les conflits d'usage.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Attard G.** (2017). Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine - Application à l'agglomération lyonnaise. Thèse de doctorat de l'École Nationale des Travaux Publics de l'État, École doctorale Chimie de Lyon, Spécialité : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, 154 p. – https://hal.archives-ouvertes.fr/ENTPE/tel-01496786

4.4

Quels sont les impacts de l'artificialisation des sols sur l'écoulement de l'eau ?

Isabelle Braud et Flora Branger, INRAE Lyon

L'artificialisation des surfaces induit des modifications profondes de la structure des sols et des paysages. Ces modifications influencent les directions d'écoulement des eaux pluviales, et donc, par voie de conséquence, le transport des polluants et le risque d'inondation. Il est donc nécessaire de décrire les liens entre artificialisation et directions d'écoulement afin de mieux gérer les eaux pluviales.

L'artificialisation des sols modifie les directions d'écoulement et les frontières des bassins versants

Dans les milieux naturels non anthropisés, l'eau s'écoule du haut vers le bas en suivant la topographie jusqu'à rejoindre un cours d'eau. Pour définir les frontières d'un bassin versant en un point appelé exutoire (un point choisi sur le cours d'eau), on doit identifier la surface où l'eau s'écoule en ce point en suivant la topographie (ligne de plus grande pente). Mais, dans un bassin urbain ou périurbain, divers éléments modifient les directions d'écoulement et donc les frontières des bassins versants, qui ont le plus souvent plusieurs exutoires. Les réseaux d'assainissement unitaires qui, en temps normal, transportent les eaux usées et pluviales jusqu'à la station d'épuration, vont, lorsque le réseau est en surcharge, déverser leurs eaux dans les cours d'eau naturels via des déversoirs d'orage.

Lorsque le réseau est séparatif, le réseau qui collecte les eaux pluviales se déverse le plus souvent dans les cours d'eau naturels et peut également modifier les directions d'écoulement. De plus, les réseaux routiers, surtout dans les milieux périurbains, sont souvent longés par des fossés qui collectent les eaux pluviales et modifient la topographie et donc les directions d'écoulement. Enfin, en interaction avec les réseaux hydrographiques naturels, il faut prendre en compte les lacs naturels ou artificiels (bassins de rétention), mais aussi tous les éléments du paysage qui sont mis en place pour la gestion des eaux pluviales à la source (noues, tranchées infiltrantes, etc.).

Figure 1 : Les étapes de la méthode de délimitation d'un bassin périurbain, de son réseau de drainage et des sous-bassins contributifs (adapté de Jankowfsky *et al.*, 2013).

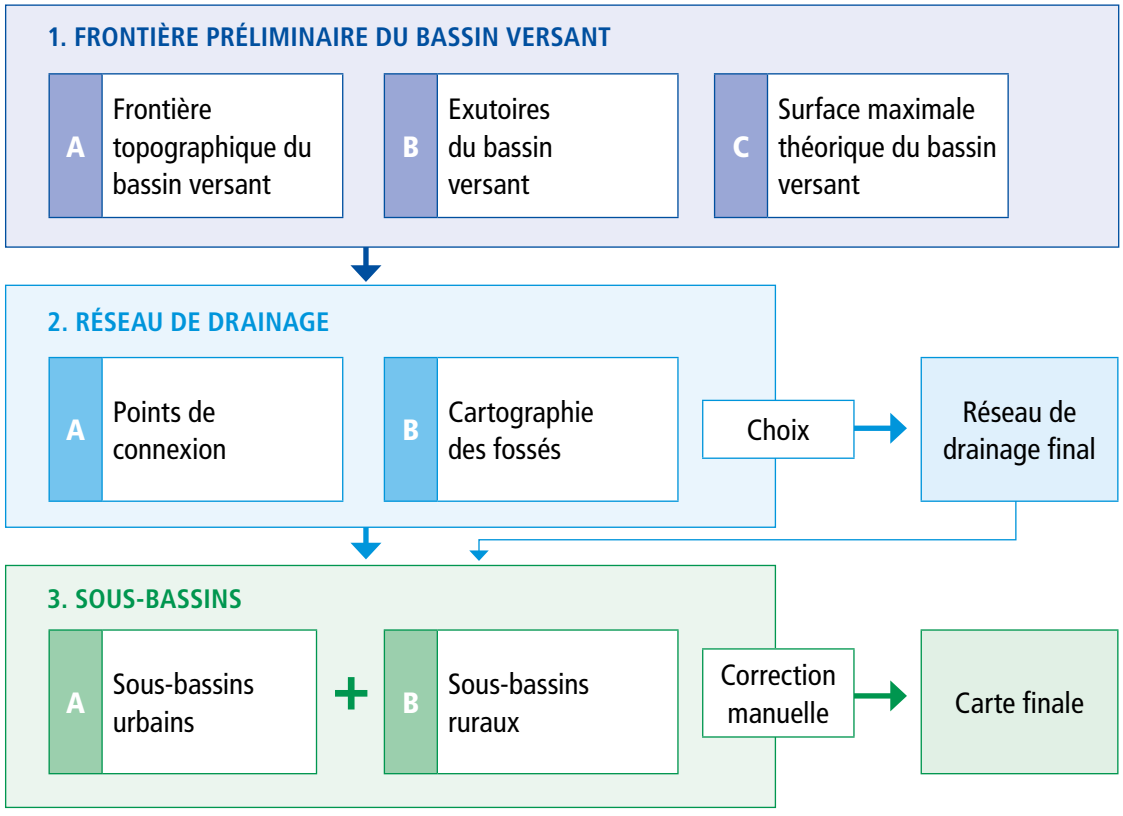
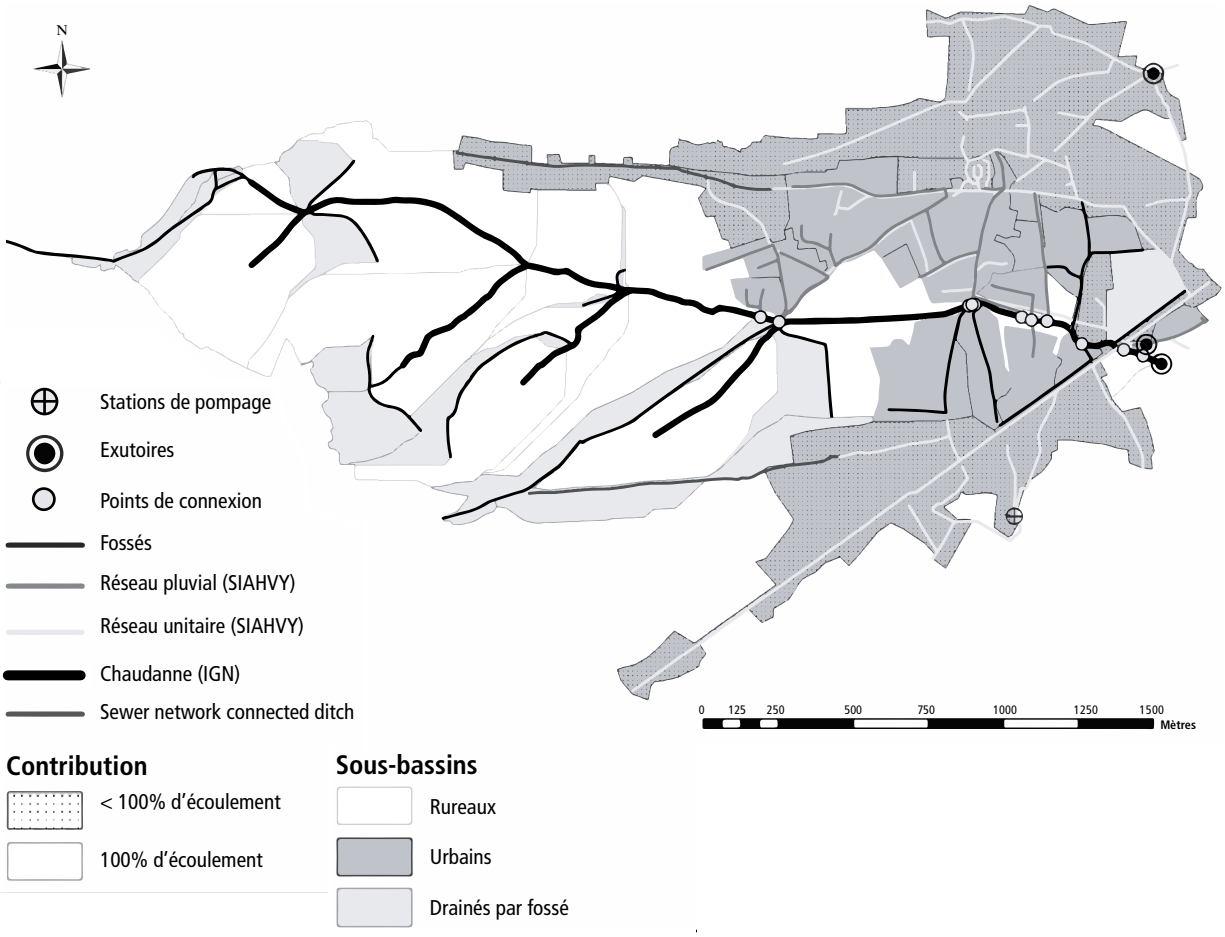


Figure 2 : Carte finale des sous-bassins et des limites du bassin versant de la Chaudanne en conditions humides. Les sous-bassins urbains sont en gris foncé, les sous-bassins ruraux en blanc, et les sous-bassins drainés par des fossés en gris clair. Les sous-bassins en pointillé sont uniquement connectés via les déversoirs d'orage à la rivière. La soustraction des zones en pointillé à la surface du bassin en conditions humides donne la surface du bassin par temps sec (adapté de Jankowfsky *et al.*, 2013).



Une méthode pour délimiter des bassins versants périurbains et leurs sous-bassins

Dans le cadre des travaux de l'OTHU, une méthode semi-automatique a été proposée pour la délimitation des frontières d'un bassin périurbain et des sous-bassins ruraux, urbains ou mixtes qui le composent (Jankowfsky *et al.*, 2013, figure 1). Une première étape consiste à délimiter la frontière topographique, les exutoires et la frontière maximale du bassin (qui prend en compte les fossés et réseaux d'assainissement). Pour le bassin topographique, les méthodes classiques d'extraction de bassin versant à l'aide d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) peuvent être utilisées. On identifie tous les points de connexion au réseau hydrographique naturel. Les fossés en zone rurale peuvent être ajoutés à ce réseau naturel. Les zones du bassin drainées par un réseau unitaire ont au moins deux exutoires : le premier vers la station d'épuration (la majorité du temps), le second vers le réseau hydrographique via les déversoirs d'orage (DO) (lors de forts épisodes pluvieux). Ces surfaces sont ajoutées à la surface maximale du bassin. La surface du bassin versant dépend des conditions d'écoulement avec une surface minimale en conditions sèches, et une surface maximale en conditions humides.

Pour affiner la délimitation des zones qui font effectivement partie du bassin versant, des reconnaissances de terrain sont nécessaires pour déterminer le sens des écoulements dans les réseaux séparatifs afin d'éliminer les zones drainant hors du bassin versant. Pour les zones urbaines, on utilise une approche de type objet pour relier chaque parcelle cadastrale au réseau pluvial le plus proche et le plus bas, en suivant le réseau de voirie. La figure 2 illustre le résultat final pour le bassin de la Chaudanne à Grézieu la Varenne. On voit que les contours finaux du bassin versant sont irréguliers et différents du contour topographique du bassin.

Geo-PUMMA un outil SIG pour la détermination des directions des écoulements en milieu urbain et périurbain

Pour caractériser les directions d'écoulement dans un milieu urbain et périurbain complexe, la boîte à outil Geo-PUMMA (Sanzana *et al.*, 2017) utilise une approche objet qui s'appuie sur une cartographie de l'usage des sols à l'échelle parcellaire, prenant en compte les éléments urbains et naturels des paysages : parcelles cadastrales ou agricoles, zones récréatives, places, parkings, alignements d'arbres, haies, bassins, réseaux, ainsi qu'une délimitation des bâtiments et

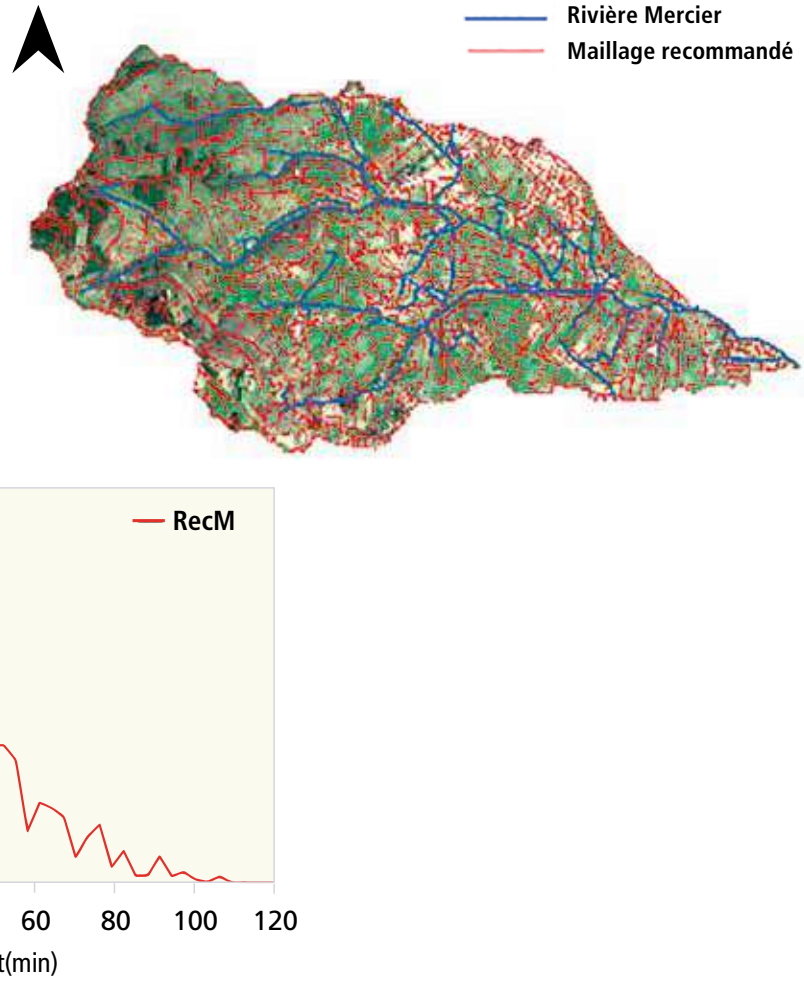


Figure 3 : (a) Réseau de drainage pour le sous-bassin du Mercier (Yzeron) calculé à l'aide de Geo-PUMMA et (b) hydrogramme unitaire associé (adapté de Sanzana *et al.*, 2017)

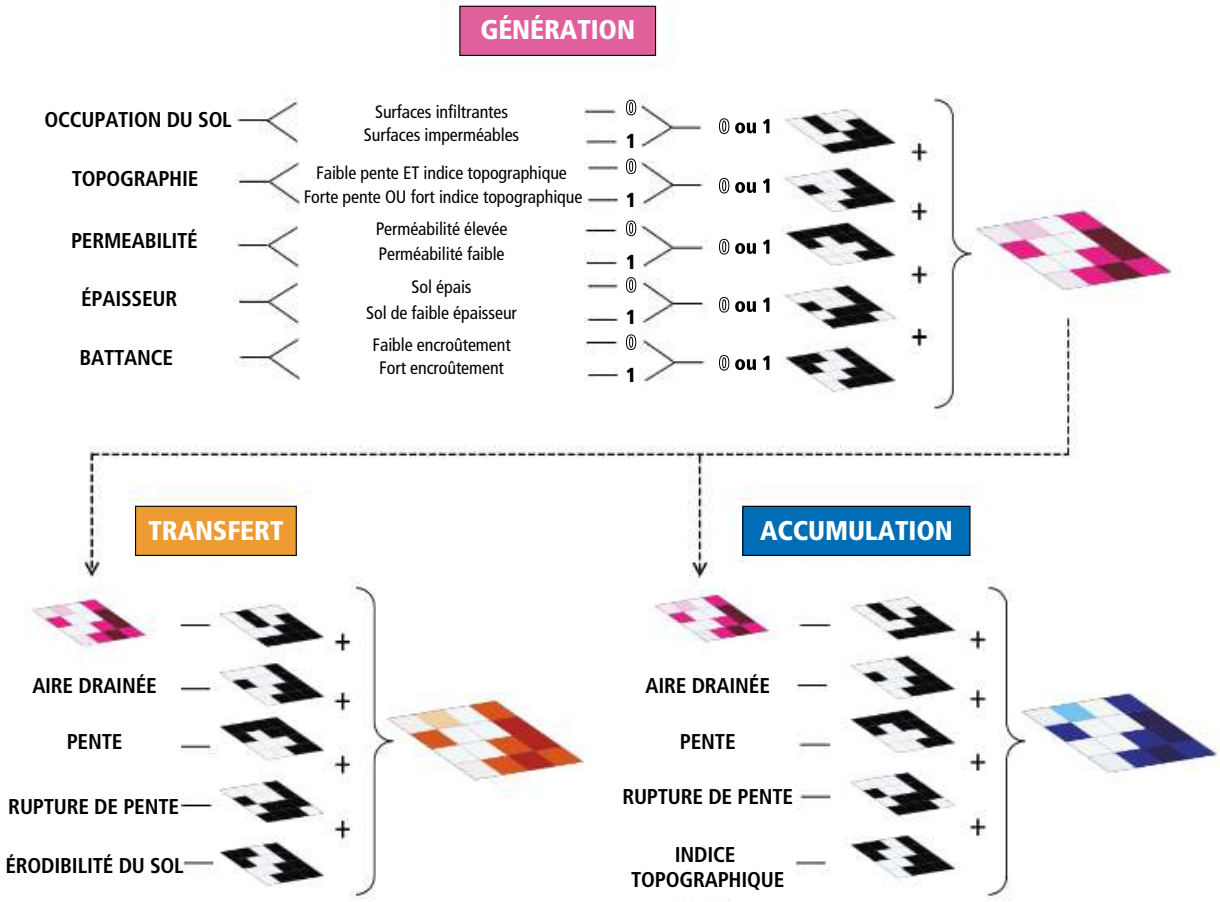
zones végétalisées. Un Modèle Numérique de Terrain (MNT) à haute résolution est nécessaire (résolution 2 m maximum) mais ces MNTs sont maintenant disponibles grâce à des levés Lidar (Light Detection and Ranging). Le maillage du bassin est obtenu par superposition des couches d'informations géographiques initiales. Il est ensuite amélioré pour éliminer les parcelles non convexes ou trop longues qui peuvent perturber les algorithmes de détermination des directions d'écoulement. Une fois le réseau de drainage connu, on peut calculer un Hydrogramme Unitaire qui renseigne sur les temps de transfert de l'eau à l'exutoire (figure 3). On peut aussi déterminer la part des écoulements de surface qui transite via des zones urbaines ou rurales, information utile pour déterminer l'origine de possibles contaminations.
Ces outils restent néanmoins encore du domaine de la recherche.

La méthode IRIP : un outil pour faciliter la mise en place de la GEstion des Milieux Aquatiques et Prévention des Inondations (GEMAPI) s

La gestion du ruissellement intense pluvial est du ressort des collectivités. Pour les bassins périurbains notamment, une vision territoriale du ruissellement et donc des chemins d'écoulement se révèle utile. Le modèle IRIP (Indicateur de Ruissellement Intense Pluvial, Dehotin et Breil, 2011) produit des cartes de susceptibilité d'un territoire à produire, transférer et accumuler du ruissellement. Il s'appuie pour cela sur des informations cartographiques facilement disponibles : la topographie, une cartographie de l'occupation du sol et la pédologie. La résolution des données d'entrée peut être adaptée en fonction de l'échelle à laquelle on cherche des réponses. Pour chaque carte, 5 indicateurs classés en favorable/défavorable au ruissellement sont définis (figure 4) et sont sommés pour obtenir un niveau de susceptibilité (de 0 à 5) à la production, au transfert et à l'accumulation de ruissellement. Le modèle inclut une dépendance amont-aval entre les différents points du bassin.

Le modèle IRIP a permis de révéler plusieurs résultats importants. Tout d'abord, les cas d'étude traités ont montré que les zones présentant une forte susceptibilité au transfert de ruissellement affichaient également un fort potentiel d'érosion et de transport solide. Deuxième enseignement, les zones d'accumulation de ruissellement sont plutôt des zones favorables à l'inondation car les écoulements y sont ralentis. La cartographie fournie par le modèle IRIP permet aussi d'identifier des zones humides, qui peuvent servir à limiter les effets des inondations et des pollutions qui en découlent. Elle met également en lumière les zones sur lesquelles de la rétention à la source ou des aménagements pour limiter le ruissellement et l'érosion peuvent être mis en place. Les zones favorables au transfert peuvent être ciblées pour des ouvrages de rétention, alors qu'il vaut mieux éviter des constructions sensibles dans les zones favorables à l'accumulation. Ces cartes peuvent donc éclairer utilement la mise en œuvre de la GEMAPI.

Figure 4 : Les différents indicateurs et leur combinaison pour déduire les cartes de susceptibilité à la production, au transfert et à l'accumulation de ruissellement (adapté de Braud *et al.,* 2020).



En Bref...

Les directions d'écoulement des eaux sont impactées par l'artificialisation des sols. En milieu urbain, les cartes des réseaux d'assainissement permettent de déterminer ces directions. L'exercice est plus complexe dans les bassins périurbains, où les outils de description traditionnels des milieux ruraux fondés uniquement sur la topographie ne s'appliquent pas. L'OTHU a donc développé plusieurs outils permettant de délimiter les frontières d'un bassin péri-urbain, de déterminer les directions d'écoulements associées et d'identifier les zones d'un territoire susceptibles de contribuer au ruissellement.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Dehotin J., Breil P.,** (2011a). Technical report of the IRIP project: mapping the flooding by runoff (Technical report). IRSTEA Hydrology-Hydraulic Research Unit - https://hal.inrae.fr/hal-02595951
- **Jankowfsky S., Branger F., Braud I., Gironas J., Rodriguez F.,** (2013). Comparison of catchment and network delineation approaches in complex suburban environments. Application to the Chaudanne catchment, France. Hydrological Processes, 27(25), 3747-3761 - https://doi.org/10.1002/hyp.9506

4.5

L'urbanisation aggrave-t-elle les inondations ?

André Paquier, INRAE Lyon – Emmanuel Mignot et Nicolas Rivière, INSA Lyon

Les inondations sont les risques naturels qui causent le plus de pertes humaines et économiques. Or, le milieu urbain est particulier tant du point de vue de la vulnérabilité (densité de population, infrastructures critiques) que de l'aléa (concentration des écoulements dans le réseau de rues, obstacles nombreux, rues droites et possiblement à très forte pente). Les travaux de l'OTHU se sont concentrés sur la caractérisation de l'aléa, avec comme question centrale l'influence de l'urbanisation sur les chemins de l'eau en ville.

Le réseau d'assainissement peut aggraver ou atténuer une inondation

Le rôle joué par le réseau d'assainissement dans la gestion des flux inondants est très variable en fonction du lieu de l'inondation et de l'intensité de la crue. En cas de crue extrême, les flux d'eau transitant dans le réseau peuvent être négligés face aux flux s'écoulant à la surface de la ville (par exemple à Nîmes en octobre 1988).

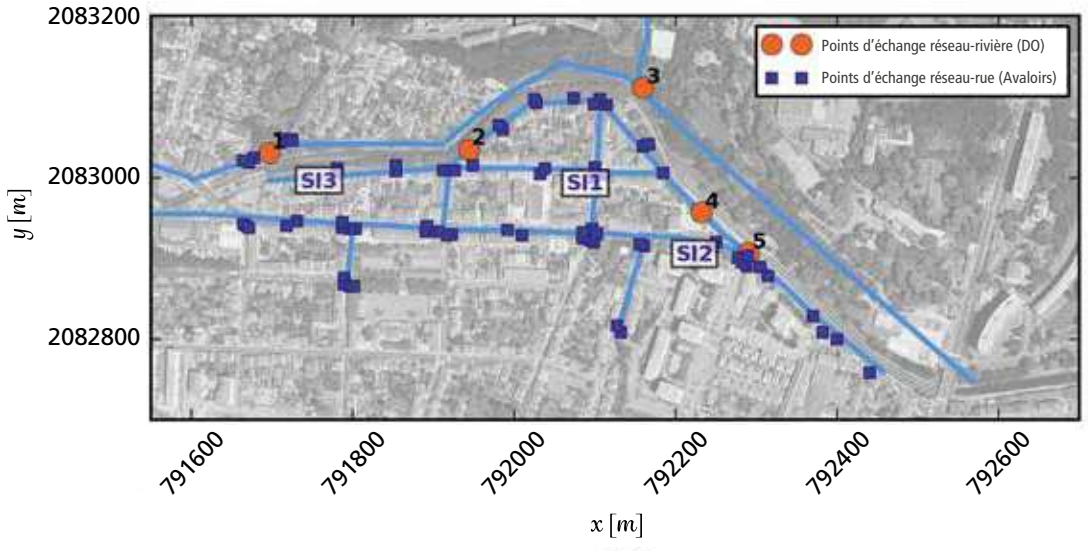
À l'opposé, en cas d'inondations plus fréquentes, le débordement du réseau peut être la source de l'inondation (notamment dans les cuvettes ou les secteurs construits en contre-bas), ou au contraire s'avérer capable de soustraire un volume d'eau important de la surface à travers ses avaloirs. L'efficacité de ces avaloirs peut cependant souffrir d'obturation, par des déchets ou des feuilles mortes par exemple.

Le site OTHU d'Oullins a montré que des échanges d'eau complexes peuvent avoir lieu entre les rues, le réseau et la rivière urbaine, au cours d'un événement d'inondation avec, par exemple, un fonctionnement propre aux différents avaloirs (SI1, SI2 et SI3 sur la figure 1). Dans de tels cas, une représentation fine des écoulements dans le réseau et de ses échanges de flux avec la surface et la rivière au sein de calculs numériques, complique fortement la simulation des événements mais s'avère nécessaire.

La topographie des rues et des parcelles privatives influence l'écoulement

Le rôle de la géométrie de la voirie et du bâti a également été étudié (thèse de P.-H. Bazin, 2013). Nous avons montré que la topographie des sections en travers des rues (hauteur du trottoir, profondeur du caniveau, forme bombée de la rue) a un effet sur l'inondation qui est négligeable en cas de très forte crue (telle à Nîmes en octobre 1988) mais primordial en cas de crue fréquente (typiquement un événement annuel ou biannuel). En effet, pour une crue extrême, l'eau occupe toute la largeur de la rue (d'une façade à celle d'en face) et va inonder l'ensemble du carrefour aval et se déverser dans toutes les rues adjacentes ; à l'opposé pour une crue fréquente, la forme bombée de la rue concentre l'eau sur un côté de la rue, seule une partie du carrefour est inondée et l'eau n'envahit les rues qu'à l'aval de ce côté du carrefour.

Figure 1 : Géométrie caractéristique d'un avaloir de la Métropole de Lyon (haut) et plan des conduites principales du réseau d'assainissement, avec SI1, SI2 et SI3 trois avaloirs, dans la zone inondable de l'Yzeron à Oullins dans la banlieue de Lyon (bas) – d'après Bazin, 2013).



Par ailleurs, si le réseau de rues est le lieu privilégié d'écoulement du flux inondant, l'écoulement à travers les parcelles privatives et les zones ouvertes peut jouer deux rôles principaux :
1 – **stocker une partie de l'eau** durant l'événement, tel un bassin de stockage, notamment si le volume disponible est important ;
2 – **initier de nouveaux cheminements de l'eau** à travers les parcelles d'une rue à sa parallèle plus en aval, traversant éventuellement des zones sensibles (crèches, hôpitaux, écoles, maisons de retraite).

Pour représenter fidèlement ces intrusions d'eau, il est obligatoire de relever sur le terrain les caractéristiques des bordures des parcelles privatives, tel que décrit en figure 2. Nous avons montré qu'en zone péri-urbaine, l'écoulement à travers les jardins ou les haies peut jouer un rôle non négligeable dans la distribution des flux au niveau global.

La présence d'obstacles fixes tels que des voitures peut augmenter la profondeur de l'eau

Enfin, les rues sont rarement exemptes d'obstacles divers, qu'ils soient fixes (mobilier urbain, signalisation) ou mobiles (véhicules). Ces obstacles peuvent fortement modifier les chemins de l'eau en surface. Leur influence a été étudiée en laboratoire sur un site atelier OTHU « modèle réduit de carrefour » (Paquier, 2009). Les résultats montrent que la présence d'un obstacle fixe peut significativement modifier la répartition des débits au sein des rues. La figure 3 montre l'influence que peuvent avoir des véhicules bloqués, sur la profondeur d'eau dans un carrefour, mesurée lors d'essais au 1/24e. La profondeur peut être plus que doublée pendant un temps bref, mais suffisant pour que, par exemple, des

Figure 2 : Relevé terrain des détails d'un quartier d'Oullins (69) avec :
perm = haies végétales perméables,
imp = murs imperméables,
bar = barrières semi-perméables,
bas = murets bas franchissables
(d'après Bazin, 2013).

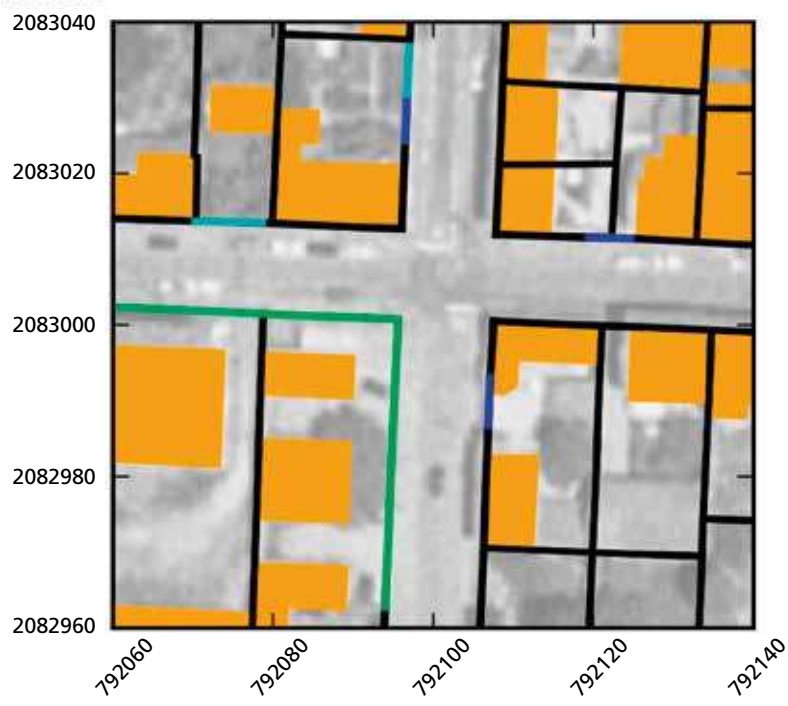


Photo 1 : Inondation d'un quartier d'Oullins (69) (source INRAE).



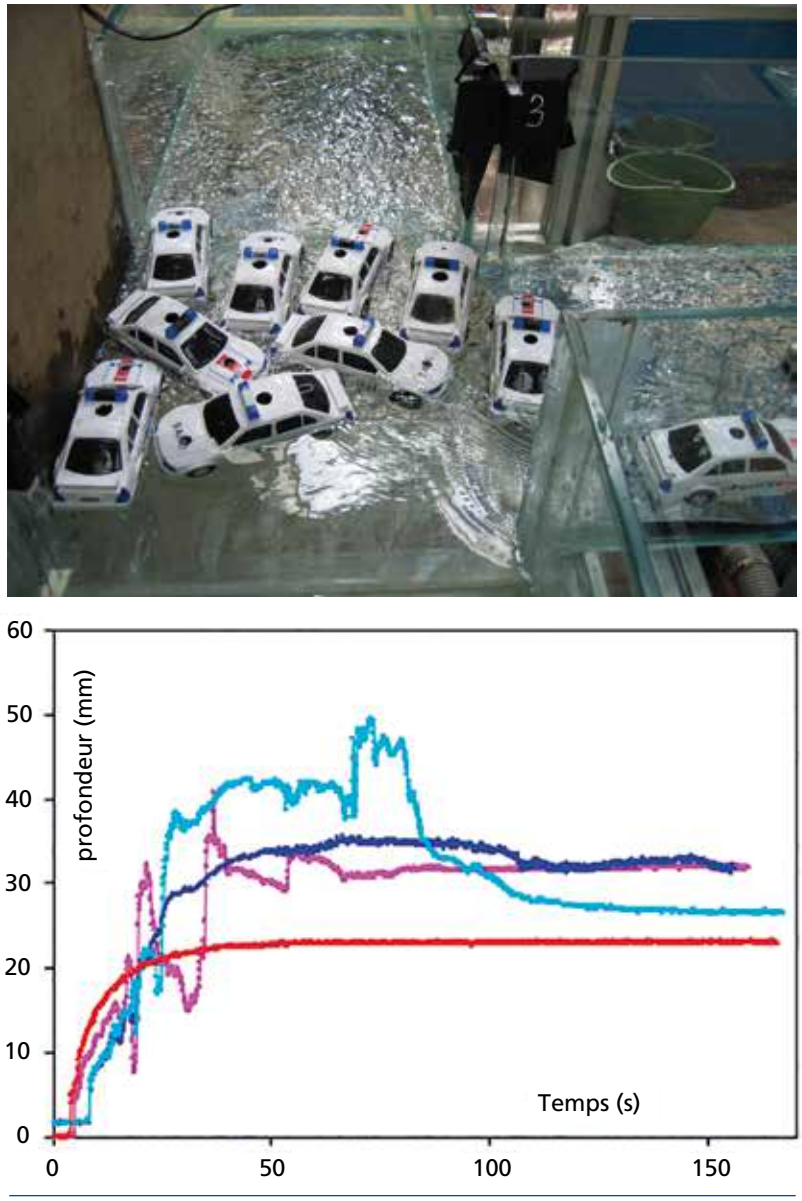


Figure 3 : Modification de l'onde de crue par des obstacles mobiles : photographie d'un essai en laboratoire (en haut ; échelle 1/24e) et évolution de la profondeur d'eau (en bas) dans la rue en l'absence (référence) et en présence de véhicules (source INSA Lyon).

quantités d'eau non négligeables puissent pénétrer dans des bâtiments.

Quelles sont les modélisations adaptées à la simulation des inondations pluviales ?

La simulation des inondations pluviales requiert plusieurs types de modélisations complémentaires.
Les modèles hydrologiques ont pour but de déterminer les apports sources de l'inondation d'une zone d'étude donnée, c'est à dire les quantités d'eau provenant :

- du ruissellement amont ;
- du débordement de la rivière à l'intérieur de la zone ;
- de la redistribution de la pluie par les toits vers le réseau et les rues du domaine d'étude.

Au sein de la zone inondée, différents modèles peuvent alors être mis en œuvre, apportant des renseignements différents, en fonction des échelles ou des connaissances demandées.

L'aspect linéaire du réseau enterré rend les modèles 1D particulièrement adaptés, à condition de les compléter par des lois reliant profondeur et débit au droit des ouvrages. Pour les écoulements à la surface des rues, les codes les plus répandus sont basés sur les équations de l'écoulement moyennées sur la verticale (équations de Saint-Venant 2D ; Paquier, 2009) : ils sont dits « 2D-h ». Ils bénéficient de données topographiques de plus en plus nombreuses provenant notamment de LIDAR aérien ou terrestre, complétées par des images de plus en plus détaillées et largement accessibles. De plus, les modèles 1D (réseau) et 2D-h (surface) peuvent être couplés (Bazin et al., 2014) pour reproduire la dynamique complète de l'inondation. L'utilisation de modèles 2D-h où le bâti est pris en compte au sein des équations sous forme d'une porosité permet d'agrandir le domaine de simulation en diminuant les temps de calculs, tout en dégradant la description de l'écoulement localement, à l'échelle du riverain ou du bâtiment. A l'inverse, les simulations 3D souffrent de temps de calcul prohibitifs, ce qui les réserve à des études locales (autour d'un ouvrage par exemple).
Pour établir des cartes de risque, les caractéristiques de l'aléa (profondeurs, vitesses d'écoulement) fournies par ces

modèles doivent être croisées avec des cartes de vulnérabilité. L'intervention des sciences de l'humain et de la société est indispensable pour y adjoindre le comportement des riverains (déplacements, utilisation possible ou probable des véhicules, perception du risque, mémoire, acceptabilité) afin de pouvoir proposer des plans d'évacuation, des modifications de voirie, des ouvrages de protection, etc.

Comment utiliser ces modèles pour la gestion de crise ?

Les capacités de calcul ne permettent pas de simuler de manière détaillée un événement d'inondation urbaine en temps réel et ce, d'autant plus que la dynamique de l'inondation est rapide (quelques heures voire quelques minutes dans le cas d'orage localisé sur des pentes fortes). Une solution est d'établir un catalogue de simulations pour des évènements synthétiques (correspondants à des conditions hydrologiques différentes). En temps de crise, on choisit l'événement simulé correspondant le mieux à l'événement subi pour décider des actions à mener.

L'incertitude sur les résultats d'une simulation pour un événement donné est liée à la représentativité limitée du modèle (calage insuffisant, représentation insuffisante ou mal adaptée de certains processus). Pour l'utilisation en prévision, on ajoute deux sources d'incertitude : l'estimation des volumes sources de l'inondation par les modèles météorologiques et hydrologiques, et la méthode d'interpolation ou d'extrapolation à partir des scénarios prédéterminés les plus proches de l'événement en cours. Intégrer des données mesurées sur le terrain (« assimilation de données »), qui peuvent être transmises de manière quasi instantanée, est un moyen pour corriger automatiquement les prévisions ; cette méthode se heurte cependant à la fiabilité et à la représentativité des données transmises.

Une incertitude correctement estimée est indispensable à la prise de décision.

Un site grandeur nature et un «modèle réduit»

Le site d'Oullins est exceptionnel avec à la fois une forte urbanisation et des apports d'eau venant soit du débordement de la rivière soit des pluies locales. Il présente l'intérêt d'être inclus dans le bassin versant de l'Yzeron, suivi par l'OTHU depuis de nombreuses années, ce qui a permis d'observer un échantillon très représentatif de scénarios d'inondations urbaines. Complément indispensable, le site atelier « Modèle réduit de carrefour de canaux à surface libre » éclaire les chercheurs de l'OTHU sur les mécanismes conduisant à ces scénarios, et fournit des estimations des incertitudes de simulation.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Paquier A., Mignot E. and Bazin P.-H.,** (2015). From hydraulic modelling to urban flood risk. Procedia Engineering, Special issue "Toward integrated modelling of urban systems", 115, 37-44 – lc.cx/paquier2015



© L. Bacot

Contaminants 5

La ville est exposée à une grande diversité de contaminants en raison des nombreuses activités industrielles, commerciales, domestiques et récréatives s'y déroulant, et de certaines pratiques comme l'utilisation de voitures à moteur thermique ou de pesticides. Ces contaminants peuvent être chimiques (hydrocarbures, médicaments, détergents) ou biologiques (microflores industrielles, alimentaires, fécales ou pathogènes). Ils peuvent représenter des préoccupations sanitaires importantes pour la population car revêtant parfois un caractère toxique (perturbateur endocrinien, cancérogène) ou infectieux (bactéries pathogènes ou virus). Ces contaminants peuvent également impacter l'écologie des systèmes urbains. Ils se propagent dans nos milieux via les aérosols, les eaux météoriques mais également suite à une remobilisation via les eaux de ruissellement.

L'OTHU étudie depuis plusieurs années les polluants de la ville dont leurs concentrations sous formes particulaires ou dissoutes dans les eaux de ruissellement en fonction de l'intensité, de la fréquence des évènements pluvieux mais également des typologies urbaines. Les travaux illustrés par les questions suivantes ont contribué à préciser les phénomènes d'accumulation et de dégradation de certains polluants dans un contexte de gestion centralisée des eaux de ruissellement via des bassins de décantation et infiltration mais également au sein de techniques de gestion à la source des eaux pluviales. Ils ont également permis de développer des recherches innovantes sur les contaminants microbiologiques des surfaces urbaines, leur éventuelle dangerosité et leur évolution.

5.1

Quels polluants trouve-t-on dans les eaux pluviales en milieu urbain ?

Sylvie Barraud et Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

Les eaux qui circulent en milieu urbain par temps de pluie véhiculent un certain nombre de polluants et de contaminants qui rejoignent les milieux aquatiques et contribuent à dégrader leur qualité. Les scientifiques de l'OTHU ont dès le début de l'observatoire mis en place des dispositifs permettant d'appréhender les volumes et la nature des rejets ainsi que leurs caractéristiques de manière à proposer des stratégies limitant les impacts. Dans cet article, nous abordons la question des polluants chimiques entraînés par les eaux pluviales. Les contaminants microbiologiques sont abordés dans la Question 5.3.

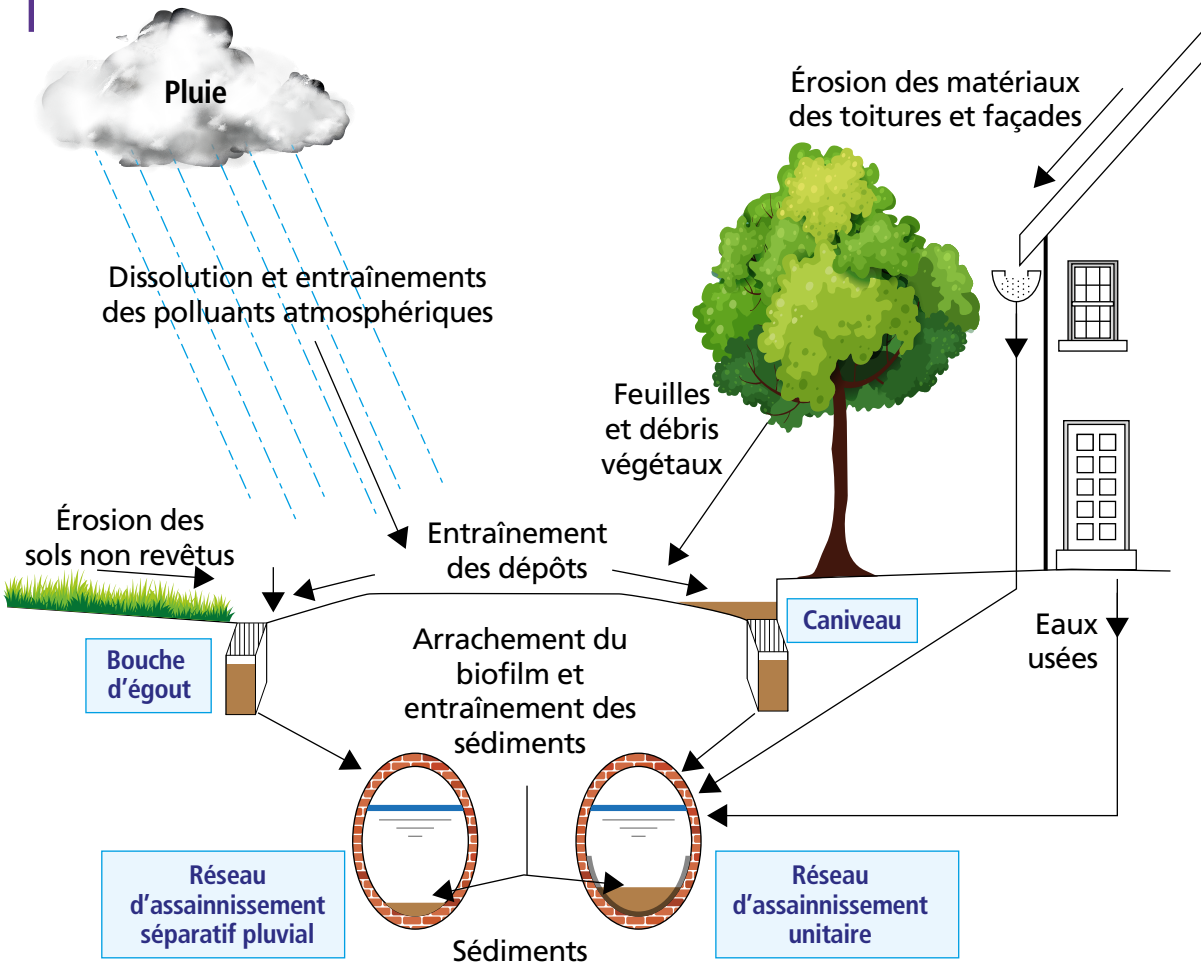
Il y a eaux pluviales et eaux pluviales

Lorsque l'on aborde la question de la pollution des eaux pluviales, la notion même d'eau pluviale peut revêtir différentes acceptions selon leur positionnement dans le cycle de l'eau. Il peut s'agir :

- d'eau de pluie (celle qui tombe du ciel) et que l'on nomme eaux météoriques ;
- des eaux qui ruissellent, lessivent et érodent les surfaces urbaines (eau de ruissellement pluvial) ;
- ou bien encore les eaux collectées par des ouvrages (notamment les réseaux de conduites).

Ainsi les eaux de ruissellement peuvent-elles être mélangées aux eaux usées (cas d'un réseau unitaire) ou non (réseau séparatif pluvial). L'ensemble des rejets qui en sont issus sont nommés rejets urbains de temps de pluie (RUTP), objet de cette question.

Figure 1 : Mobilisation des polluants par les eaux pluviales en milieu urbain (source : Chocat *et al.*, 2021).



D'où viennent les polluants ?

Les eaux de pluie se chargent progressivement en polluants (figure 1) :

1 – d'abord par dissolution et entraînement des polluants atmosphériques (poussières fines, aérosols émis naturellement ou plus souvent par les activités humaines proches ou lointaines) ;

2 – puis par ruissellement (entraînement des dépôts de temps sec, érosion des matériaux constituant les surfaces urbaines sur lesquelles le ruissellement a lieu ou encore entraînement des substances utilisées pour l'entretien de ces surfaces…) ;

3 – enfin par entraînement des polluants remis en suspension dans les différents éléments des réseaux d'assainissement (arrachement du biofilm, re-suspension des sédiments déposés).

Que trouve-t-on principalement dans les eaux de ruissellement pluviales et dans les RUTP ?

On trouve sans surprise les substances utilisées dans les activités humaines. Dans les eaux de ruissellement comme dans les RUTP, qu'ils soient issus d'un réseau séparatif pluvial ou unitaire, les principales substances détectées sont les mêmes.

On retrouve :

- des **éléments traces métalliques** (liés aux constructions notamment aux toitures, aux routes et à leurs équipements ou encore à l'usure des pièces métalliques des véhicules) ;
- des **hydrocarbures** (notamment des hydrocarbures aromatiques polycycliques liés au chauffage urbain et au trafic routier) dont certains sont cancérogènes ;

Tableau 1 : Valeurs de concentrations totales évènementielles (médianes, 10e et 90e centiles et coefficient de variation) des eaux pluviales échantillonnées à l'exutoire de trois sites expérimentaux différents de l'OTHU : un parking traditionnel imperméable de 90 m² (Campus de la Doua), un bassin versant industriel muni d'un réseau séparatif pluvial (Chassieu) et un bassin versant résidentiel muni d'un réseau unitaire (sources : Becouze, 2010 ; Sébastian, 2013 ; Garnier, 2020).

			Eau de ruissellement parking				Séparatif pluvial (Chassieu)				Unitaire (Écully)				NQE
			Q10	médiane	Q90	CV	Q10	médiane	Q90	CV	Q10	médiane	Q90	CV	
Métaux (ETM)	As	(µg/L)	0,4	**2**	10,5	123 %	0,7	**1**	2,6	57 %	1,3	**2**	3,7	45 %	0,83
	Cd**	(µg/L)	0,04	**0,2**	1,68	140 %	0,12	**0,3**	1,20	89 %	0,06	**0,1**	0,2	69 %	0,45
	Co	(µg/L)	0,2	**1**	7,1	120 %	0,9	**2**	14,1	127 %	0,4	**0,5**	0,6	50 %	-
	Cr	(µg/L)	2,3	**10**	46,6	109 %	3,7	**9**	16,0	50 %	1,1	**2**	2,5	77 %	3,4
	Cu	(µg/L)	6,1	**23**	76,7	97 %	20,5	**32**	122,7	98 %	21,1	**36**	48,2	145 %	1
	Mn	(µg/L)	11,0	**107**	739,4	135 %	24,7	**58**	228,5	108 %	34,4	**45**	68,5	119 %	-
	Mo	(µg/L)	0,0	**0,0**	0,0	-100 %	0,3	**2**	25,8	161 %	0,6	**1**	1,4	29 %	-
	Ni*	(µg/L)	2,2	**7**	29,6	95 %	3,4	**9**	15,5	54 %	1,9	**2**	3,7	77 %	34
	Pb*	(µg/L)	1,4	**9**	50,8	126 %	4,7	**11**	57,5	109 %	2,2	**6**	11,8	178 %	13
	Sr	(µg/L)	24,6	**44**	148,9	79 %	46,1	**74**	106,5	37 %	99,7	**166**	256,3	64 %	-
	Ti	(µg/L)	23,5	**442**	1 532,2	112 %	19,0	**60**	202,1	88 %	35,9	**39**	54,7	72 %	-
	V	(µg/L)	1,9	**11**	48,6	112 %	2,3	**5**	8,2	47 %	1,3	**2**	2,3	0 %	-
	Zn	(µg/L)	21,0	**105**	387,4	104 %	198,4	**259**	928,8	79 %	76,3	**112**	163,4	71 %	7,8
	Ba	(µg/L)	7,4	**74**	293,2	117 %	23,7	**53**	812,9	210 %	22,6	**31**	44,2	70 %	-
Pesti-cides	Atrazine*	(ng/L)	0,0	**5**	112,5	150 %	0,2	**3**	135,1	175 %	0,5	**2**	90,1	215 %	2 000
	Diuron*	(ng/L)	0,0	**0,3**	45,8	207 %	1,1	**19**	53,2	92 %	0,2	**28**	45,6	80 %	1 800
	Bisphénol A	(ng/L)	126,4	**158**	353,2	49 %	406,1	**525**	731,9	25 %	nm	**nm**	nm	nm	-
Alkyl-phénols	4-Tert-Octylphénol*	(ng/L)	8,6	**19**	355,6	182 %	21,7	**39**	90,3	57 %	0,0	**5**	171,7	127 %	100
	4-Nonylphénol**	(ng/L)	140,9	**329**	434,2	44 %	258,8	**584**	1 231,7	55 %	0,0	**0,0**	0,0	0 %	2 000
HAP	Naphtalène*	(ng/L)	94,5	**211**	1 693,1	149 %	100,9	**238**	1 219,5	110 %	0,0	**4**	21,0	115 %	130 000
	Fluoranthène*	(ng/L)	29,5	**111**	297,5	77 %	65,6	**100**	201,0	48 %	47,9	**91**	181,5	75 %	120
	Benzo(b)fluoranthène**	(ng/L)	6,9	**60**	298,6	116 %	18,3	**58**	153,6	74 %	0,0	**50**	64,3	78 %	17
	Benzo(k)fluoranthène**	(ng/L)	6,9	**6,9**	6,9	0 %	6,9	**19**	52,0	79 %	0,0	**25**	44,1	70 %	17
	Benzo(a)pyrène**	(ng/L)	11,7	**12**	83,6	118 %	9,1	**15**	75,5	98 %	0,0	**0,0**	19,5	245 %	270
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène**	(ng/L)	40,0	**40**	80,0	36 %	7,6	**46**	57,9	50 %	0,0	**48**	129,0	87 %	-
	Benzo(g, h, i)pérylène**	(ng/L)	40,0	**40**	81,8	37 %	28,0	**55**	98,2	47 %	9,6	**51**	80,9	75 %	8,2
PBDE	B183**	(ng/L)	1,9	**6**	17,3	84 %	1,7	**2**	2,6	24 %	*nm*	***nm***	*nm*	*nm*	-
	B205*	(ng/L)	0,3	**11**	104,3	176 %	0,0	**0,4**	8,5	192 %	*nm*	***nm***	*nm*	*nm*	-
	B209*	(ng/L)	2,6	**50**	568,5	168 %	0,0	**60**	216,9	98 %	*nm*	***nm***	*nm*	*nm*	-
	Σ6PBDE	(ng/L)	2,1	**14**	67,5	123 %	1,9	**8,9**	13,8	68 %	*nm*	***nm***	*nm*	*nm*	140
			min	Moy	max		min	Moy	max		min	Moy	max		
MES	Matières en suspension	(mg/L)	21,3	**140**	1 075,7	125 %	22,0	**144,0**	1 421,0	88 %	13,0	**260**	1 433,0		50

nm : non mesuré – * substance prioritaire – ** substance prioritaire dangereuse (directive européenne cadre sur l'eau)

[1] La médiane est une valeur statistique centrale pour laquelle 50 % des échantillons présente une concentration qui lui est inférieure et 50 % supérieure.
Q10 est le 10e centile. Il donne une idée des valeurs basses des échantillons (10 % des échantillons présente une concentration qui est inférieure à Q10).
Q10 est le 90e centile. Il donne une idée des valeurs hautes des échantillons (90 % des échantillons présente une concentration qui est inférieure à Q90).
Le coefficient de variation mesure de degré de variabilité des échantillons. C'est une mesure de l'écart type sur la moyenne des échantillons. Si un CV = 150 % cela signifie que l'écart type est 1,5 fois plus élevé que la moyenne de l'échantillon.

Photo 1 : Ruissellement eaux pluviales sur sol imperméable (source GRAIE).



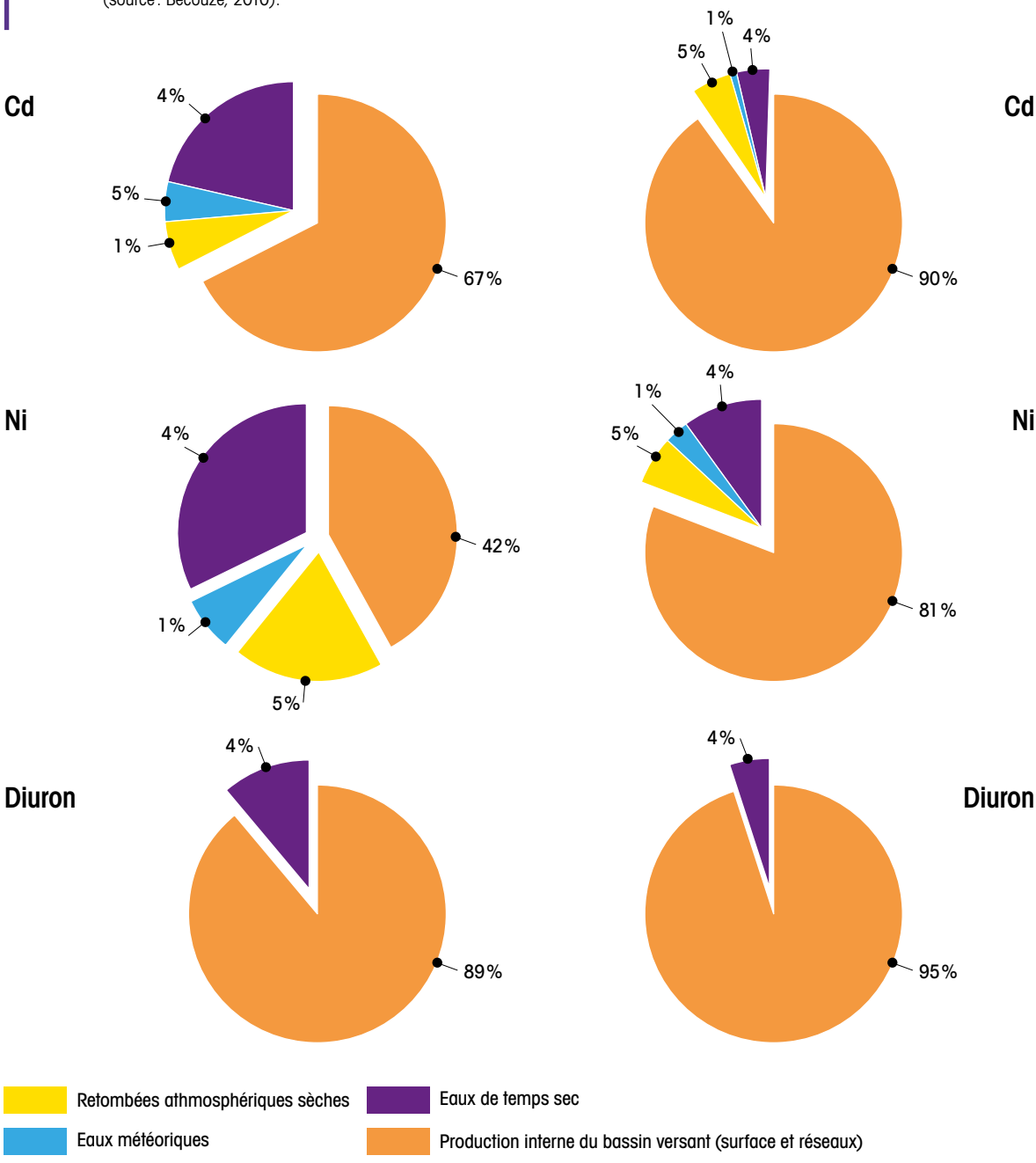
- des **produits additifs** comme des retardateurs de flammes ou des alkylphénols entrant dans la composition de nombreux matériaux urbains ;
- des **produits d'entretien** comme des pesticides, fongicides ;
- ou encore, mais dans une moindre mesure, des **nutriments** (produits azotés par exemple).

L'OTHU a fortement contribué à alimenter les bases de données en matière de polluants dans les différents compartiments (des eaux météoriques jusqu'aux rejets) en mettant au point des dispositifs métrologiques spécifiques (par exemple pour l'estimation des dépôts secs et humides), pour l'acquisition de concentrations moyennes évènementielles (CME) prenant en compte toute la chaîne d'incertitudes depuis les prélèvements jusqu'à l'analyse en laboratoire (voir Questions 2.3 et 2.4.).

La pollution des eaux de ruissellement et des RUTP est significative et très variable

Les concentrations en polluants peuvent être importantes. Le tableau 1 donne des ordres de grandeur observés pour des concentrations totales (phases dissoute et particulaire) sur trois sites expérimentaux de l'OTHU : l'un recueillant les eaux de ruissellement d'un petit parking traditionnel imperméable de 90 m² environ (Campus de la Doua), un deuxième site drainant une zone industrielle de 185 ha imperméabilisée à plus de 70 % par un réseau séparatif pluvial (Chassieu) et enfin un site résidentiel de 245 ha imperméabilisé à plus 40 % drainé par un réseau unitaire (Écully).

Figure 2 : Exemples de bilans de masse pour trois polluants (cadmium, nickel, diuron) sur les sites expérimentaux OTHU d'Ecully et de Chassieu (source : Becouze, 2010).



Les concentrations sont fortes en métaux et HAPs quel que soit le site. D'autres substances sont mesurées en plus faibles concentrations mais sont des perturbateurs endocriniens, comme le diuron ou certains PBDE, dont on sait aujourd'hui qu'ils peuvent présenter des effets à faible dose.
Même si, en médiane, les concentrations en polluants des eaux issues du réseau séparatif pluvial semblent plus élevées, la variabilité des concentrations, quel que soit le site, est forte (coefficient de variation souvent supérieure à 100 %). Une caractéristique majeure de la pollution des eaux pluviales est sa grande variabilité, non seulement d'un site à un autre, mais également d'un événement à l'autre pour un même site sans qu'aucune relation simple avec les caractéristiques des évènements pluvieux (durée, hauteur précipitée, intensité moyenne, durée de temps sec antérieure, etc.) ne puisse être établie. La variation des concentrations en polluants au sein

Tableau 2 : Exemples de valeurs de fractions dissoutes (médianes, 10e et 90e centiles) de polluants échantillonnés à l'exutoire du bassin versant de Chassieu muni d'un réseau séparatif pluvial et du parking imperméable du Campus de la Doua. Plus les cases des médianes sont foncées plus le polluant est particulaire, plus il est clair plus il est dissous (Garnier, 2020).

		Eau de ruissellement parking			Séparatif pluvial (Chassieu)		
		Q10	médiane	Q90	Q10	médiane	Q90
Métaux (ETM)	As	4	**12**	41	21	**35**	49
	Cd**	1	**5**	32	5	**31**	91
	Co	1	**4**	17	2	**23**	60
	Cr	0	**1**	11	5	**10**	41
	Cu	2	**8**	51	7	**18**	54
	Mn	0	**3**	45	3	**7**	32
	Ni*	2	**6**	64	9	**27**	63
	Pb*	0	**1**	4	2	**3**	13
	Sr	17	**50**	94	59	**78**	94
	Ti	0	**0**	3	0	**0**	3
	V	2	**10**	52	5	**21**	43
	Zn	0	**3**	35	11	**36**	78
	Ba	5	**12**	100	7	**26**	82
Pesticides	Carbendazime	13	**99**	100	73	**99**	100
	Atrazine*	45	**99**	100	100	**100**	100
	Diuron*	0	**97**	100	53	**93**	100
	Bisphénol A	82	**93**	97	84	**91**	98
Alkylphénols	Nonylphenol-1-carboxylé*	50	**71**	93	96	**99**	99
	4-Tert-Octylphénol*	8	**44**	72	43	**57**	90
	Octylphénol-mono-éthoxylé	29	**79**	96	84	**99**	100
	Octylphénol-di-éthoxylé	20	**67**	87	61	**71**	98
	4-Nonylphénol**	12	**85**	93	13	**53**	92
	Nonylphénol-di éthoxylé*	13	**88**	98	51	**68**	94
	Nonylphénol-mono-éthoxylé*	22	**54**	86	57	**86**	97
HAP	Naphtalène*	0	**7**	34	2	**61**	91
	Acénaphtène**	25	**44**	66	25	**35**	100
	Fluorène**	7	**43**	68	26	**61**	79
	Phénanthrène**	1	**3**	40	17	**24**	40
	Fluoranthène*	0	**4**	72	5	**9**	20
	Pyrène**	0	**1**	90	4	**12**	24
	Benzo(a)anthracène**	0	**13**	25	0	**0**	3
	Chrysène**	0	**3**	25	0	**1**	5
	Benzo(b)fluoranthène**	1	**5**	25	0	**0**	17
	Benzo(k)fluoranthène**	25	**25**	25	0	**0**	25
	Benzo(a)pyrène**	4	**25**	25	0	**0**	25
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène**	13	**25**	25	0	**0**	23
	Benzo(g,h,i)pérylène**	13	**25**	25	0	**0**	44
	ΣHAP légers	3	**8**	44	9	**43**	65
	ΣHAP lourds	3	**8**	38	3	**5**	20
PBDE	B183**	3	**15**	56	0	**2**	70
	B205*	0	**3**	19	4	**51**	94
	B209*	0	**1**	7	0	**1**	1

même de chaque évènement pluvieux est également très importante (voir Question 5.2.).
Du fait des importants volumes ruisselés susceptibles d'être produits par les évènements pluvieux, les masses rejetées peuvent constituer une source majeure d'apport de polluants et de micropolluants aux milieux aquatiques superficiels. Par exemple, sur Chassieu, des flux comparables sont mesurés pour certains micropolluants (cas du zinc) entre un événement pluvieux et le rejet journalier de la station d'épuration de la Feyssine (300 000 EH).
La figure 2 illustre quelques cas contrastés de bilans de masse réalisés pour Ecully et Chassieu.

La contribution atmosphérique aux flux polluants est faible

Des bilans de masse de flux polluants ont été établis pour les sites OTHU de Chassieu et Écully, en distinguant les contributions des eaux météoriques, des retombées sèches, des eaux de temps sec (les eaux usées par exemple), et de la production interne du bassin versant (surfaces et réseaux). Ils montrent que la fraction des flux polluants provenant des eaux météoriques et des retombées sèches ne dépasse pas 25 %, la part des eaux météoriques seules n'excédant pas 20 % et étant le plus souvent inférieure à 10 %.

La pollution est souvent particulaire mais pas seulement…

Les polluants de type métaux et HAP sont principalement présents sous forme particulaire et sont en général adsorbés sur des particules facilement décantables. Le paramètre MES est important pour quantifier la pollution particulaire. Les MES des eaux pluviales présentent une granulométrie fine (diamètre médian d50 < 50 µm) mais leur masse volumique significative (en général de 1700 à 2400 kg/m³) leur confère une bonne décantabilité.
Certains micropolluants, comme les pesticides et le bisphénol A, et dans une moindre mesure les alkylphénols, sont en revanche essentiellement présents sous forme dissoute. Ces polluants sont particulièrement à surveiller car ils sont plus difficilement interceptés par des ouvrages de retenue ou d'infiltration centralisés.

Le tableau 2 fournit quelques ordres de grandeur des fractions dissoutes de différents polluants mesurés à l'exutoire du réseau séparatif pluvial de Chassieu et d'un petit parking du Campus de la Doua.

En Bref…

Cette pollution est significative et très variable : d'un site à l'autre, d'un événement à l'autre et au sein d'un événement.
Cette pollution s'accroît à mesure que l'eau ruisselle et s'écoule sur les surfaces urbaines et la contribution atmosphérique est faible.
Un levier efficace pour réduire la pollution est donc d'agir à la source en limitant le ruissellement et la collecte systématique par les réseaux en privilégiant par exemple l'infiltration sur place ou l'évapotranspiration en végétalisant davantage les surfaces urbaines.
La pollution est principalement particulaire (fortement décantable) mais pas seulement !
Ainsi certains micropolluants, comme les pesticides et le bisphénol A et dans une moindre mesure les alkylphénols, sont également présents en phase dissoute dans ces rejets et donc potentiellement mobiles.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Becouze C.,** (2010). *Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux.* Thèse de doctorat, INSA Lyon, 308 p.
- **Garnier R.,** (2020). *Systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systèmes à la source – système centralisé.* Thèse de doctorat, INSA Lyon, 318 p. - lc.cx/garnier2020
- **Sébastian C.,** (2013). *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants.* Thèse de doctorat, INSA Lyon, 354 p.
- **Chocat B., Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S.,** (2021). La pollution des rejets urbains de temps de pluie. T*echniques de l'Ingénieur* – article W 6 800v2.

5.2

Est-il judicieux de baser une stratégie de traitement des RUTP sur le principe du premier flot ?

Sylvie Barraud et Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon

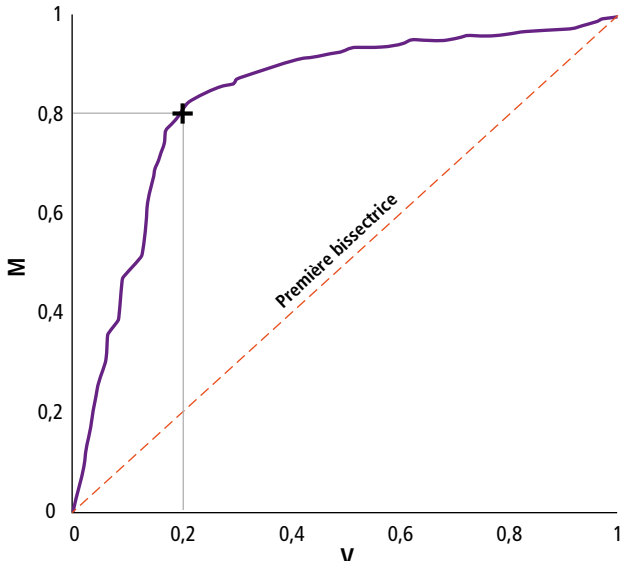
L'encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement (Chocat *et al.*, 1997) définissait l'effet de premier flot (first flush) comme le « concept selon lequel les effluents transitant dans un réseau d'assainissement pluvial, ou dans un réseau d'assainissement unitaire, seraient beaucoup plus pollués au début de l'événement pluvieux que dans la suite de son déroulement ». Reprenant des définitions antérieures remontant aux années 1970, celle de l'encyclopédie introduisait néanmoins un regard critique sur le concept en utilisant le conditionnel. En effet, le concept de premier flot souffre, depuis son origine, d'imprécisions et d'interprétations erronées qui ont engendré des stratégies de gestion inadéquates et de vains débats.

Les limites du concept

Des imprécisions : il est vrai que, dans de nombreux cas, les concentrations en polluants sont plus élevées en début d'événement pluvieux qu'à la fin, bien que ce ne soit pas systématique compte tenu de la grande variabilité des processus (voir Question 2.2 : *Pourquoi le suivi métrologique de long terme de la qualité des rejets urbains par temps de pluie est-il nécessaire ?*). Mais ni les « concentrations plus élevées » ni le « début des événements » ne sont quantifiés dans ces définitions, ce qui pose problème.

Des interprétations erronées : la principale d'entre elle est le passage insidieux et biaisé d'une observation en concentration (en mg/L) à une interprétation en flux massique (en kg). Des gestionnaires de réseau se sont en effet emparés de cette notion de premier flot pour justifier des investissements visant à ne traiter que la partie supposée la plus polluée des effluents, c'est-à-dire celle qui aurait lieu en début de pluie. L'hypothèse avancée est que, ce traitement des premiers volumes ruisselés serait suffisant à lui-seul pour protéger les milieux aquatiques. En fait, il s'avère que ces premiers volumes, même concentrés, ne représentent, en règle générale, qu'une faible fraction de la masse totale de polluants générée par un événement pluvieux. Cette mauvaise interprétation du concept de premier flot a donc conduit à construire des ouvrages de faible volume, mais aussi de faible efficacité…

Figure 1 : Schéma de principe d'une courbe représentant la fraction de masse de polluants (M) en fonction de la fraction de volume d'eau écoulé V). Cette courbe est illustrative et purement théorique.



Quelle méthode utiliser pour mettre en évidence un éventuel premier flot ?

Plusieurs méthodes ont donc été proposées pour quantifier correctement un effet de premier flot en flux massique et évaluer sa fréquence d'apparition. L'approche la plus utilisée pour les rejets des réseaux urbains consiste à établir des courbes adimensionnelles, dites courbes M(V), qui représentent, pour chaque événement, la fraction de la masse totale de polluants véhiculée (M) par une fraction donnée du volume d'eau écoulé (V).

Ainsi, un effet de premier flot pourrait-il être avéré et pertinent pour fonder une stratégie de gestion des rejets si, pour la grande majorité de pluies d'un site, plus de 80 % de la masse du polluant suivi (M = 80 %) étaient contenus dans, par exemple, les premiers 20 % du volume (V = 20 %) (figure 1).

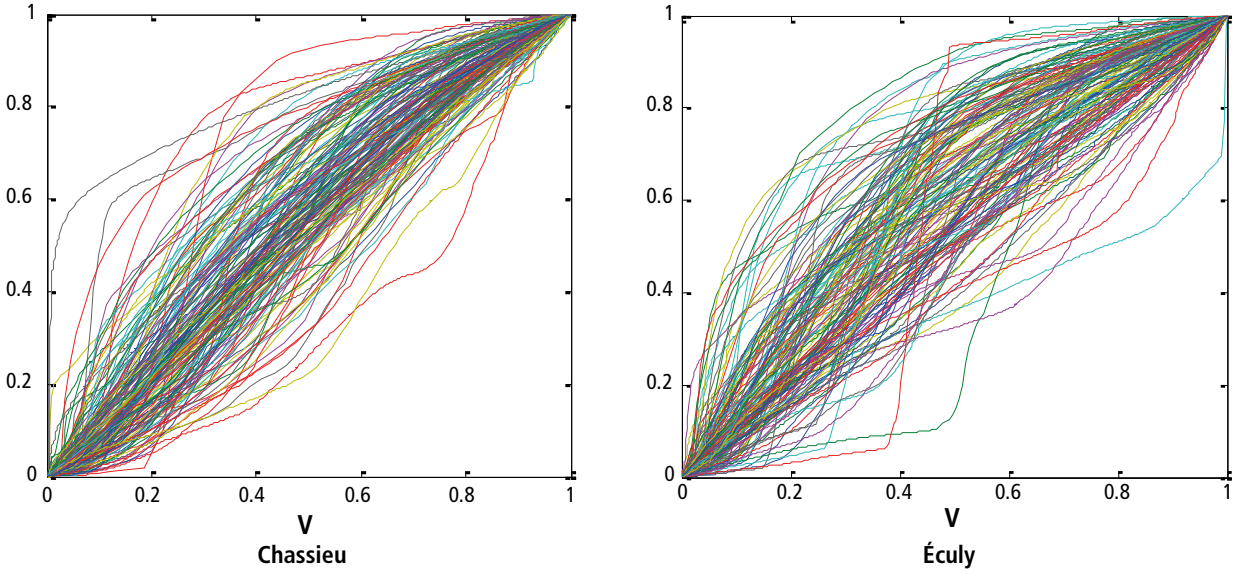
Sur cette base plusieurs indicateurs ont été utilisés pour rechercher un possible premier flot. Il s'agit de :

(i) la masse relative du polluant pour 20 % ou 30 % du volume écoulé : il s'agit de l'indicateur le plus fréquent en raison de son interprétation directe ;

(ii) la différence maximale noté Max-MV entre la courbe M (V) et sa première bissectrice ;

(iii) le coefficient b dans la loi puissance approximant la courbe M (V) sous la forme M = Vb.

Figure 2 : Courbes de fraction de masse de polluants (M) en fonction de la fraction de volume d'eau écoulé (V) pour 162 évènements complets à Chassieu (à gauche), pour 148 évènements complets à Ecully (à droite) (Barraud *et al.,* 2015).



Traiter le premier flot : une fausse bonne idée

Comme il est très coûteux en termes d'analyses de suivre des polluants divers pour un nombre important de pluies sur un même lieu, les courbes M (V) sont, la plupart du temps, produites pour des indicateurs globaux (ex. MES ou DCO) plus faciles à suivre en continu (voir Question 2.4 : *Mesurage en continu et échantillonnage : pourquoi faut-il aller au-delà de la réglementation ?*).

Prenons l'exemple des concentrations en MES estimées en continu au pas de temps de 2 minutes à partir de la turbidité à l'exutoire des réseaux séparatif de Chassieu et unitaire d'Écully. La concentration en MES est un bon indicateur de pollution particulaire d'autres contaminants comme les métaux lourds ou les HAP.

La figure 2 donne respectivement pour les sites de Chassieu et Écully, à partir de 162 et 148 évènements complets et de bonne qualité de 2004 à 2011, l'ensemble des courbes M(V). Elle fait apparaître une grande dispersion de ces courbes autour de la première bissectrice, confirmant ainsi l'absence d'effet de premier flot systématique. Ces données OTHU sont corroborées par d'autres obtenues sur différents sites en France et à l'étranger.

Dans la grande majorité des cas, il n'est donc pas justifié de ne traiter que le début de l'écoulement, que ce soit pour les réseaux unitaires ou pour les réseaux pluviaux car le phénomène de premier flot est à la fois trop peu récurrent et trop peu marqué. D'autres stratégies (gestion à la source ou retenue/décantation) sont bien plus efficaces (voir Question 7.1 : *Pourquoi infiltrer les eaux pluviales ?*).

À la recherche du premier flot ?

Comme beaucoup d'idées fausses mais simples, celle du premier flot a la vie dure, bien que de nombreuses courbes *M(V)* aient été publiées depuis plus de 20 ans pour des sites variés et qu'elles aient toutes livré la même conclusion : fréquence et amplitude trop faibles du premier flot en flux massique pour en faire une stratégie pertinente de gestion des rejets urbains de temps de pluie en interceptant simplement « les premiers volumes écoulés ». Si malgré tout vous entendez dire que ce serait le cas quelque part sur un réseau d'assainissement, invitez le gestionnaire à établir d'abord les courbes *M(V)* de quelques dizaines d'événements pluvieux sur ce site avant d'investir dans des ouvrages qui ne seraient fondés que sur une croyance.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Métadier M., Bertrand-Krajewski J.-L.,** (2012). The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Research,* 46(20), 6836-6856. doi:10.1016/j.watres.2011.12.030. – lc.cx/metadier2012
- **Barraud S., Sun S., Castebrunet H., Aubin J.-B., Marmonier P.,** (2015). *Étude de l'évolution et de la variabilité des quantités et de la qualité des eaux urbaines en temps de pluie sur la dernière décennie – Capitalisation des chroniques de l'OTHU (Projet CHRONOTHU).* Rapport de convention 2013-2882 – Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Lyon, France, 92 p. – lc.cx/chronothu

5.3

Quels sont les contaminants microbiologiques transportés par les RUTP et quel est leur niveau de dangerosité pour l'Homme ?

B. Cournoyer, D. Blaha, W. Galia, V. Rodriguez-Nava, B. Youenou, R. Bouchali, Y. Colin, A. Aigle, A. Meynier Pozzi, E. Bourgeois, J. Voisin, R. Marti, S. Ribun, A. Gleizal, C. Bernardin-Souibgui, F. Vautrin, B. Tilly, L. Marjolet, UMR Écologie Microbienne, Équipe BPOE, VetAgro Sup, Université Lyon 1, CNRS & INRAE

Les dynamiques d'émission, de dissémination et d'installation de micro-organismes pathogènes en ville demeurent peu documentées. Pourtant, les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) peuvent véhiculer des contaminants microbiens jusque dans les rivières et les nappes phréatiques. Les problématiques sanitaires induites justifient donc le développement d'indicateurs pertinents pour évaluer la qualité microbiologique des eaux et réduire l'impact des RUTP par une optimisation des pratiques de gestion et de conception des ouvrages.

Pourquoi étudier la qualité microbiologique des RUTP ?

Les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) sont une préoccupation sanitaire importante en raison des contaminants qu'ils peuvent véhiculer. Ces eaux peuvent contenir des polluants chimiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des pesticides, des dérivés chlorés mais également des contaminants microbiens provenant, entre autres, des ordures ménagères, matières fécales présentes en surface, amendements organiques, et autres sources favorables à leur propagation. Les contaminants microbiens des RUTP peuvent être pathogènes et représentés un danger sanitaire pour l'Homme c'est à dire conduire à diverses infections (dermatite, otite, pneumopathies, Covid-19, etc.) et épidémies groupées dans le cadre d'activités récréatives ou professionnelles.

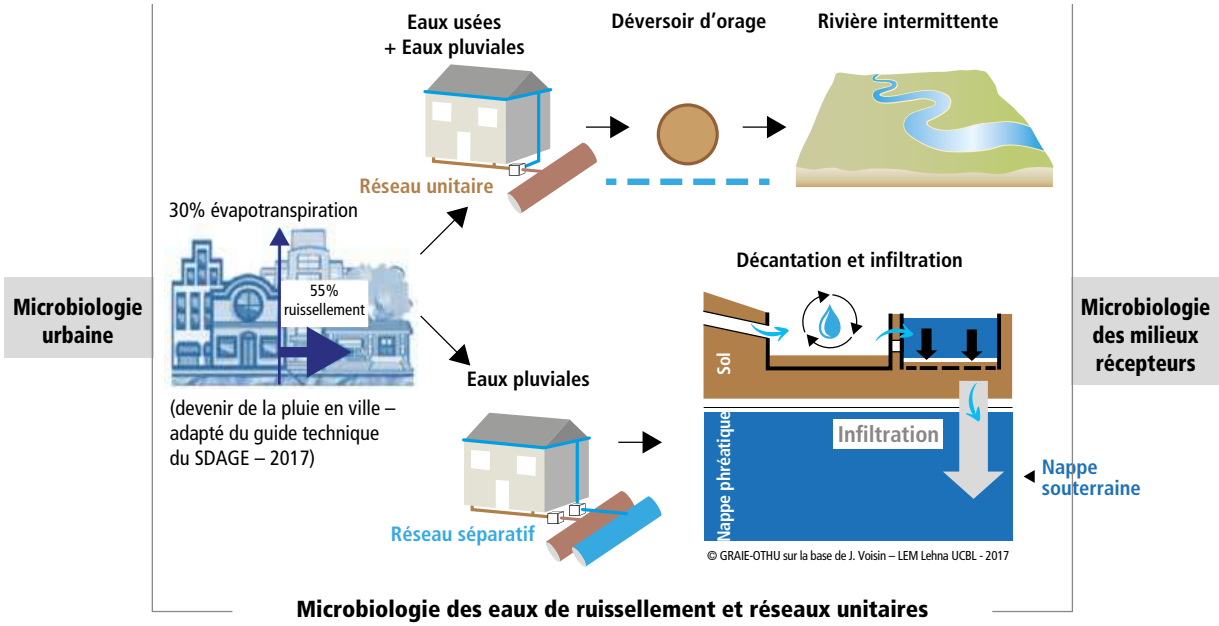
Dans le cadre de l'OTHU, des actions de recherche ont été développées concernant :

1 – **la diversité des agents pathogènes bactériens** véhiculés par les RUTP ;

2 – **leur écologie** en fonction des paramètres de terrain, dont leur capacité à persister voire se développer sur les surfaces urbaines, dans les divers compartiments des cours d'eau récepteurs et dans les systèmes de rétention ou d'infiltration des eaux pluviales ;

3 – **leur dangerosité** (dose infectante et virulence).

Figure 1 : Schéma directeur des activités de l'OTHU dans les domaines de la microbiologie urbaine, et de l'évaluation des dangers microbiologiques pour l'Homme liés aux pratiques de gestion des RUTP. L'incidence des surverses du réseau unitaire est principalement étudiée via le site de Grézieu-la-Varenne, et celle des eaux de ruissellement de bassins-versants urbains se déversant dans les systèmes de rétention –infiltration et la nappe lyonnaise via le site Django-Reinhardt de Chassieu.



Microbiologie des eaux de ruissellement et réseaux unitaires

La figure 1 présente les principaux domaines d'investigation sur ce thème au sein de l'OTHU. Ces aspects ont été étudiés dans différents compartiments :

(i) au niveau des surfaces urbaines ;
(ii) des eaux de ruissellement ;
(iii) à l'exutoire de réseaux unitaires (RU) recevant eaux usées et eaux pluviales ;
(iv) dans les rivières péri-urbaines recevant des surverses de déversoir d'orage de RU ;
(v) à l'exutoire de réseaux séparatifs collectant les eaux pluviales ;
(vi) dans un ouvrage de bassins de rétention et infiltration des eaux de ruissellement, et
(viii) dans la nappe sous-jacente d'ouvrages d'infiltration.

Quels agents pathogènes ou indicateurs faut-il suivre pour évaluer la qualité microbiologique des eaux urbaines ?

Les méthodes d'évaluation normalisées présentent des limites importantes

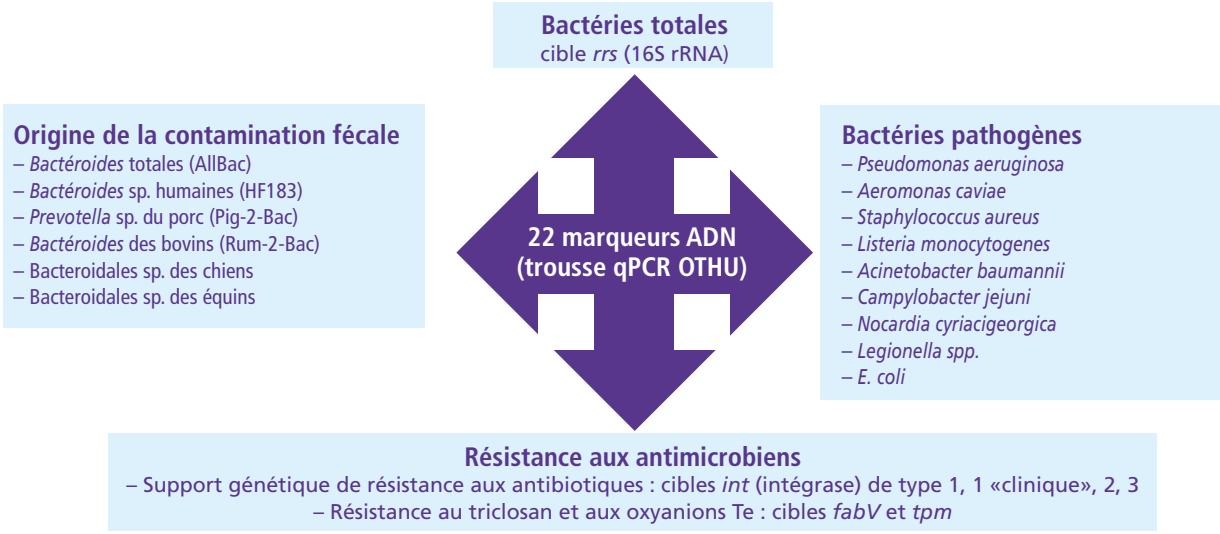
Pour évaluer la qualité microbiologique des eaux urbaines, plusieurs micro-organismes peuvent faire l'objet de suivis. Des méthodologies normalisées d'estimation des concentrations de certaines espèces bactériennes, de virus et de protozoaires ont été développées comme la NF EN ISO 7899-2 pour les entérocoques intestinaux. Cependant, ces méthodes de détection ont des limites soit en termes de qualité prédictive d'un danger sanitaire, soit de sensibilité. La règle reste encore l'utilisation d'indicateurs bactériens de la contamination fécale comme les *E. coli* ou les entérocoques intestinaux qui permettent d'évaluer les risques de contraction d'une gastro-entérite. Ces indicateurs ne permettent cependant pas de préciser la nature de l'agent pathogène susceptible de provoquer une gastro-entérite, ni d'inférer la présence d'agents pathogènes associés à d'autres pathologies.

Les empreintes ADN permettant d'évaluer la qualité microbiologique des eaux

Des outils complémentaires doivent être développés pour évaluer la qualité sanitaire des eaux urbaines et celles des milieux aquatiques. Ceci a conduit l'OTHU à initier une réflexion sur les espèces pathogènes ou indicatrices de perturbations (pollutions chimiques ou organiques) d'intérêt pour l'évaluation des dangers microbiologiques associés aux eaux urbaines et pouvant contaminer les milieux naturels. Cette réflexion a été alimentée par des études de diversité des communautés bactériennes des cours d'eau impactés par les RUTP mais également des systèmes de rétention – infiltration des eaux pluviales urbaines.

Les approches « métacodes-barres » ADN et d'analyse de traces d'ADN par qPCR (quantification par réaction en chaîne de la polymérase d'un segment d'ADN) ont été utilisées pour qualifier cette diversité dans les compartiments de la figure 1 (Aigle *et al.*, 2021 ; Colin *et al.*, 2020 ; Marti *et al.*, 2017b, 2017a ; Navratil *et al.*, 2020 ; Voisin *et al.*, 2018). Le principe est d'identifier et suivre une espèce bactérienne grâce à son « code-barre génétique ». Plus précisément, ces approches permettent de suivre les variations nucléotidiques des copies de gènes marqueurs retrouvés systématiquement chez un groupe d'organismes. Les bactéries sont ainsi caractérisées par l'analyse de ces variations au sein de gènes ménagers comme celui codant le 16S rRNA, une composante essentielle des ribosomes permettant la traduction de gènes en protéines, mais également d'autres gènes dont ceux impliqués dans les processus d'infection. Dans le cadre de l'OTHU, plusieurs marqueurs ADN ont été développés dont des cibles « métacodes-barres » alternatives permettant une différentiation fine des espèces (Aigle *et al.*, 2021 ; Pozzi *et al.*, 2021a ; Vautrin *et al.*, 2021). Ces informations ont été, par la suite, utilisées pour définir des organismes sentinelles de la qualité de certains milieux dont les nappes, rivières et sols urbains. Des méthodes de suivi de traces d'ADN par PCR quantitatives ont été développées pour le suivi de ces sentinelles. La figure 2 présente la trousse qPCR OTHU

Figure 2 : Trousse OTHU pour le dénombrement d'empreintes ADN (qPCR) de cibles bactériennes permettant une évaluation de la qualité microbiologique des eaux urbaines et milieux récepteurs. Ces outils sont décrits dans : Bernardin-Souibgui *et al.,* 2018; Bernhard and Field, 2000; Best *et al.,* 2003; Colinon *et al.,* 2013; Gassama Sow *et al.,* 2010; Gaze *et al.,* 2011; Layton *et al.,* 2006; Marti *et al.,* 2017a, 2017b; Martinon and Wilkinson, 2011; Mieszkin *et al.,* 2010, 2009; Nogva *et al.,* 2000; Riedel *et al.,* 2015; Seurinck *et al.,* 2005.



actuelle. Cette trousse est en perpétuelle évolution, et dernièrement plusieurs centaines de gènes de référence pour le suivi des gènes de résistance aux antibiotiques y ont été ajoutés (selon Stedtfeld *et al.*, 2018).

Les analyses de séquences du gène codant le 16S rRNA du bassin de rétention du site Django-Reinhardt (Marti *et al.*, 2017b) et du site Chaudanne (Grézieu-la-Varenne) de l'OTHU ont ainsi permis d'identifier des genres susceptibles de contenir des espèces pathogènes dont, par ordre d'abondance, les Mycobactéries > *Pseudomonas* > *Acinetobacter* > *Aeromonas* > *Nocardia* > *Enterococcus* > *Escherichia* > *Staphylococcus* > *Streptococcus*. Des méthodologies ont été développées dans le cadre des travaux de l'OTHU pour le suivi d'espèces pathogènes référencées au sein de ces genres mais également pour le suivi d'espèces bactériennes indicatrices de contaminations fécales humaines ou animales (voir figure 2). De nouvelles méthodologies métacodes-barres ont été inventées pour permettre le suivi des formes pathogènes au sein des *Pseudomonas, Acinetobacter,* et *Aeromonas* (Aigle *et al.*, 2021) mais également d'Actinobactéries du genre Nocardia (Vautrin *et al.*, 2021) Les deux premiers genres sont connus pour leur implication dans les phénomènes de dissémination des gènes de résistance aux antibiotiques.

Qu'avons-nous appris grâce aux observations sur le long terme des communautés bactériennes et des formes pathogènes ?

Des relations entre les variables socio-urbanistiques et la microbiologie d'un bassin-versant

Les relations entre activités individuelles et collectives au sein de quartiers et la composition des communautés bactériennes des eaux de ruissellement ont été étudiées pour plusieurs bassins versants lyonnais. Les données acquises à partir d'ADN d'eaux de ruissellement collectées des avenues, rues et impasses des sites de prélèvement indiqués sur la figure 3 ont permis de différencier les sous-bassins versants en fonction des dispositifs techniques et des usages (Bouchali *et al.* 2022). La figure 3 illustre les répartitions observées d'ADN marqueurs issus de la trousse qPCR OTHU pour la zone industrielle mi-plaine alimentant les bassins de rétention et d'infiltration Django-Reinhardt.

Sur la totalité de cette zone ont été retrouvées des bactéries d'origine fécale (*E. coli* et entérocoques intestinaux) montrant des augmentations en fonction des pratiques.

Figure 3 : Photo aérienne de la zone industrielle Mi-Plaine de Chassieu vers Eurexpo abritant une centaine d'entreprises, des restaurants, hôtels, mais également quelques parcelles agricoles. La photo permet d'apprécier le taux d'imperméabilisation du secteur d'étude et la densité du bâti. Les deux réseaux d'eaux pluviales (EP) de ce bassin-versant urbain sont représentés par les traits verts et orange. Ces réseaux ont comme exutoire un bassin de rétention et un système d'infiltration des eaux pluviales (nommé Django-Reinhardt). Les astérisques de couleur indiquent la répartition d'espèces pathogènes, de marqueurs de la contamination fécale (Bacteroides de l'Homme ou du chien) et de supports génétiques de l'antibio-résistance (intégrons 1, 2 & 3), dénombrés par approches classiques avec des milieux sélectifs ou par approches moléculaires basées sur le suivi de signatures d'ADN. L'astérisque bleu ciel indique la forte prévalence d'*E. coli* et d'entérocoques intestinaux.

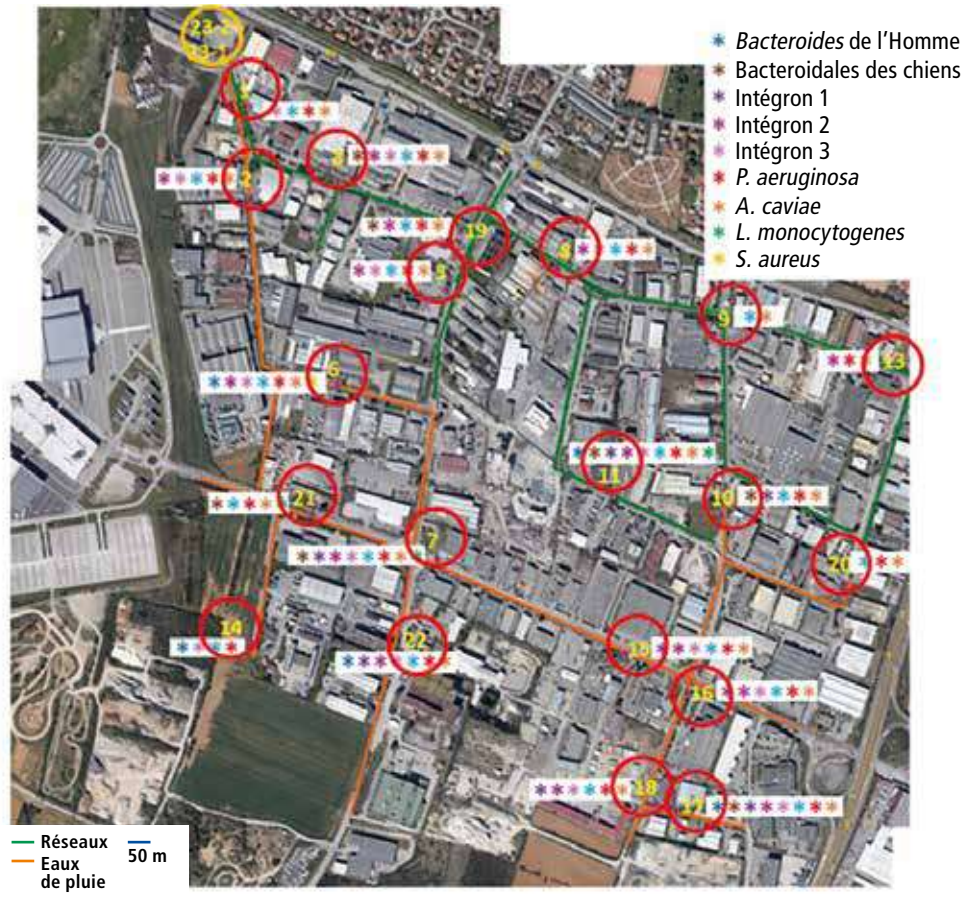
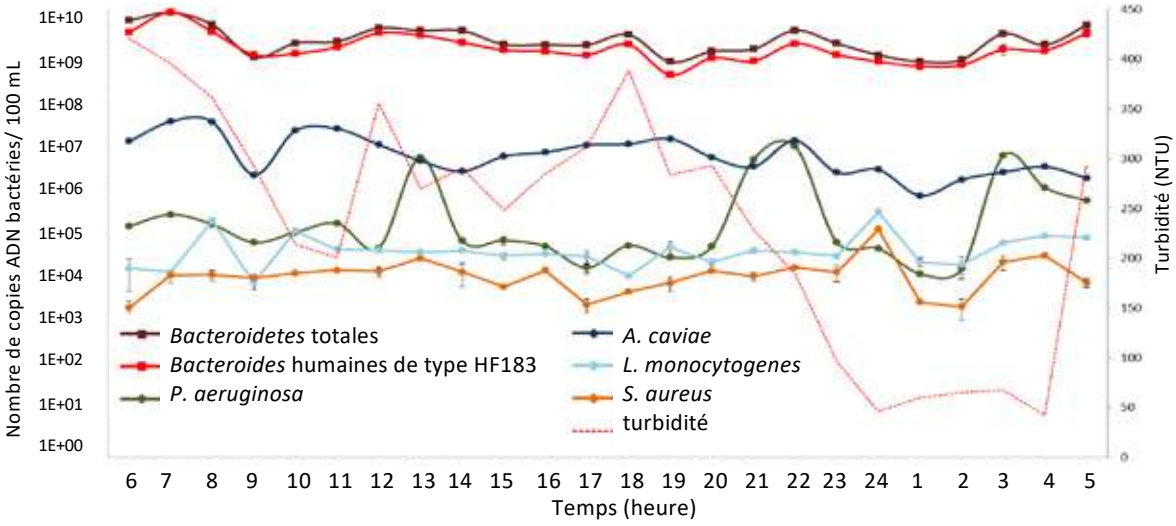


Figure 4 : Utilisation de la trousse qPCR pour qualifier la microbiologie d'un réseau unitaire conduisant à des surverses en période d'orage vers un cours d'eau intermittent (site OTHU de Grézieu-la-Varenne).

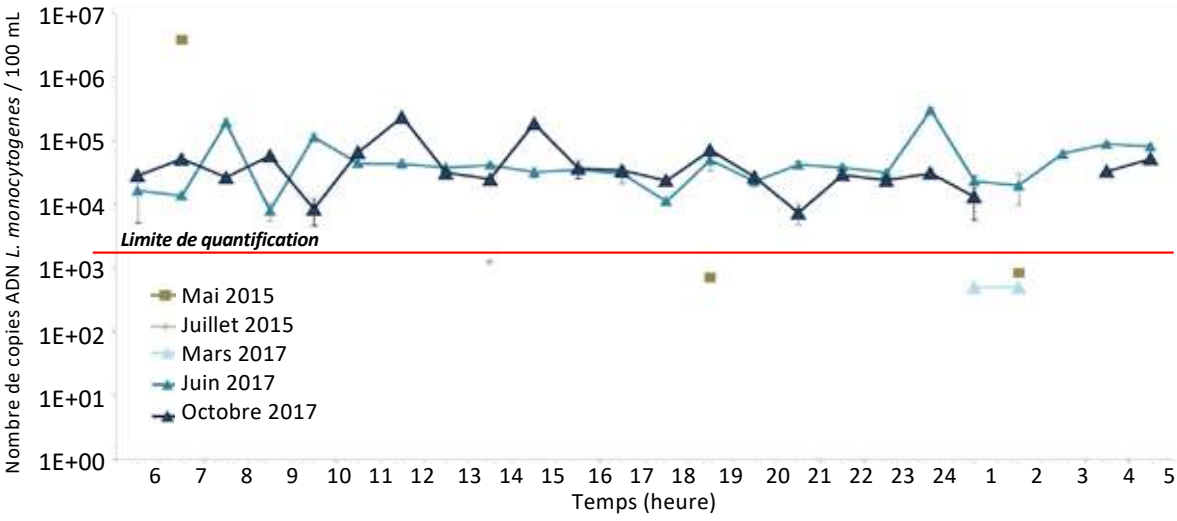
(a) Chroniques des dénombrements qPCR sur 24 heures dans les eaux du réseau unitaire de plusieurs espèces pathogènes confirmant des transferts de ces espèces vers les milieux naturels lors de surverses des déversoirs d'orage du réseau unitaire.

(b) Chroniques des dénombrements qPCR de l'espèce Listeria monocytogenes dans les eaux du réseau unitaire sur plusieurs périodes de 24 heures couvrant plusieurs années. Ces derniers résultats montrent des variations en fonction des années.

a) *Variations journalières des quantités de bactéries dans un réseau unitaire (mars 2017)*



b) Variations journalières de Listeria monocytogenes dans un réseau unitaire sur plusieurs années



Faire parler l'ADN pour connaître la qualité microbiologique des eaux

Tout être vivant contient de l'ADN: c'est ce qui permet aux policiers d'identifier un criminel à partir d'un cheveu laissé sur le lieu d'un méfait. De la même manière, il est également possible aujourd'hui à partir d'un simple prélèvement d'eau, d'isoler en laboratoire son ADN et d'analyser certaines empreintes génétiques pour estimer la diversité bactérienne (et d'autres micro-organismes) présente mais également prédire les fonctions réalisées par ces organismes. Ces approches sont utilisées par les écologues microbiens en raison des difficultés intrinsèques liées à l'analyse de formes microscopiques.

L'étude de l'ADN environnemental rend accessible l'analyse de la diversité via des approches métaco-des-barres (comme sur nos produits de consommation courante) permettant de différencier les groupes taxonomiques présents. Elle ouvre des perspectives immenses de développement d'outils pertinents de bioévaluation environnementale de la qualité des milieux.

Des occurrences significatives de contaminations fécales humaines et canines ont été révélées par les marqueurs qPCR, et ont été reliées à des usages nocturnes au sein des voies isolées et impasses. Une prévalence élevée de *P. aeruginosa* a été observée, suggérant que cette espèce pathogène serait adaptée aux conditions de vie en ville. Ceci a conduit à initier un travail d'éco-génomique pour évaluer l'incidence de la ville sur l'évolution de cette espèce.

La définition des taux d'occurrence d'espèces bactériennes pathogènes dans les rejets d'un déversoir d'orage

Des observations sur le long terme ont été réalisées sur les eaux d'un réseau unitaire et sur les eaux de surverse impactant un cours d'eau intermittent du bassin versant de l'Yzeron. Des travaux permettant de préciser l'incidence de ces rejets de déversoirs d'orage (DO) sur les microbiomes naturels d'un cours d'eau ont également été initiés (Marti *et al.*, 2017b). La figure 4 présente les variations journalières d'espèces bactériennes au sein d'un réseau unitaire qui ont été suivies avec « la trousse OTHU qPCR », dont un suivi de l'espèce *Listeria monocytogenes* sur plusieurs années. Ces résultats montrent des spécificités dans la répartition des espèces sur une journée, avec certains groupes fortement corrélés à la présence de contaminations fécales. D'autres espèces, comme *P. aeruginosa*, montrent des émissions en provenance d'autres sources. Ces données peuvent être utilisées pour prédire la présence de certaines espèces bactériennes dans les rejets d'un DO en fonction de la période de la journée. Les observations de long terme des abondances en *L. monocytogenes* ont permis d'observer une augmentation des effectifs durant la période de sécheresse de 2017. Seules des observations sur le long terme permettent de déduire ce type de phénomènes (merci l'OTHU !).

Des estimations des quantités de bactéries déversées par un DO lors d'une surverse ont également pu être effectuées. Des charges moyennes d'1 milliard de cellules de *P. aeruginosa*, d'*E. coli* et d'entérocoques intestinaux par surverse ont été déduites, confirmant les dangers associés à cette pratique. Ces travaux ont permis d'observer une persistance de ces bactéries déversées dans les sédiments benthiques en fonction de la température et des débits du cours d'eau (Navratil *et al.*, 2020). Des macrophytes aquatiques et certains supports inertes à proximité du DO ont également été trouvés contaminés par ces espèces.

Les bassins de rétention permettent des abattements significatifs de certains micro-organismes pathogènes

Les eaux de ruissellement peuvent induire une remise en suspension de dépôts urbains, et contribuer à la dissémination de micro-organismes de surface vers une nappe souterraine. Le bassin de rétention du site Django-Reinhardt a été utilisé comme source de dépôts urbains représentatifs des activités sur le bassin versant situé en amont. L'évolution de la diversité bactérienne des dépôts du bassin a été étudiée en fonction de leur temps de séjour (à partir de 2010). Ces analyses ont été réalisées en utilisant « la trousse OTHU » et les approches métacodes-barres 16S rRNA et tpm. Elles ont permis d'observer des relations significatives entre la chimie des dépôts du bassin et l'occurrence d'espèces potentiellement pathogènes d'*Aeromonas* et de *Pseudomonas* (Aigle *et al.*, 2021). L'espèce phytopathogène *P. syringae* a été favorisée par la croissance de végétaux sur les dépôts anciens du bassin et l'accumulation de naphtalène. Cependant, une majorité d'espèces a montré un dépérissement avec l'augmentation du temps de maturation des dépôts. Ceci suggère que la pratique de rétention permet d'obtenir des abattements significatifs de certaines espèces pathogènes pouvant être véhiculées par les eaux de ruissellement. Une bonne gestion des temps de maturation des dépôts permet donc de réduire les dangers microbiologiques. Cependant, ceci ne s'applique pas à toutes les espèces, et les populations de l'espèce *P. aeruginosa* n'ont pas montré un déclin significatif durant la période d'observation (e.g. Bernardin-Souibgui *et al.*, 2018). Cette espèce peut être transférée vers le bassin d'infiltration utilisé pour évacuer les eaux de ruissellement vers la nappe souterraine du secteur comme ceci a été démontré dans Colin *et al.*, (2020).

Certaines espèces peuvent s'infiltrer jusque dans les nappes souterraines si les ouvrages sont mal conçus ou mal entretenus. Par contre, nous connaissons peu l'influence de l'épaisseur de la ZNS (zone non-saturée = épaisseur du sol au-dessus de l'aquifère) des bassins d'infiltration et des noues sur le transfert de micro-organismes apportés par les eaux de ruissellement et l'impact qui en résulte sur la microbiologie d'une nappe phréatique. Des études de la structure des microbiomes via les approches méta-codes-barres ont été effectuées pour inférer les transferts depuis un bassin versant jusqu'à la nappe.

Le pourcentage de similarité « génétique » des communautés bactériennes entre les eaux de ruissellement et les eaux de nappe permet de quantifier le transfert des bactéries entre la surface et le système souterrain (Colin *et al.*, 2020). Des abondances significatives de *P. aeruginosa* ont été observées dans la nappe en aval de la zone d'infiltration des eaux de ruissellement du site Django-Reinhardt. Neuf génotypes tpm

Agents infectieux, formes pathogènes et virulence : de quoi parle-t-on ?

Un agent infectieux est un organisme pathogène responsable d'une maladie infectieuse (virus, bactérie…). Le pouvoir pathogène d'un agent infectieux mesure sa capacité à provoquer une maladie chez un organisme hôte. La virulence fait référence aux capacités d'un agent infectieux à se développer chez un organisme (pouvoir invasif) et à y sécréter des toxines (pouvoir toxique).

Dans les résultats présentés, les espèces pathogènes identifiées sont présumées virulentes mais peuvent contenir des formes non-virulentes d'où l'importance d'isoler ces formes urbaines et de vérifier leur virulence dans le contexte d'études d'interactions avec des cellules humaines ou en utilisant des modèles d'hôtes alternatifs comme les nématodes, plantes, et la souris de laboratoire. Ces travaux ont également été effectués dans le cadre de l'OTHU durant ces dernières années (Bernardin Souibgui *et al.*, 2017 ; Vautrin *et al.*, 2021).

de *P. aeruginosa* y ont été retrouvés alors qu'un seul était observé en amont du panache d'infiltration. Les *P. aeruginosa* de la nappe ont été comparés à ceux des bassins de rétention-infiltration et du bassin-versant. Nous avons ainsi pu observer un type commun entre le bassin-versant et la nappe. Ces résultats suggèrent que certaines espèces allochtones comme *P. aeruginosa* peuvent diffuser jusqu'aux nappes souterraines malgré une épaisseur importante (>10 m) de la ZNS.

En comparant les indices de similarités de plusieurs bassins d'infiltration d'eau pluviale de la Métropole de Lyon, nous avons démontré que le transfert de bactéries de la surface vers la nappe dépend du temps de transit des eaux : plus celui-ci est long et plus les communautés sont différentes (Voisin *et al.*, 2018 ; Pozzi *et al.*, 2021b). Ainsi, la capacité de rétention des bactéries de la zone non saturée augmente avec le temps de transit de l'eau et pourrait être optimisée lors du design des ouvrages d'infiltration.

En Bref…

Les eaux urbaines peuvent représenter une composante clé du cycle épidémiologique des bactéries pathogènes les plus versatiles comme *P. aeruginosa*. Si les déversoirs d'orage peuvent contribuer à leur dissémination, les systèmes centralisés de rétention-infiltration tendent en revanche à induire un dépérissement de la majorité de ces espèces indésirables. L'OTHU a développé et validé une large palette de marqueurs bactériens permettant une évaluation de la qualité microbiologique des eaux urbaines et des milieux récepteurs. Des observations sur le long terme de ces populations bactériennes devraient permettre d'identifier des pratiques de gestion permettant de réduire la propagation de ces formes pathogènes, et de prévenir une dissémination de leur contenu génétique dont certains gènes de résistance aux antibiotiques.

5.4

Comment connaître la pollution des sédiments des bassins de rétention des eaux pluviales ?

Laure Wiest, CNRS UCBL, Institut des Sciences Analytiques, UMR 5280 – Gislain Lipeme Kouyi, Sylvie Barraud, INSA Lyon – Yves Perrodin, ENTPE

Outre leur rôle en matière de prévention des inondations, les bassins de rétention permettent, par sédimentation, de piéger les polluants présents dans les eaux de ruissellement, comme les hydrocarbures et les métaux lourds. Des questions subsistent néanmoins quant aux risques liés à la remobilisation de substances volatiles et/ou toxiques lors d'épisodes pluvieux. Les exploitants de ces bassins s'interrogent également concernant la fréquence optimale des curages et la gestion de l'élimination des sédiments. Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de disposer de données précises sur les caractéristiques physico-chimiques de ces sédiments.

Comment échantillonner les sédiments ?

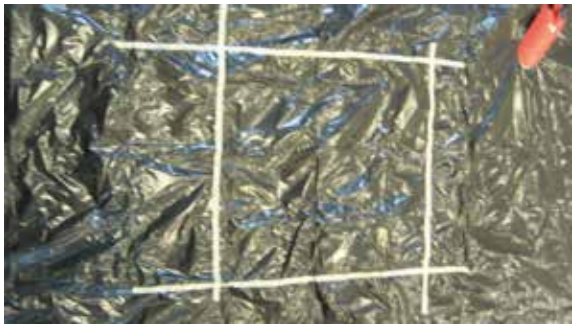
La constitution d'un échantillon homogène

La méthode utilisée pour échantillonner les sédiments est le quartage. 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 50 cm x 50 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 (figure 1). Finalement, les sédiments collectés sont tamisés à 2 mm, afin d'éliminer les éléments grossiers (pierres, feuilles) et obtenir des échantillons homogènes.

L'importance du conditionnement et des conditions de stockage de l'échantillon

Les échantillons sont ensuite conditionnés dans un sac en plastique pour l'analyse de la granulométrie, la teneur en eau, la masse volumique et les éléments traces métalliques et dans des flacons en verre ambré pour l'analyse des micropolluants organiques. En effet, le matériau de conditionnement de l'échantillon, ainsi que les conditions de stockage sont d'une grande importance et dépendent des analyses prévues ultérieurement (Schiavone *et al.*, 2011). Par exemple, des matériaux polymères (polystyrène cristal, polyéthylène ou téflon) sont requis en vue de l'analyse des métaux tandis que l'analyse de contaminants organiques, notamment les plus apolaires, requiert l'utilisation de flacons en verre. De plus, les échantillons doivent être réfrigérés lors du transport, à l'abri de la lumière et livrés au laboratoire d'analyse dans

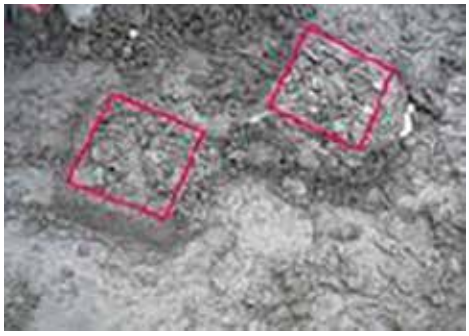
Figure 1 : Procédure d'échantillonnage par la méthode de quartage.



(1) Zone de mélange



(2) Division en 4 du tas



(3) Mélange des 2 quarts opposés

les 24 heures suivant l'échantillonnage. Une température comprise entre 2 et 8 °C est recommandée.

Quels paramètres mesurer et dans quel but ?

Des paramètres physico-chimiques pour caractériser les sédiments

La compréhension de l'hydrologie du bassin passe nécessairement par une **analyse granulométrique,** qui permet de déterminer quantitativement la distribution des particules par classes de diamètres. En effet, plusieurs études ont montré que les particules deviennent plus fines lorsque l'on s'éloigne de l'entrée des eaux dans le bassin. Il existe de nombreuses méthodes de détermination de la granulométrie, mais une des plus fiables est la granulométrie laser pour les plus fines (Delanghe-Sabatier D., 2011).

Une analyse de la **matière organique volatile** est également nécessaire. Celle-ci est classiquement déterminée par perte au feu [calcination à 550 °C (Norme EN 12897)] et plus rarement par détermination du carbone organique total, cette dernière étant plus précise et plus fiable que la première.

Les sédiments de bassin de rétention ont des taux en matière organique très élevés comparés aux sédiments de rivière. Ces taux sont proches de ceux des matières en suspension retrouvées dans les eaux de ruissellement pluvial. Ce paramètre donne une indication sur la contamination du sédiment. En effet, la sorption de polluants sur la matrice sédiment est essentiellement corrélée à la matière organique du sédiment.

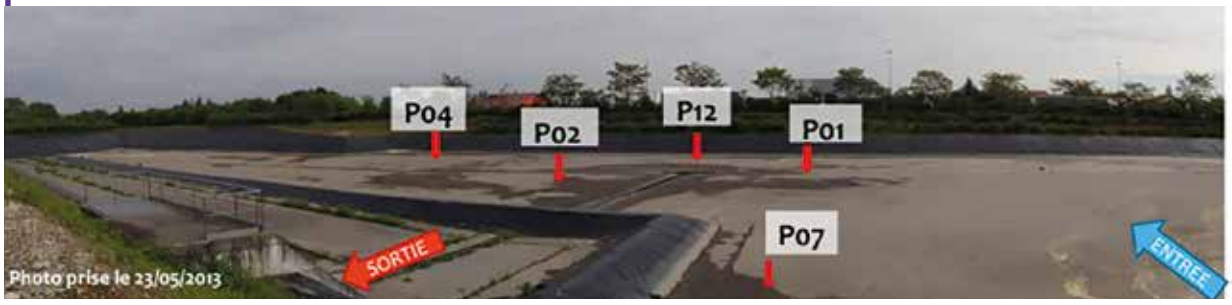
Des analyses de polluants pour évaluer la dangerosité et identifier les sources de pollution

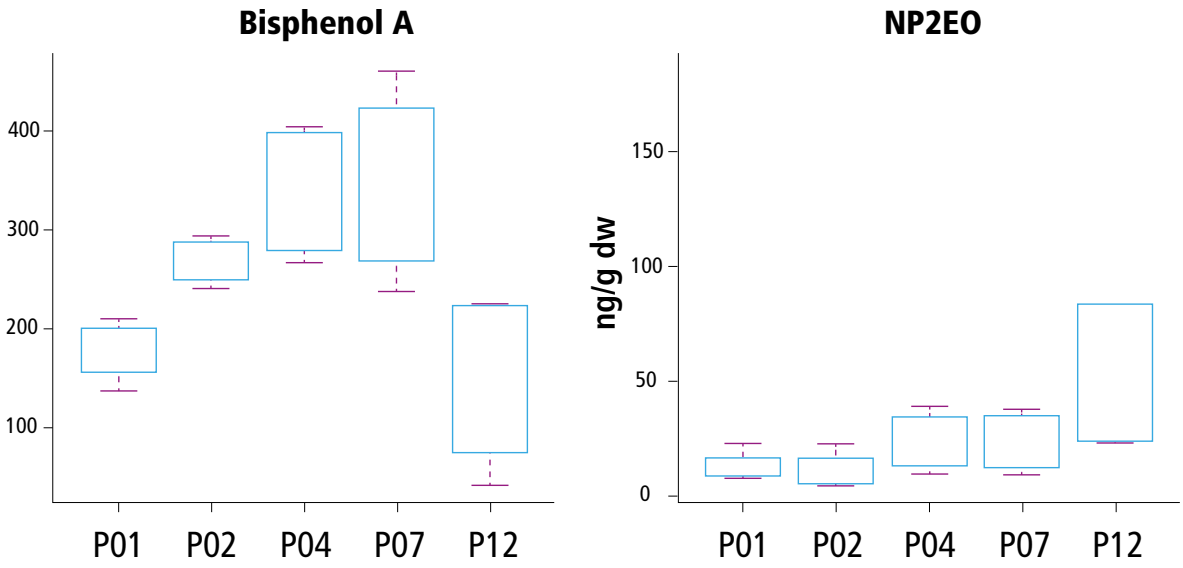
Les métaux lourds, ou éléments traces métalliques (ETM), existent naturellement mais en quantités très faibles dans les sols (de l'ordre du mg/kg), l'eau et l'air. Cependant, les activités humaines sont sources de concentrations plus élevées. De par leur toxicité, plusieurs sont à surveiller notamment le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le mercure (Hg) et l'arsenic (As).

En outre, l'analyse de ces métaux aide à la détermination de sources de pollution. Par exemple, le zinc est un élément trace caractéristique de la pollution liée aux eaux de ruissellement des routes et autoroutes. Les bordures des axes routiers sont également chargées en cadmium et en zinc, liés à l'usure des pneus.

Il est également pertinent de mesurer les **polluants organiques.** Contrairement aux métaux lourds, ceux-ci ne sont pas présents naturellement dans l'environnement, mis à part quelques hydrocarbures. Les concentrations recherchées étant extrêmement faibles (de l'ordre du µg/kg -ou ng/g-, soit 1 000 fois moins que les ETM), leur analyse nécessite des méthodes sensibles et spécifiques, la technique de choix étant la spectrométrie de masse.

Figure 2 : Hétérogénéité spatiale des concentrations en polluants organiques : photo du bassin de rétention de Django-Reinhard et concentrations en Bisphénol A et Nonylphénol diéthoxylé (NP2EO) (P01 : entrée, P02 : centre, P04 : gouttière/sortie, P07 : sortie, P12 : fosse à hydrocarbures).





L'analyse des polluants organiques apportent des informations sur les sources de pollution potentielles : activités industrielles, agricoles, trafic routier, mais également les activités domestiques.
Les Polluants Organiques Persistants (POP), tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont étudiés depuis les années 1990 et sont visés par deux textes internationaux, le protocole d'Aarhus, signé en juin 1998 et amendé en 2009, puis la convention de Stockholm, signée en mai 2001. À l'inverse, des contaminants dits émergents, qui ne font pas l'objet de réglementation, sont étudiés depuis peu et inquiètent de par leur toxicité, leur persistance et leur diversité. Ce groupe de contaminants comprend des substances utilisées en grandes quantités dans la vie de tous les jours telles que les médicaments, les cosmétiques, les détergents et les additifs plastiques.

Les principaux résultats de l'OTHU

Un suivi approfondi des sédiments accumulés dans le bassin de Django-Reinhard (Chassieu) a été réalisé dans le cadre de différents projets, notamment dans le projet ANR CABRRES. Dans ce dernier, différents paramètres classiques ont été étudiés [granulométrie, matière organique, éléments traces métalliques, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), pesticides, retardateurs de flammes bromés (PBDE)] mais également quelques polluants émergents tels que les alkylphénols, les alkylphénols éthoxylés et le Bisphénol A.

Des niveaux de contamination des sédiments qui justifient des précautions lors de leur élimination

Tous les ETM analysés (Cd, Cr, Pb, Cu, Ni, Zn) ont été retrouvés dans les sédiments à des concentrations relativement élevées. Selon le métal considéré, les ordres de grandeur varient de plus d'un facteur 1000, du µg/kg pour le Cd au g/kg pour le Zn.

Les apports de l'écotoxicologie

La caractérisation physico-chimique ne donne qu'une image partielle de la toxicité potentielle d'un échantillon. Ces analyses sont loin d'être exhaustives et seuls des outils biologiques, tels que les bioessais, peuvent mettre en évidence des effets toxiques liés à un ensemble de polluants (avec un éventuel effet « cocktail »). Le test « ostracodes » (crustacés microscopiques) par exemple, utilisé dans le cadre du projet CABRRES, s'est révélé adapté et a permis de montrer que les sédiments frais d'un bassin de rétention d'eaux pluviales étaient plus écotoxiques que les sédiments maturés.
Des travaux en écotoxicologie microbienne s'appuyant sur un développement de nouveaux marqueurs ADN ont également permis d'affiner ces études. De nouvelles sentinelles des effets écotoxiques ont ainsi pu être identifiées (Aigle *et al.*, 2021).

Par ailleurs, nos résultats montrent que les sédiments étaient peu contaminés par les pesticides et le polybromodiphényléther (PBDE).
Seuls trois des pesticides ciblés ont été détectés (chlorpyrifos, diuron et isoproturon) et en faibles concentrations. Ces faibles niveaux peuvent indiquer une utilisation décroissante de ces substances en raison des évolutions de la réglementation. Mais ils peuvent également être le résultat de la faible efficacité d'un tel bassin de rétention pour piéger ces substances qui sont principalement en phase dissoute.

Contrairement aux pesticides et aux PBDE, les sédiments étaient largement contaminés par des alkylphénols et du bisphénol A. Cela peut s'expliquer par l'omniprésence de ces substances dans les matériaux de construction et automobile. En certains points du bassin, ces niveaux de contamination étaient supérieurs aux concentrations prédites sans effet (PNEC), un seuil au-delà duquel on considère que le risque est significatif pour les écosystèmes. Ainsi, des précautions doivent être prises lors du retrait (le port de masques et de gants est très fortement recommandé) et de l'élimination de ces sédiments.

Des différences importantes selon les zones du bassin

Cette étude a également montré une hétérogénéité spatiale des caractéristiques physico-chimiques et de la contamination en polluants des sédiments au sein du bassin. Les sédiments des points P01 (entrée) et P12 (fosse à hydrocarbures) ont une granulométrie plus élevée et un taux de matière organique plus faible que les points les plus éloignés du bassin (P02, P04 et P07). Ces caractéristiques peuvent expliquer les concentrations moins élevées en Bisphénol A, à ces points (figure 2). Ce phénomène a également été observé pour les trois métaux lourds, cadmium, plomb et zinc.

Mais tous les polluants ne suivent pas cette règle : le nonylphénol diéthoxylé NP2EO a été quantifié à des concentrations plus élevées au point P12 (figure 2), où se situe une fosse à hydrocarbures. Le fait que cette fosse comprend probablement des zones anaérobies (sans oxygène) peut être une explication à cette différence. En effet, le NP2EO ne se dégrade en 4-nonylphénol qu'en présence d'oxygène : sa dégradation est donc sûrement moins rapide à cet endroit du bassin. Cette observation conforte l'idée qu'il est déconseillé d'installer des fosses à hydrocarbure ou de décantation de faible capacité au sein des bassins de retenue – décantation, puisqu'elles créent des zones dans lesquelles la dégradation des polluants est faible, voire nulle.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Bécouze-Lareure C., Gonzalez-Merchan C., Sébastian C., Perrodin Y., Barraud S., Lipeme Kouyi G.,** (2016). Évolution des caractéristiques physico-chimiques et ecotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de retenue décantation : premiers résultats du projet ANR CABRRES. *Techniques Sciences & Méthodes,* TSM, 4 (2016), 43-55. lc.cx/becouze2016
- **Lipeme Kouyi G., Barraud S., Becouze-Lareure C., Blaha D., Perrodin Y., Wiest L., Aubin J.-B., Toussaint J.-Y., Vareilles S., Mandon C., Bernardin-Souibgui C., Marti R., Bourgeois E., Marjolet L., Cournoyer B.,** (2018) Caractérisation des sédiments d'un bassin de retenue – Décantation des eaux pluviales et éléments pour la gestion. *Techniques Sciences & Méthodes,* TSM, 9(2018), 65-75. – lc.cx/lipeme2018
- **Schiavone S. et Coquery M.** – Guide d'échantillonnage et de prétraitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la DCE - Cemagref, 2011 – lc.cx/schiavone2011

5.5

Comment étudier les processus d'usages et de contaminations des aménagements urbains intégrant des ouvrages de gestion des eaux pluviales ?

Claire Mandon, Université de Lyon, INSA-Lyon, CNRS, UMR 5600 Environnement Ville Société

Outre leur fonction hydraulique, les ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales sont des infrastructures dont les autres fonctions vont dépendre de la manière dont les publics urbains utilisent les espaces publics associés. L'objectif de cet article est de proposer une méthode pour observer les usages et activités urbaines à l'origine de la contamination microbiologique voire chimique des eaux de ruissellement alimentant ces ouvrages, qu'ils soient à la source comme des noues enherbées, ou centralisés comme des bassins de rétention ou infiltration.

Le milieu urbain est constitué d'objets et de dispositifs techniques

Il n'est pas d'activité sociale qui ne requière des objets (Toussaint, 2009). Les espaces publics n'échappent pas à cette règle. Ils sont constitués d'objets et de dispositifs techniques et spatiaux qui rendent praticable la ville. Concrètement, les publics urbains ont besoin de se déplacer pour aller travailler, faire leurs courses, avoir des activités de loisirs etc. Pour cela, il faut des routes, des objets de signalétiques, des pistes cyclables et des véhicules pour les activités de déplacements ; des trottoirs, des bancs, des poubelles, des espaces verts pour les activités de détente, etc. Tous ces objets et dispositifs sont à disposition des urbains tout en contribuant à l'urbanisation : en ce sens, on peut les appeler des objets et dispositifs techniques et spatiaux de l'urbain (ODTSU).

Les ouvrages de gestion des eaux usées et pluviales représentent également un ensemble d'objets et de dispositifs techniques tels que des bassins d'infiltration, de rétention, des noues, des réseaux souterrains (réseau unitaire ou réseau séparatif), des ouvrages spécifiques (déversoirs d'orage, branchements, filtres plantés de roseaux…). Ces ouvrages sont plus ou moins fermés ou ouverts aux publics, intégrés ou non aux espaces publics et parfois paysagers (parcs, jardins publics, squares etc.).

Nos comportements, aptitudes et habilités à nous servir d'objets pour résoudre un problème dans l'action répondent à des règles d'usage communes. Lorsque des comportements sont réguliers, nous pouvons parler de pratiques (Toussaint, 2009), ces dernières instituant les règles d'usage de l'objet. Il s'agit alors de décrire les manières dont les publics usent des objets de leurs environnements, dans la régularité (la pratique) ou dans la création d'actions, forme nouvelle de comportement et d'aptitude face aux objets. Dans un même temps, il est nécessaire de comprendre comment ces objets de l'urbain appellent certaines activités.

Décrire les usages de ces objets pose plusieurs difficultés méthodologiques

Saisir la manière dont les objets appellent l'action, la pratique et l'usage nécessite une méthodologie d'observation rigoureuse et systématique des temps de l'activité. L'activité est en effet profondément temporelle, elle s'inscrit dans des rythmes et des durées variés. Dans leurs caractéristiques temporelles, les activités peuvent ainsi être régulières ou temporaires, saisonnières, évènementielles, diurnes ou nocturnes, etc. Ces niveaux de temporalité peuvent s'enchevêtrer et rendre l'observation des activités difficile à réaliser et à concevoir. Chacune de ces temporalités renseigne de la dynamique qui s'opère dans l'activité sociale quotidienne urbaine.

L'observation des activités pose donc des difficultés méthodologiques :

1 – **Les activités ne sont pas visibles ou appréhendables dans leur totalité,** mais par séquences. Elles procèdent d'un déroulement d'un ensemble d'actions, dans l'espace et le temps. Lorsqu'une personne se déplace pour aller travailler, elle part d'un point A, spatial (le domicile) et temporel (l'heure de départ). Elle sort de son domicile, traverse sa rue, prend son vélo, sa voiture ou les transports en commun, passe par telle ou telle rue, écoute de la musique, etc. Ainsi, l'activité « se déplacer vers son lieu de travail » engendre un certain nombre de cours d'actions qui relève de séquences de cette activité. Les observations in situ (Toussaint, Vareilles, 2011) permettent de décrire très précisément ces séquences, des cours d'action dans lesquels les publics urbains mobilisent les objets techniques et spatiaux dans leur environnement (voiture, vélo, rues, écouteurs, etc.).

2 – L'activité étant toujours située, **l'observateur est spatialement et temporellement arbitraire** par rapport à l'activité observée. Pour reprendre l'idée du déplacement vers son lieu de travail, si l'enquêteur a fixé son terrain d'observation sur une rue aux aménagements séparatifs (voie, piste cyclable, voie piétonne), il n'observera que des séquences « faire du vélo », « être en voiture », ou « marcher ». Ses observations constitueront donc une séquence arbitraire

et définie dans le temps (heure, jour de la semaine d'observation) et l'espace (lieu d'observation) de l'activité « se déplacer » (Toussaint, Vareilles, 2013).

3 – Les objets et les aménagements qu'ils constituent supportent **de multiples activités simultanées et successives.** La rue aux aménagements séparatifs de notre exemple illustre bien cette idée qu'un aménagement accueille simultanément différentes activités de déplacements (parfois de chalandises, de pauses, etc.) et que celles-ci se succèdent dans le temps.

La nécessité de prendre en compte les facteurs explicatifs des usages

Pour surmonter ces difficultés méthodologiques, de nombreux facteurs explicatifs des activités peuvent aider à les rendre signifiantes pour l'observateur. D'abord, les activités ne sont jamais aléatoires, elles sont fixées dans les agendas sociaux : à certaines heures, certains jours ou certaines saisons, on peut s'attendre à observer des séquences de certaines activités aux dépens d'autres. Aux « heures de pointe » matinales par exemple, il est probable de voir essentiellement des activités de déplacement alors que dans le cours d'une après-midi, nous pouvons observer des activités de promenade ou de chalandises. Aussi, les typologies sociales articulées aux typologies urbaines sont signifiantes autant pour l'acteur que pour l'observateur à partir des appartenances sociales des personnes et des quartiers mais aussi de la morphologie urbaine du terrain. Par exemple, toutes les places ont en commun d'être des espaces publics non bâtis, limités par des bâtiments, desservis par des voies de communication et équipés de mobilier urbain ou d'édicules (statut, kiosque, toilettes etc.). Mais selon les revêtements de sol (goudronné, enherbé, pavé, etc.), les objets du mobilier urbain (bancs, poubelles, jeux pour enfants) et leurs configurations, les places n'appelleront pas les mêmes activités. Aussi, la place, qu'elle soit en centre urbain dense, en périphérie de la ville, dans un quartier populaire ou gentrifié, n'accueillera pas les mêmes types d'activités sociales, leur même variété ou leur même intensité. La morphologie sociale et urbaine du terrain permet alors d'escompter certains comportements.

Applications et méthodes : vers un modèle des usages urbains

Une méthodologie d'enquête applicable à différents terrains d'étude

Nous avons construit une méthodologie d'enquête capable de s'appliquer à des terrains d'étude hétérogènes tout en prenant en compte des caractéristiques précises relatives aux différents aspects temporels de l'observation, aux objets et dispositifs à observer et aux critères de description des terrains d'étude (dont la morphologie sociale et urbaine). Il s'agit alors de les quadriller en établissant des points d'observation précis avec pour chacun un périmètre d'enquête défini. Le tableau 1 résume notre méthodologie, appliquée et adaptée à trois terrains d'étude, la zone industrielle de Chassieu Mi-Plaine (bassin versant associé à un bassin de rétention/infiltration), le quartier de la Part-Dieu (aménagements séparatifs, techniques alternatives) et Grézieu-La-Varenne (déversoir d'orage).

Prenons le cas de l'étude menée dans le cadre du projet ANR CABRRES. Notre problématique de recherche portait sur les incidences des activités sociales d'une zone industrielle sur la qualité microbiologique et chimique des eaux de ruissellement collectées dans un bassin de rétention et d'infiltration. Nous avons utilisé cette méthode en prenant en compte comme périmètre d'observation, les zones de ruissellement des eaux pluviales s'engouffrant dans les avaloirs présents sur chaque point d'observation. Ces avaloirs correspondent aux points

Tableau 1 : Récapitulatif de la méthodologie d'enquête (Claire Mandon, 2019).

Pour chaque point d'observation (= point de prélèvement)	Types d'observations	Temporalité et sessions d'observation pour chaque point		Objectifs
Observation des objets et dispositifs techniques formant les aménagements	Recensement des ODTSU et descriptions des configurations d'aménagement	1 session par terrain		Identifier les ODTSU et les configurations d'aménagement + déterminer les seuils (étanchéité/délimitation entre espaces privés et espace public
Observation des périmètres de ruissellement des eaux pluviales	Identification des directions des ruissellements passant par les points d'observation (avaloirs)	1 session par terrain		Comprendre (1) comment s'écoule l'eau pluviale pour (2) identifier les zones de lessivage des traces et déchets laissés par les objets dans les activités
Observations séquentielles des activités sociales sur l'espace public **30min / point / session**	Description des activités sociales sur l'espace public et : • ODTSUmobilisés • Déchets/traces laissées • Flux desactivités • (comptage des véhicules – modes doux – piétons)	ZI Chassieu (20 points) • 6h-10h : 2 sessions • 12h-14h30 :1session • 16h30-19h30 : 1session • 19h-23h : 2 sessions	Part-Dieu (12 points) et Grézieu-La-Varenne (4 points) • 7h30-9h30 : 3 sessions • 10h-12h : 3sessions • 12h-14h : 3sessions • 14h30-16h30 : 3sessions • 17h-19h30 : 3 sessions • 20h-00h : 3 sessions	Identifier les (1) différentes **temporalités des activités** (matin, midi, sorties du travail, soir) – (2) **leurs régularités ou fréquences** – (3) **les inférences** ou non entre activités observées et déchets/traces relevés
Observation des activités économiques	Recensement des entreprises et commerces compris dans le périmètre d'observation	Zi Chassieu 1 session de recensement des entreprises	Part-Dieu et Grézieu-La-Varenne 1 session de recensement des commerces	Identifier les entreprises ou commerces présents autour des points d'observation - leur taille - leurs temporalités d'activités - leurs types d'activités

de prélèvement des eaux de ruissellement, effectués par l'équipe de microbiologie. De plus, nous avons ajouté comme variables les activités des entreprises jouxtant le périmètre et leur perméabilité en termes de seuil entre espaces privés (des entreprises) et espace public. L'objectif était de comprendre si les activités des entreprises avaient un impact sur la contamination microbiologique de l'espace public.

Il en est de même pour les deux autres terrains d'étude (Programme ANSES IOUQMER, 2016-2020) où l'adaptation de la méthode s'est surtout effectuée sur les temporalités des activités sociales à observer. En effet, les enquêtes exploratoires menées sur le quartier de la Part-Dieu et la commune de Grézieu-La-Varenne ont révélé que les temps de l'activité urbaine diffèrent par rapport à la Z. I. de Chassieu. Par exemple, les activités liées au travail et les heures de pointe débutent plus tôt dans la journée sur Chassieu que sur les deux autres terrains.

Cette méthodologie a nécessité un minimum de deux enquêtrices de terrain au regard de la densité des observations à mener, simultanées et systématiques sur les points d'observation choisis. Pour visualiser les types de données qui ont pu être produites suite à ces enquêtes, la figure 1 représente la synthèse des données recueillies sur deux points d'observation et de prélèvement de la zone industrielle de Chassieu. Les activités et les déchets ont été regroupés par types pour permettre d'identifier des catégories de relations entre activités, objets mobilisés, déchets et traces produits. Sont également indiqués, les directions des ruissellements (donc le périmètre d'observation), les espaces privés et les types de seuil (dispositifs d'aménagement de séparation des espaces privés et publics).

Les activités et objets peuvent évidemment être à l'origine de contaminations des eaux de ruissellement mais comment

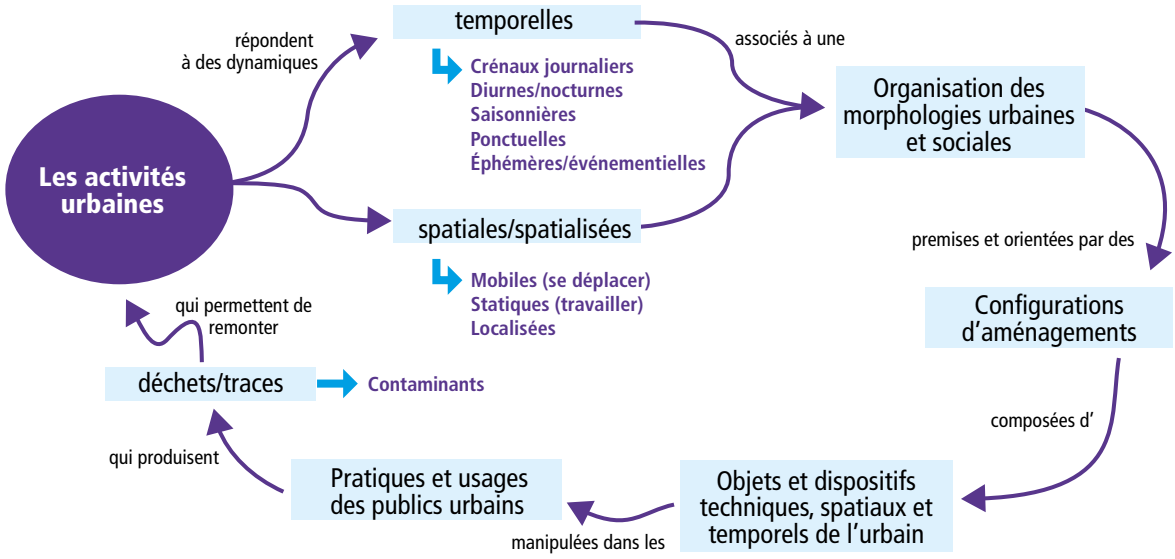
Les résultats obtenus dans le cadre du projet CABRRES ont montré que les objets mobilisés et les traces laissées au cours de ces activités sociales étaient une des sources de contamination microbiologique des eaux pluviales. Une porosité a également été observée entre les espaces privés et publics (ruissellement des parties privées vers les espaces publics). La conception des aménagements des espaces publics à l'aide des ouvrages de gestion des eaux pluviales doit être pensée en rapport avec les activités sociales environnantes qui peuvent être source de contamination des eaux de ruissellement pluvial alimentant ces derniers.

Les travaux menés sur les trois sites de la Métropole de Lyon ont permis la construction d'une base de données regroupant l'ensemble des données d'observation. Celle-ci répertorie près de 115 000 personnes mobilisant des espaces publics et les objets et dispositifs les constituant, les objets du quotidien (voiture, téléphone, cigarette etc.), les déchets et traces produits en les manipulant. En cours de traitement, cette base de données est analysée à partir du modèle d'analyse présenté sur la figure 2. Les résultats seront disponibles en 2021 (thèse INSA de Lyon, Claire Mandon).

Figure 1 : Synthèse des données d'observation des points 17 et 18 sur la zone industrielle de Chassieu (source : Google Earth, 2016).



Figure 2 : Modèle d'analyse des données d'observation des activités humaines (thèse Claire Mandon).



En Bref...

Les ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales et les aménagements urbains qui leurs sont associés sont très variés. Ils nécessitent une réflexion quant aux possibles impacts des activités sociales sur la qualité chimique et microbiologique des eaux de ruissellement alimentant ces ouvrages. Les aménagements urbains, à la fois supports et vecteurs des activités sociales, doivent être pensés pour limiter l'impact des activités humaines. Cet article propose une réflexion et une méthodologie pour identifier les sources de contamination des espaces publics et des eaux de ruissellement.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Toussaint J.-Y.** Les usages et les techniques – Traité sur la ville (2009). *Presses universitaires de France* – lc.cx/toussaint2009
- **Toussaint J. Y.. et Vareilles S.** Handicap et reconquête de l'autonomie. Réflexions autour du rapport entre convivialité des objets et autonomie des individus. Le cas des dispositifs techniques et spatiaux de l'urbain (2010). *Geographica Helvetica* – lc.cx/toussaint2010



© L. Bacot

Impact 6

L'urbanisation et notamment l'augmentation des surfaces imperméables entraîne des transformations fonctionnelles (d'usages) et structurelles (morphologie des bassins versants) qui, à leur tour, ont de nombreux effets sur les milieux aquatiques (cours d'eau, nappe phréatique…).

Ces effets sont observables aussi bien sur l'aptitude naturelle de ces milieux à gérer les inondations que sur la dynamique morphologique, et les qualités chimique et biologique des milieux récepteurs.

Le chapitre montre que, selon les méthodes de gestion des eaux en milieu anthropisé et selon la nature des milieux récepteurs, les effets et donc les impacts peuvent être très différents et nécessiter des suivis adaptés.

6.1

Quel est l'impact des bassins d'infiltration d'eaux pluviales sur les nappes phréatiques ?

Florian Mermillod-Blondin, Florian Malard, Pierre Marmonier, CNRS et Université Lyon 1 – Arnaud Foulquier, Université Grenoble Alpes

Les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales permettent, en infiltrant les eaux de ruissellement, d'atténuer les inondations et de recharger les nappes phréatiques urbaines. Mais pour garantir la durabilité de ces pratiques, il est nécessaire d'évaluer leurs impacts sur la qualité des eaux souterraines. Ceci est particulièrement vrai dans le cas de bassins d'infiltration de surfaces modérées (inférieures à 1 hectare) mais collectant des eaux issues de bassins versants de plusieurs centaines d'hectares.

La nécessité d'évaluer les performances hydrauliques et écologiques des ouvrages d'infiltration

Les pratiques d'infiltration artificielle d'eau de ruissellement pluvial, mises en place dans de nombreuses agglomérations à travers le monde, constituent un moyen efficace pour limiter les volumes d'eau de ruissellement lors des évènements pluvieux. L'intérêt principal de ces pratiques est de minimiser les risques d'inondation tout en rechargeant les aquifères urbains fortement sollicités par les prélèvements dédiés à la consommation en eau potable, l'irrigation ou l'industrie. La gestion durable de ces pratiques repose sur notre capacité à évaluer les performances des ouvrages d'infiltration, tant d'un point de vue hydraulique (capacité à infiltrer les flux d'eau de surface) qu'écologique (capacité à ne pas dégrader la qualité chimique et biologique des eaux de nappe). Si les performances hydrauliques sont relativement aisées à évaluer, caractériser l'impact des ouvrages d'infiltration sur la qualité des eaux de nappe nécessite la mise en place d'un dispositif d'échantillonnage et d'une méthode de suivi adaptés.

Quel dispositif expérimental faut-il mettre en place ?

Les travaux de l'OTHU ont permis de finaliser un type de dispositif de suivi permettant d'isoler l'impact d'un ouvrage d'infiltration centralisé sur la qualité des eaux de nappe. Celui-ci nécessite la mise en place de deux piézomètres positionnés respectivement à l'amont et à l'aval hydraulique de l'ouvrage d'infiltration (figure 1). Ces piézomètres doivent être crépinés sur plusieurs mètres dans la zone saturée afin de pouvoir réaliser des échantillonnages d'eau même lors de fluctuations importantes de la hauteur de la nappe.
Le piézomètre situé à l'amont (piézomètre amont sur la figure 1) correspond au piézomètre de « référence ». Il permet de déterminer localement les caractéristiques des eaux de nappe non soumises à l'infiltration d'eaux pluviales. Le panache d'eau pluviale généré par le bassin d'infiltration pouvant en partie s'étendre dans la nappe à l'amont de l'ouvrage, le piézomètre ne doit pas être positionné à l'amont

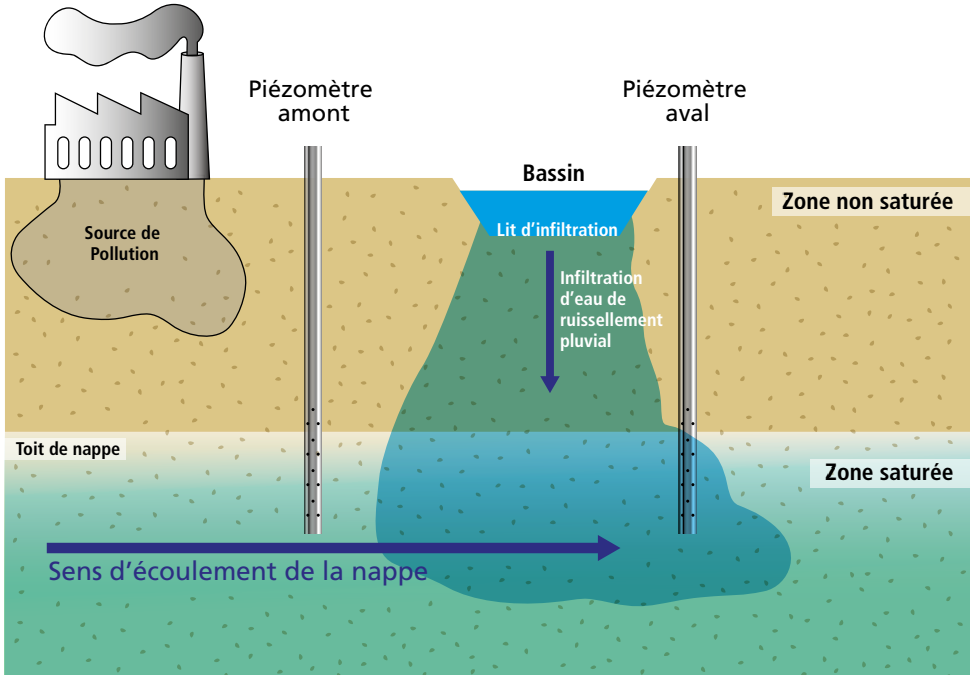


Figure 1 : Positionnement des piézomètres de suivi par rapport à l'ouvrage d'infiltration.

hydraulique immédiat de l'ouvrage afin de le situer avec certitude en dehors de la zone d'influence du panache. Le piézomètre amont ne doit cependant pas être positionné à une distance trop élevée de l'ouvrage afin de limiter la probabilité qu'une source de pollution ne soit présente entre celui-ci et l'ouvrage d'infiltration. Un compromis doit donc être trouvé en fonction de l'occupation des sols à l'amont de l'ouvrage.
Le second piézomètre est situé à l'aval hydraulique immédiat du bassin d'infiltration (piézomètre aval sur la figure 1) pour recouper le panache d'eau pluviale généré par l'ouvrage. Ce positionnement permet ainsi le monitoring (température par exemple) et le prélèvement des eaux pluviales à leur arrivée à la surface de la nappe, après leur passage à travers le lit d'infiltration et la zone non saturée. Les perméabilités des sédiments fluvio-glaciaires de l'agglomération lyonnaise (entre 7.10-3 et 2.10-2 mètre par seconde) présentant une forte hétérogénéité, le piézomètre aval doit nécessairement être placé au plus proche du point d'infiltration, par exemple sur les berges du bassin, afin de maximiser la probabilité que le piézomètre recoupe le panache. Il peut être envisagé de tripler le nombre de piézomètres à l'aval de l'ouvrage afin de compenser toute erreur de positionnement et ainsi assurer une évaluation fiable de l'impact de l'ouvrage.

Quels paramètres faut-il mesurer et dans quel but ?

Détecter l'influence des eaux pluviales

Les mesures de paramètres tels que les chlorures (un traceur conservatif) et la conductivité électrique permettent de détecter la présence d'eaux de ruissellement pluvial dans la nappe. Ces deux paramètres sont considérés comme de bons traceurs des eaux pluviales puisque la concentration en chlorures et la conductivité électrique des eaux pluviales (~ 5 mg Cl-/L ; ~ 100 µS/cm) sont beaucoup plus faibles que celles des eaux de nappe (~ 25 mg Cl-/L ; > 600 µS/cm pour la nappe de l'Est Lyonnais).

Évaluer le fonctionnement biogéochimique de l'ouvrage

La mesure de ces paramètres doit permettre de caractériser le fonctionnement de l'ouvrage au regard des processus de rétention et de dégradation de la matière organique contenue dans les eaux de ruissellement pluvial et accumulée dans le lit d'infiltration et la zone non saturée. Ces paramètres correspondent au carbone organique dissous, aux différentes formes de l'azote (nitrates, nitrites, ammonium), aux phosphates et à l'oxygène dissous.

Détecter les polluants spécifiquement associés aux eaux de ruissellement pluvial

Les analyses de composés tels que les hydrocarbures et les métaux lourds contenus dans les eaux de ruissellement pluvial et issus du lessivage des surfaces urbaines doivent permettre d'évaluer si le lit d'infiltration et la zone non saturée constituent un filtre efficace au regard de ces polluants. Dans le cas de la nappe de l'Est lyonnais, il est également essentiel de mesurer les composés organiques volatils (ex : les solvants) car ceux-ci sont régulièrement détectés à des concentrations supérieures aux seuils de quantification des méthodes d'analyses. Selon le type d'occupation des sols, il peut également être nécessaire de mesurer les pesticides.

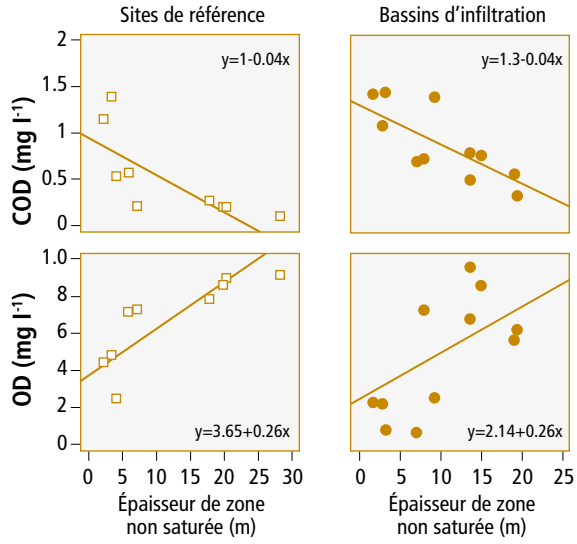
Il est à noter que, dans le cadre de l'OTHU, d'autres contaminants sont recherchés à travers ces mêmes dispositifs expérimentaux. Ainsi, de nouvelles méthodologies sont mises en œuvre afin d'évaluer les impacts des ouvrages sur la microbiologie des nappes (par incubation de supports artificiels – voir Question 2.7 : *Quels bioindicateurs pour mesurer les impacts des RUTP sur les milieux récepteurs ?*) et sur des contaminants chimiques facilement hydrosolubles tels que les pesticides ou les médicaments (par incubation de membranes d'adsorption spécifiques). Par exemple, l'utilisation de membranes d'absorption permet de concentrer certains polluants chimiques qui ne peuvent être mesurés dans la phase dissoute du fait de leurs faibles concentrations.

Les principaux résultats de l'OTHU

L'importance de l'épaisseur de la zone non saturée, pour filtrer et dégrader les polluants

Sur les sites de l'Est Lyonnais, le lit d'infiltration des bassins et la zone non saturée constituent un filtre efficace pour la rétention de composés tels que les hydrocarbures et les métaux lourds apportés par les eaux de ruissellement pluvial. Cependant, l'infiltration artificielle des eaux de ruissellement pluvial induit une augmentation considérable des flux de carbone organique dissous (COD) transférés vers les aquifères. Les composés organiques associés à ce COD peuvent s'avérer problématiques dans des eaux utilisées pour l'alimentation humaine car la chloration d'une eau chargée en matière organique dissoute produit des composés organochlorés souvent cancérigènes. Sous les bassins, les valeurs de COD sont plus élevées que pour des zones de référence non soumises à l'infiltration artificielle. Ainsi, sur onze ouvrages d'infiltration de l'agglomération lyonnaise, il a été montré que l'augmentation des concentrations en COD mesurées dans la nappe sous les ouvrages était en moyenne de 0,3 mg/L (+ 30 %) en comparaison aux zones de référence (figure 2).

Figure 2 : Évolution des concentrations en Carbone Organique Dissous (COD) et en Oxygène Dissous (OD) dans les eaux souterraines en fonction de l'épaisseur de zone non saturée pour des sites de référence (colonne de gauche) et de recharge artificielle en eau pluviale (colonne de droite).

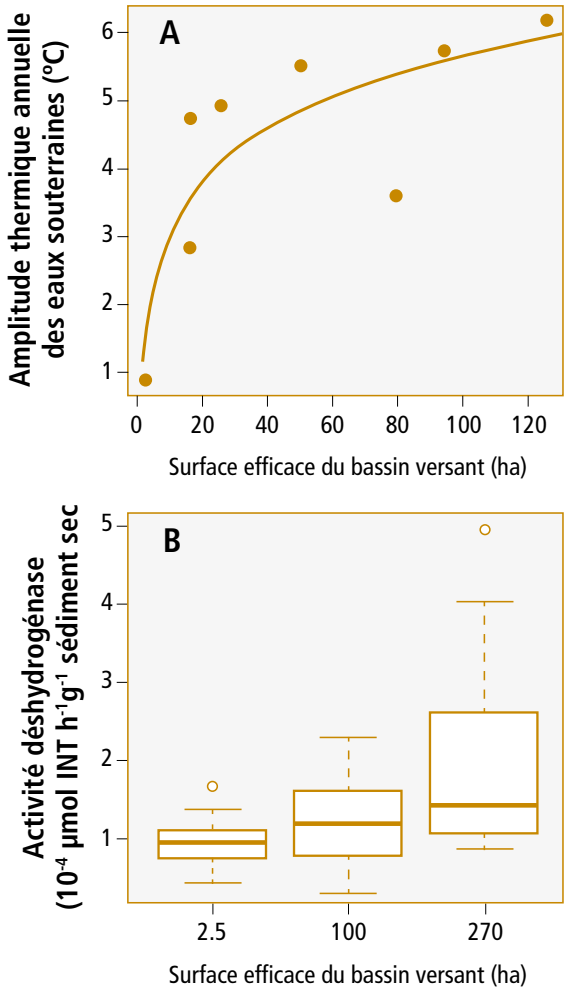


Lors des épisodes d'infiltration, l'utilisation d'un modèle de mélange eaux pluviales-eaux de nappe a permis de mettre en évidence que la plus grande partie du COD biodégradable est efficacement dégradée dans la zone non saturée. Cette dégradation du COD par des micro-organismes aérobies s'accompagne d'une baisse en oxygène dissous, expliquant les plus faibles teneurs en oxygène dissous sous les ouvrages en comparaison avec les sites de référence (figure 2).
Les résultats obtenus indiquent qu'au-delà d'une épaisseur de 3 mètres, la zone non saturée constitue un filtre efficace pour dégrader la majorité du COD facilement biodégradable avant leur arrivée au toit des nappes. Par ailleurs, une zone non saturée suffisamment épaisse permet de maintenir une oxygénation convenable des eaux souterraines, qui est importante à plusieurs égards. En effet, une désoxygénation des eaux peut conduire à une plus forte mobilité et transfert de composés chimiques (ions phosphate, ions ammoniacaux, métaux lourds) de la surface des bassins vers la nappe, à une modification des communautés microbiennes dans la nappe, ainsi qu'à une production de composés réduits pouvant endommager les équipements de pompage métalliques.

La perturbation thermique de la nappe augmente avec la surface du bassin versant de l'ouvrage

Jusqu'à présent, peu de données permettaient d'évaluer l'influence de la surface du bassin versant connecté à l'ouvrage sur l'intensité des perturbations engendrées par les pratiques d'infiltration artificielle des eaux de ruissellement pluvial. En l'absence d'infiltration artificielle, les eaux souterraines présentent une grande stabilité du point de vue de la température avec une valeur moyenne située aux alentours de 13 °C et une amplitude thermique annuelle généralement inférieure à 1,5 °C au sein de l'agglomération lyonnaise. En revanche, l'augmentation considérable des flux d'eau infiltrés favorise les transferts de chaleur et induit une forte perturbation du régime thermique des nappes phréatiques par les pratiques d'infiltration artificielle. Cette perturbation augmente avec la surface du bassin versant connecté à l'ouvrage et donc avec les quantités d'eaux infiltrées (figure 3A). Si lors des épisodes de recharge, les variations de température au toit des nappes dépassent rarement 3 °C, l'amplitude thermique annuelle est en moyenne 9 fois supérieure à celle observée aux sites de référence. Pour certains sites, cette augmentation d'amplitude induit un maintien de la température des eaux souterraines à des valeurs supérieures à 20 °C pour des périodes s'étalant jusqu'à 3 mois consécutifs. De telles températures dans la nappe peuvent s'avérer problématiques pour la qualité des eaux souterraines en favorisant, par exemple, le développement de bactéries pathogènes opportunistes.
La relation établie entre la taille du bassin versant et l'amplitude thermique annuelle permet d'observer que le passage d'une surface efficace de bassin versant de 5 à 20 ha entraîne le passage d'une amplitude thermique annuelle de 2,2 à 3,8 °C (figure 3A).
De plus, malgré une faible proportion de COD biodégradable apporté au toit des nappes lors des évènements pluvieux, la multiplication de ces faibles quantités par les flux d'eau infiltrés permet une stimulation du compartiment microbien (dans le premier mètre sous le toit des nappes) qui augmente avec la taille du bassin versant pour des bassins présentant des zones non saturées inférieures à 3 mètres (figure 3B).
Cependant, dès lors qu'une épaisseur de zone non saturée suffisante (c'est-à-dire supérieure à 3 m) est respectée

Fig. 3 : Évolution de l'amplitude thermique annuelle des eaux souterraines (A) et de l'activité déshydrogénase des bactéries attachées aux sédiments sur des bassins avec une zone non saturée inférieure à 3 mètres (B) en fonction de la surface du bassin versant connecté à l'ouvrage.



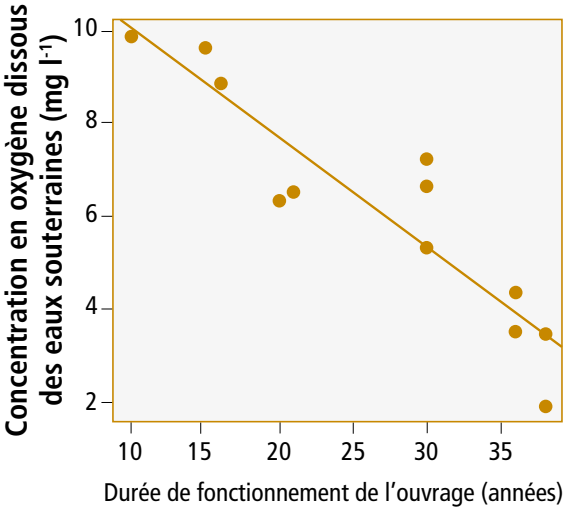
dans le cas de la nappe de l'Est Lyonnais, assurant ainsi une rétention efficace de la majorité du COD facilement biodégradable, il n'apparaît pas pertinent de recommander une taille de bassin versant particulière notamment du point de vue de la perturbation thermique. Au contraire, pour des bassins avec une zone non saturée peu épaisse, la perturbation thermique étant engendrée même pour de faibles tailles de bassin versant (20 ha), une réelle atténuation des amplitudes thermiques nécessiterait de privilégier les systèmes d'infiltration à la source. Il reste toutefois à modérer nos résultats en fonction de la perméabilité des terrains. Si nos conclusions sont valides pour les bassins étudiés sur la nappe de l'Est Lyonnais, il faudrait probablement reconsidérer l'efficacité d'une zone non saturée supérieure à 3 mètres pour des sous-sols avec des perméabilités plus élevées ou présentant une structuration (présence de chemin préférentiels) favorisant la vitesse des transferts d'eau et de solutés de la surface des bassins vers la nappe.

Les bassins d'infiltration ont « une durée de vie écologique »

L'analyse de chroniques d'oxygène dissous pour 12 sites a permis d'établir une relation entre la durée de fonctionnement

des ouvrages d'infiltration et les concentrations moyennes en oxygène des nappes sous-jacentes (figure 4). Cette relation suggère que la matière organique accumulée au sein du lit d'infiltration et de la zone non saturée entraîne une désoxygénation des eaux d'infiltration d'autant plus importante que la durée de fonctionnement de l'ouvrage est élevée. Étant donné l'impact négatif d'une désoxygénation des eaux sur la qualité chimique mais aussi biologique de la nappe, il s'avère nécessaire de limiter au maximum ce phénomène.

Fig. 4 : Évolution des concentrations moyennes en oxygène dissous des eaux souterraines en fonction de la durée de fonctionnement de l'ouvrage.



Aussi, la désoxygénation des eaux souterraines sous les ouvrages les plus anciens montrée sur la figure 4 confirme l'intérêt de maintenir la capacité hydraulique des ouvrages tout en favorisant la rétention des matières en suspension à l'amont des ouvrages et le curage des couches superficielles. Cependant, il apparaît primordial de considérer l'idée que la « durée de vie écologique » des ouvrages (c'est-à-dire leur capacité à ne pas modifier la qualité des eaux souterraines) puisse être inférieure à leur « durée de vie hydraulique » (capacité à infiltrer efficacement les eaux de surface).

Vers une meilleure compréhension des impacts à l'échelle des ouvrages et de la nappe

Les travaux et résultats présentés ici concernent principalement l'impact local de l'infiltration artificielle sur le fonctionnement des nappes phréatiques. Il existe actuellement peu de données permettant d'évaluer l'étendue spatiale des perturbations engendrées à des distances élevées à l'aval hydraulique de l'ouvrage. Les recherches futures devraient permettre de caractériser plus précisément l'étendue du panache de pollution tout en permettant de définir l'influence des caractéristiques des ouvrages sur l'étendue de ce panache. L'utilisation d'outils de modélisation hydrogéologique est une piste prometteuse afin de quantifier l'impact de l'infiltration des eaux de ruissellement pluvial sur la qualité de la nappe à l'échelle des ouvrages et de la nappe de l'Est Lyonnais. De plus, ce travail d'évaluation pourra être facilité et complété par le développement de nouvelles approches permettant de quantifier les contaminants chimiques et microbiologiques dans les nappes.

Un suivi des nappes pour une meilleure gestion des ouvrages

La méthodologie de suivi des nappes développée dans le cadre de l'OTHU permet de répondre de manière pertinente à plusieurs questions associées à la gestion et à la conception des ouvrages. Par exemple, il est possible, à partir de mesures des concentrations en oxygène dissous dans la nappe, de déterminer si la matière organique accumulée dans le lit du bassin d'infiltration impacte la qualité écologique de la nappe. Cette évaluation peut permettre de définir les dates de curage des bassins d'infiltration.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Foulquier A., Malard F., Mermillod-Blondin F., Datry T., Simon L., Montuelle B., Gibert J.,** (2010). *Vertical change in dissolved organic carbon and oxygen at the water table region of an aquifer recharged with stormwater: biological uptake or mixing?* Biogeochemistry, 99: 31-4. – lc.cx/foulquier2010
- **Foulquier A., Malard F., Barraud S., Gibert J.,** (2009). *Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basins.* Hydrological Processes, 23: 1701-1713. – lc.cx/foulquier2009
- **Foulquier A., Mermillod-Blondin F., Malard F., Gibert J.,** (2011). *Response of sediment biofilm to increased dissolved organic carbon supply in groundwater artificially recharged with stormwater.* Journal of Soils and Sediments 11: 382-393 – lc.cx/foulquier2011

6.2

Quels sont les impacts des rejets urbains de temps de pluie sur les petits cours d'eau ?

Pascal Breil, Philippe Namour, Michel Lafont, INRAE – Benoit Cournoyer, CNRS - VetAgro Sup – Laurent Schmitt, Unistra

L'OTHU mène depuis le début des années 2000 des travaux sur le bassin versant périurbain de l'Yzeron à l'ouest de l'agglomération lyonnaise, afin d'apporter des réponses opérationnelles à la problématique de l'impact des RUTP sur les petits cours d'eau de tête de bassin.

Des impacts de natures diverses

L'impact d'un RUTP résulte de la combinaison de processus géomorphologiques, hydrologiques, biogéochimiques et biologiques du cours d'eau, en réaction aux flux de matières en suspension et de solutés du rejet.

Une perturbation du fonctionnement hydrologique des petits cours d'eau

Les RUTP modifient le régime des crues. Il est ainsi noté l'augmentation de la fréquence des petites crues, de périodes de retour de quelques années. La crue à l'origine d'une évolution géomorphologique notable dite « crue morphogène » (capable de modifier la forme d'un tronçon de rivière) peut devenir annuelle alors qu'elle était biennale (Wagner et Breil, 2013). Comparées à des écoulements sur les surfaces rurales ou naturelles, les eaux de pluie ruissellent, en effet, plus rapidement sur les surfaces urbaines en mobilisant des volumes pouvant être importants (faible infiltration, transfert rapide dans le réseau de drainage puis dans le milieu). L'effet des RUTP est donc dépendant de l'imperméabilisation du bassin versant (Schmitt *et al.*, 2016) et de la plus ou moins grande proportion de surfaces urbaines connectées au réseau de drainage principal.

Pendant la saison sèche, la capacité de dilution du cours d'eau est la plus faible, voire nulle pour les cours d'eau de tête de bassin. C'est pendant cette période que les RUTP peuvent être les plus pénalisants.

Une augmentation de la fréquence des incisions

Le dysfonctionnement géomorphologique le plus marqué est le phénomène d'incision, qui pose des problèmes de gestion

Photo 1 : RUTP issus des déversoirs d'orage sur le bassin de l'Yzeron avec rejets dans des cours d'eau en milieu urbanisé - Ruette Mulet (Source : P. Breil, INRAE, 2002).



comme la déstabilisation d'ouvrages (ex. buses, ponts), des pertes foncières, l'abaissement du niveau piézométrique, l'appauvrissement biologique par érosion de la zone hyporhéique (fond perméable du cours d'eau) et l'érosion des berges. À noter que cette dernière ne pose de problèmes qu'en présence d'un enjeu pour une activité humaine. Dans les autres cas, ce processus doit pouvoir s'effectuer sans entrave car il est fondamental dans le fonctionnement d'une rivière qui alterne naturellement des séquences d'érosion et de dépôt.

L'OTHU a montré que, dans le bassin de l'Yzeron, les RUTP augmentent la fréquence des incisions dans les petits cours d'eau d'un facteur 2,5 et les volumes de sédiments déstockés de 77 % (Wagner et Breil, 2013 ; Fiche OTHU n° 13). Ces déstockages massifs contenant une importante proportion de sable, augmentent significativement les dépôts sédimentaires en aval (ensablement) dans les branches principales du réseau hydrographique où l'énergie est moindre. Cela altère fortement les habitats piscicoles : disparition de frayères, comblement de mouilles… Les invertébrés et végétaux aquatiques sont également impactés par un substrat sableux très mobile représentant une contrainte pour la faune et la flore. Les incisions en contexte périurbain se développent en général sur une profondeur de 1 à 2 m, mais peuvent atteindre 4 m. La typologie hydro-morphologique des cours d'eau est une étape nécessaire à l'établissement d'une référence pour mesurer ces impacts et caractériser les dynamiques d'ajustement. Les différents types de cours d'eau ne présentent, en effet, pas la même sensibilité à l'incision (Grosprêtre, 2011 ; Schmitt *et al.*, 2016). Cela demande notamment de mettre en œuvre des méthodologies permettant de définir des débits de plein bord évaluant la capacité d'écoulement du lit mineur juste avant débordement qui évoluent sous l'effet des activités agricoles et urbaines. La modélisation hydrologique régionale est l'une des solutions testées dans l'OTHU pour établir des gabarits de référence.

Des polluants organiques et toxiques

L'impact des RUTP est en partie lié à l'apport important de matière organique. Celle-ci induit des processus d'autoépuration consommateurs de l'oxygène dissous, vital pour la faune aquatique (invertébrés et poissons). Les RUTP apportent aussi des nutriments sous forme notamment d'ions ammonium ou de phosphates (e.g. fertilisants) ainsi que des toxiques comme des métaux lourds, des composés organiques de synthèse comme des résidus de médicaments, des détergents ou des pesticides.

L'OTHU a montré que les polluants s'accumulent dans des zones spécifiques des sédiments poreux du cours d'eau : la zone hyporhéique des radiers[1] (Namour *et al.*, 2015). Cela contribue à créer des zones anoxiques anaérobies (sans oxygène) productrices de gaz à effet de serre, comme le méthane et le protoxyde d'azote ou l'hydrogène sulfuré à l'origine d'odeurs putrides pour les riverains. La mesure des flux gazeux produits par l'activité de biodégradation microbienne a fait l'objet d'un prototype de terrain (Breil *et al.*, 2018).

[1] Parmi les divers types de faciès d'écoulement, qui correspondent à des structures hydro-morphologiques optimales de dissipation de l'énergie de l'écoulement dont la longueur est comprise entre 1 et 10 fois la largeur à pleins bords, les radiers se caractérisent, en basses eaux, par une faible profondeur, ainsi qu'une pente, une granulométrie de surface et une turbulence relativement élevées comparativement au faciès adjacents.

Les apports de nutriments en excès favorisent la prolifération d'algues productrices d'oxygène dissous durant la phase diurne par photosynthèse, mais consommatrices d'oxygène lors de la phase nocturne et lors de leur décomposition. La compréhension de l'alternance de ces cycles est donc cruciale pour éviter une dérive vers l'eutrophisation. Enfin, les apports de polluants toxiques par les RUTP peuvent conduire, dans ces petits cours d'eau, à la disparition des espèces polluo-sensibles (baisse de la biodiversité).

Des rejets de bactéries pathogènes

Les RUTP rejettent des bactéries pathogènes de l'homme qui peuvent entraîner des maladies sévères en cas d'ingestion ou de contact cutané. L'analyse ADN a montré que les lignées des espèces présentes dans la couche superficielle des sédiments des cours d'eau étaient proches de celles présentes dans les eaux du réseau unitaire, signifiant une bonne survie de ces organismes dans le milieu récepteur, sans doute en raison d'une compétition et de conditions physico-chimiques très diversifiées (Marti *et al.*, 2017). En effet, ces bactéries peuvent persister plus ou moins longtemps dans la matrice poreuse ou sur des supports végétaux. De plus, la périodicité des RUTP entretient une population pathogène, remise en suspension lors des petites crues. Moins documenté est l'impact de ces bactéries pathogènes sur les biocénoses du cours d'eau et notamment sur les populations microbiennes impliquées dans l'autoépuration.

L'utilisation de vers oligochètes pour mesurer les impacts biologiques

L'OTHU évalue l'impact sur les populations vivantes à l'aide d'indicateurs standardisés préconisés dans le Système d'Évaluation de la Qualité des Eaux (SEQ-EAU). Ces indicateurs à base biologique (invertébrés, vertébrés, végétaux) comme l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) informent in fine sur la nature physico-chimique de la pollution en évaluant les présences et absences des espèces polluo-sensibles et polluo-résistantes.

L'IBGN ne concerne cependant pas le compartiment hyporhéique, situé à quelques décimètres dans le sédiment poreux du cours d'eau et qui constitue une zone de stockage des pollutions et de leur éventuelle autoépuration (Namour *et al.*, 2015). Dans le cadre de l'OTHU, la qualité de la zone hyporhéique ainsi que les échanges entre eaux de surface et eaux souterraines ont été évalués à travers l'étude des vers oligochètes (oligochaetes) (Lafont *et al.*, 2010 ; Schmitt *et al.*, 2011). La connaissance approfondie des espèces permet de les utiliser comme un biomarqueur des sens d'échanges d'eaux et de pollutions entre l'eau de surface et l'eau souterraine, et de définir la manière dont les organismes répondent aux facteurs environnementaux. Cette association entre espèces, fonctions et habitats spécifiques des oligochètes est appelée trait fonctionnel (FTr). Les assemblages d'oligochètes permettent ainsi de caractériser le fonctionnement hydrogéologique et la nature de la pollution du milieu hyporhéique. Plusieurs études démontrent l'effet de colmatage physique de cette zone hyporhéique par les RUTP (réduction des échanges entre eaux de surface et eaux souterraines), par des films biologiques, ce qui réduit la capacité d'autoépuration, et traduit une contamination organique.

Ainsi, à partir des travaux OTHU, il a été possible de produire des indicateurs écologiques fondés sur les espèces d'oligochètes interstitiels des sédiments grossiers superficiels et hyporhéiques afin d'évaluer la qualité écologique d'un sédiment poreux et l'origine d'un impact physico-chimique.

Photo 2 : Prélever l'eau et la faune du sédiment profond, mesurer les échanges entre nappe et cours d'eau, suivre la qualité de l'eau du sédiment, cours d'eau expérimental de la Chaudanne à Grézieu-la-Varenne (source : P. Breil, INRAE, 2006).



Une altération de la capacité d'autoépuration des petits cours d'eau

Ces travaux ont également démontré que les impacts écologiques des RUTP sont partiellement liés aux capacités d'échanges entre eau de surface et eau souterraine ou hyporhéique, capacité elle-même liée aux types et faciès hydro-géomorphologiques du secteur considéré. L'excès de matière organique apportée par les RUTP peut entrainer un colmatage biologique qui réduit les échanges entre les eaux de surface et la zone hyporhéique. Par ailleurs l'énergie développée localement par les RUTP induit une érosion des berges et du fond du lit, ce qui peut provoquer plus en aval un colmatage physique par des sédiments fins. Ces effets liés aux RUTP altèrent localement la capacité d'autoépuration des petits cours d'eau et génèrent des coûts de protection des berges, cela en cas de déstabilisation d'ouvrages riverains.

Les indicateurs d'impact associés aux RUTP

Sur les bases des résultats obtenus par l'OTHU, il est maintenant possible de proposer des indicateurs d'impact permettant d'analyser les évolutions par rapport au fonctionnement naturel du cours d'eau (tableau 1).

Positionner les points de rejets des RUTP dans les zones propices à l'autoépuration

La déconnexion des eaux pluviales, les techniques alternatives à la source et la dépollution des eaux avant rejet sont autant de stratégies permettant de réduire l'impact des RUTP sur le milieu. En complément, il est possible de travailler sur le cours d'eau lui-même, notamment en choisissant les secteurs d'introduction des RUTP dans les cours d'eau en fonction de leur capacité d'autoépuration.

En effet, un cours d'eau possède une capacité naturelle d'autoépuration (physique, chimique et biologique) variable et non monotone d'amont en aval lui conférant des capacités de résistance ou de résilience aux RUTP. L'OTHU a permis d'élaborer des clés de lecture pour segmenter un cours d'eau en zones de capacités d'autoépuration homogènes. Les types hydro-morphologiques sont caractérisés par des fréquences de faciès hydro-morphologiques et des niveaux de sensibilité

Tableau 1 : Indicateurs d'impacts associés aux Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP).

Types d'impacts	Indicateurs d'impact associés aux RUTP
Hydrologique	Fréquence des rejets qui augmente notamment celle des crues morphogènes estivales en raison de rejets centralisés et ponctuels. Durée des étiages qui augmente.
Géomorphologique	Incisions fréquentes des ruisseaux de têtes de bassins en aval de RUTP. Tendance à l'ensablement des branches principales de l'aval du réseau hydrographique lié à un surcroît d'apports sableux issus des incisions (colmatage des frayères, des mouilles…).
Hydraulique	Diminution de la conductivité hydraulique des sédiments poreux dans les zones de colmatage.
Physico-chimique	Installation de milieux anoxiques réducteurs : absence d'oxygène, présence d'ammonium et de nitrite, production de gaz à effet de serre (N_2O, CH_4 & CO_2) et toxique (H_2S, NH_3). Concentrations sédimentaires en composés minéraux supérieures à plus de trois fois celles dufond géochimique naturel du bassin versant. Présence de composés organiques de synthèse.
Bactériologique	Infiltration de germes pathogènes dans les sédiments fins.
Hydrobiologique	Présence d'espèces inféodées aux milieux colmatés hypoxiques ou anoxiques, c'est-à-dire avec peu ou pas d'oxygène (type « boues » polluées).



Photo 3 : Dispositifs de barrières filtrantes sur le bassin de l'Yzeron : à gauche ancien (2005) seuil poreux sur la Chaudanne à Grézieux-la-Varenne ; et à droite nouveau (2020) seuil poreux (épi poreux) sur le Ratier (source: P. Breil INRAE).

à l'incision (Fiche OTHU n° 14, Schmitt *et al.*, 2004). Dans les moins sensibles, à énergie élevée et à sédiments grossiers, la zone hyporhéique constitue le lieu préférentiel de l'activité microbienne, siège de la biodégradation. La capacité de biodégradation est modulée par l'intensité des flux d'eau et de substances qui traversent la zone hyporhéique. L'intensité des échanges est notamment liée aux interactions entre l'écoulement et les faciès (radier, plat, mouille).
Sur un plan opérationnel, on distingue trois types de sections de cours d'eau :

- les sections à faible capacité d'autoépuration qui présentent une faible épaisseur de sédiments et une roche mère parfois affleurante. Elles transfèrent les pollutions vers l'aval. Sans aménagement spécifique avant rejet, il faut éviter d'y déverser ;
- les sections de régénération qui sont en contact avec une nappe de versant ou une nappe alluviale de fond de vallée. Ces sections sont à protéger de futurs rejets car elles apportent aussi une dilution ;
- les sections dotées d'une zone hyporhéique active et d'une nappe d'accompagnement. Elles sont propices à des aménagements dans le lit pour amplifier la capacité d'autoépuration. Cette dernière est parfois altérée physiquement par des actions de bétonnage du cours d'eau en milieu urbain. Il faut donc la recréer ou la compenser.

Les RUTP doivent avoir lieu dans les secteurs hydro-morphologiques les plus aptes à biodégrader les apports polluants et les moins sensibles à l'incision, à savoir les types de tronçons de cours d'eau présentant une forte énergie et des sédiments grossiers. Dans les zones à énergie moyenne, il est possible d'amplifier le processus naturel de biodégradation en travaillant sur des aménagements appropriés qui stimulent la capacité auto-épuratrice des cours d'eau.

Une démarche expérimentale : stimuler la capacité auto-épuratrice du cours d'eau

L'OTHU a expérimenté la possibilité de restaurer, voire d'amplifier la capacité d'autoépuration d'un petit cours d'eau en agissant sur l'hydro-géomorphologie du lit. Un premier prototype composé de trois seuils poreux réalisés en rondins de bois placés juste en aval d'un déversoir d'orage et répartis sur 67 m a permis de créer naturellement des bancs de sable, issus des arènes granitiques du bassin. La géométrie et la porosité des seuils ont favorisé l'infiltration et la filtration de l'eau polluée en particulier durant les faibles débits. La pollution piégée (charge organique, sels d'azote et phosphates) peut ensuite être naturellement auto-épurée par la flore microbienne hébergée dans le sédiment sableux.
Durant les crues du cours d'eau, le sédiment est remanié et le brassage permet un flux important d'oxygène dissous dans les couches les plus profondes. Un suivi sur une année a montré l'élimination quasi totale de la pollution biodégradable des RUTP déversés et interceptés par ce dispositif (photo 3). Une pollution plus résistante (ex: métaux et certains composés organiques de synthèse, comme les PCB) persiste et reste naturellement piégée dans les sédiments.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Breil P., Gervaix J., Namour Ph., Pons M.-N., Potier O.,** (2018). *Biodegradation of Urban Stromwater Pollution in a Sequence of Constructed Porous Riffles in a Mediterranean Creek.* In *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions.* Kallel A., Ksibi M., Ben Dhia H., Khélifi N., eds Springer, 145-147. doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_48 – lc.cx/breil2018
- **Namour Ph., Schmitt L., Eschbach D., Moulin B., Fantino G., Bordes C., Breil, P.,** (2015). *Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France),* Science of the Total Environment (532), 80-90. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.057 – lc.cx/namour2015
- **Schmitt L.,** (2007). Fiche technique OTHU n° 14 : *Une méthode de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau : vers un outil de gestion des hydrosystèmes périurbains,* 2007, 4 p. (actualisée en juin 2011) – https://lc.cx/FicheOTHU14
- **Breil P., Chocat B.,** (2007). Fiche technique OTHU n° 13 : *Méthode d'estimation de la modification du régime des crues dû à l'urbanisation,* 2007, 4 p. (actualisée en juin 2011) – https://lc.cx/FicheOTHU13

6.3

Quelles sont les trajectoires hydrogéomorphologiques des cours d'eau périurbains ?

Oldrich Navratil, Université Lyon 2, UMR-CNRS EVS

L'urbanisation est généralement associée à des enjeux d'inondation et de dégradation de la qualité de l'eau des rivières. Ces phénomènes se déroulent sur des temps généralement courts, à l'échelle d'un événement pluvieux. À des échelles de temps plus longues, de quelques années à plusieurs décennies, s'opèrent aussi au fil des crues des ajustements de la morphologie des cours d'eau urbains en lien avec l'imperméabilisation des sols et l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales.

L'imperméabilisation des sols entraîne une incision des cours d'eau périurbains

De nombreux travaux de recherche ont mis en lumière ces phénomènes d'ajustement morphologiques rapides (quelques années) en lien avec l'urbanisation, l'imperméabilisation des sols et donc l'augmentation du ruissellement (tableau 1). Ces ajustements se font la plupart du temps dans le sens d'une incision, c'est-à-dire d'une érosion du lit mineur entraînant une augmentation significative de la profondeur et de la largeur du cours d'eau. Ces tronçons sont généralement caractérisés par un chenal très profond, en forme de « U » (photo 1). D'autres indices peuvent aussi signaler ce phénomène sur le terrain, comme une brusque augmentation des dimensions du lit de la rivière à l'aval de rejets urbains (déversoir d'orage, fossé ou buse routière…), une déstabilisation des berges par érosion laissant alors apparaître les racines de la végétation rivulaire.

Des conséquences économiques et environnementales importantes

Un cours d'eau incisé concentre les écoulements dans un chenal unique et plutôt rectiligne, à la manière d'un cours d'eau endigué. Ces modifications hydromorphologiques amplifient l'intensité des crues, et augmentent ainsi les risques d'inondation à l'aval de ces cours d'eau. Or ces zones sont souvent densément peuplées et donc associées à des enjeux socio-économiques importants. Le risque de destruction des infrastructures (ponts) et des réseaux (ex. routiers, ferrés, électriques) par érosion des berges et du fond du lit du cours d'eau est aussi accru. Ce phénomène d'incision du lit mineur est généralement associé à l'abaissement du niveau de la nappe phréatique qui accompagne les écoulements de la rivière en dehors des événements pluvieux, diminuant ainsi la quantité d'eau disponible et réduisant son accès pour les populations des zones densément peuplées (figure 1).
D'un point de vue environnemental, l'incision entraîne aussi un vieillissement des forêts alluviales et un assèchement des zones humides qui ne sont alors plus alimentées par la nappe alluviale et/ou par les débordements fréquents de la

Tableau 1 : Les trajectoires hydromorphologiques de cours d'eau périurbains étudiés dans la littérature scientifique (d'après Chin, 2006 et Gregory, 1987).

	Variable d'ajustement hydromorphologique	Trajectoire géomorphologique*	Nombre d'études considérant cette variable (en %, sur 58 études)
Changement du profil en travers de la rivière	Capacité à pleins bords**	74 % + 86% + 60% + 100% +	66 50 34 14
Changements planimétriques et altimétriques	Largeur du lit mineur Hauteur du lit mineur Rapport entre la largeur et la hauteur du lit mineur Sinuosité du cours d'eau Pente du lit mineur	100 % - *** + et -	10 5

* : tendance vers une augmentation (+), diminution (-) ;

** : limite du lit mineur ou chenal principal du cours d'eau, au-delà de laquelle l'écoulement en crue se répand dans la plaine alluviale. La capacité est exprimée en m². Elle est associée à une largeur mouillée (m) et une hauteur d'eau (m) à pleins bords ;

*** : trajectoire allant vers une rectification des cours d'eau.



Photo 1 : Exemple d'ajustement morphologique d'une rivière du bassin de l'Yzeron (source : O. Navratil) : le lit du cours d'eau est fortement incisé, avec une forme typique en « U », les berges sont fortement érodées et abruptes, laissant alors apparaître les racines de la végétation rivulaire.

rivière. La capacité d'autoépuration des cours d'eau urbains tend aussi à diminuer, du fait de la moindre diversité des faciès géomorphologiques. Ces cours d'eau deviennent alors beaucoup plus sensibles aux rejets urbains. Enfin, à l'aval des tronçons incisés, on peut parfois observer des dépôts de sables importants, qui s'ajoutent aux pollutions des rejets urbains et entraînent des impacts écologiques importants (ex. colmatage).

Les causes de ces incisions expliquées à travers l'exemple du bassin versant de l'Yzeron dans l'ouest Lyonnais

Une rivière très sensible aux phénomènes d'incision

L e bassin versant de l'Yzeron présente actuellement des zones urbaines très denses dans sa partie aval à proximité de Lyon, des zones périurbaines moins denses et plus morcelées dans sa partie médiane, et des zones restées rurales en amont. Une série de cartes d'occupation du sol établie pour la période 1904-2000 (Cottet, 2005) montre que le bassin de l'Yzeron était très rural au début du XX^{e} siècle, et jusque dans les années 1950-1960, avec de nombreuses prairies et surfaces de labour (figure 2). Des analyses sédimentologiques et des datations effectuées dans les berges de ruisseaux incisés montrent que de très grandes quantités de sédiments ont été exportées de ces zones de labour et ont lentement comblé le fonds des vallons par des matériaux très sableux et facilement remobilisables (Delile *et al.*, 2016). Avec la déprise rurale de la seconde partie du XX^{e} siècle, les surfaces agricoles ont nettement diminué et les forêts ont recolonisé les versants. Les apports sédimentaires provenant des labours ont alors fortement diminué, entraînant de nombreuses incisions de la rivière ; les plus spectaculaires se trouvant en tête du bassin, dans les anciens dépôts sableux. Ainsi, près d'un tiers des incisions (en pourcentage de la longueur totale des tronçons

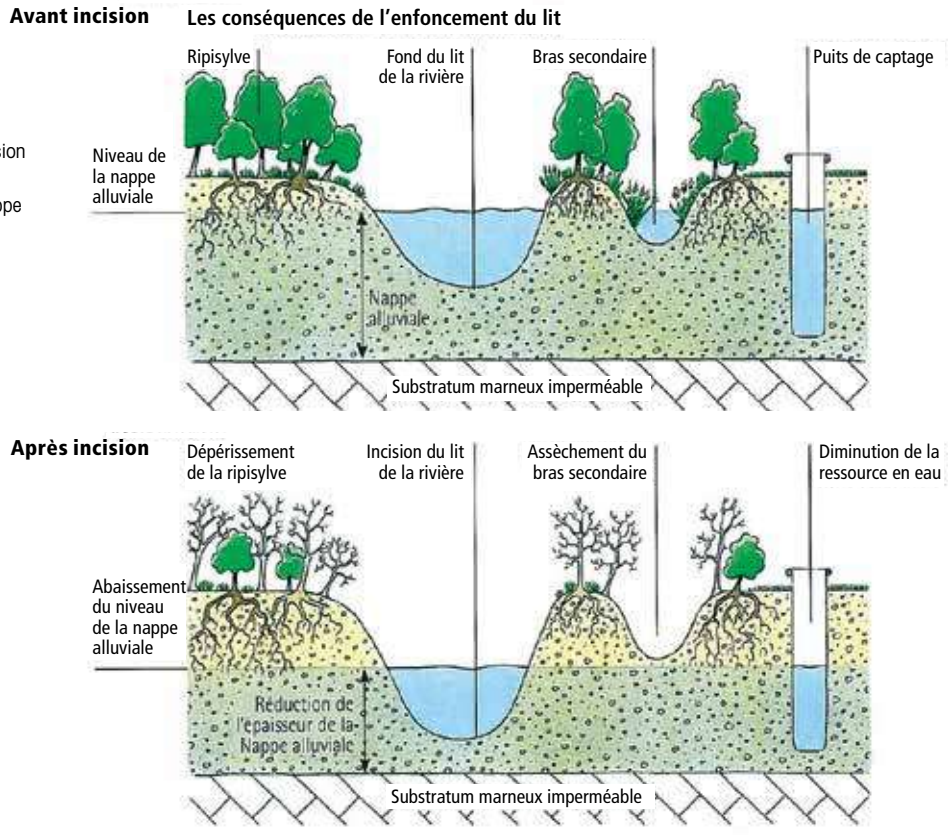


Figure 1 : Impact de l'incision des cours d'eau. (Source : dessins de Philippe Coque pour Frane).

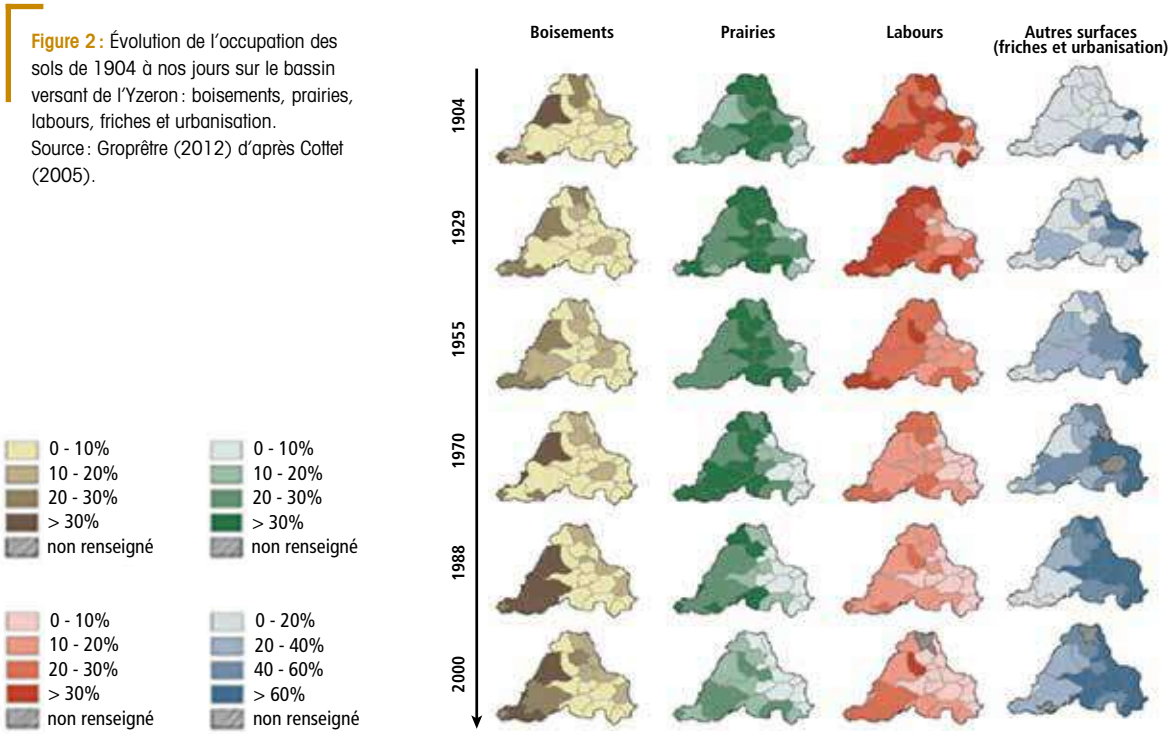


Figure 2 : Évolution de l'occupation des sols de 1904 à nos jours sur le bassin versant de l'Yzeron : boisements, prairies, labours, friches et urbanisation.
Source : Groprêtre (2012) d'après Cottet (2005).

incisés) se situe dans les Monts du Lyonnais où l'urbanisation s'est très peu développée (Groprêtre, 2011). Ces éléments historiques expliquent la très grande sensibilité de l'Yzeron et de ses affluents aux phénomènes d'incision.

L'imperméabilisation et les déversoirs d'orage en causes

Depuis les années 1960-1970, les populations urbaines se déplacent vers les zones rurales et s'y implantent durablement. La surface urbanisée du bassin de l'Yzeron passe ainsi de 21 % en 1970 à 36 % en 2008. Sur ces surfaces bâties, l'infiltration et l'évapotranspiration diminuent, tandis que les volumes d'eau ruisselée augmentent significativement. Ces eaux pluviales sont alors en partie récupérées par un réseau d'assainissement unitaire équipé de déversoirs d'orage pour le délester. Le bassin de l'Yzeron compte au total 70 déversoirs d'orage qui se déclenchent plusieurs fois par an. L'impact de ces rejets sur le régime des crues est très important. Des mesures hydrométriques montrent que les débits de crues fréquentes peuvent être multipliés par plus de 3 ou 4 à l'aval de déversoirs d'orage.

Cette augmentation de l'intensité des crues fréquentes a alors des conséquences importantes sur les flux sédimentaires et la morphologie des cours d'eau urbains. En effet, ces crues sont par définition très morphogènes, c'est-à-dire qu'elles sont responsables de l'essentiel du transport sédimentaire pluri-annuel et façonnent de ce fait, sur le long terme, la morphologie du cours d'eau (son gabarit, la longueur d'onde de ses méandres et les alternances seuils-mouilles). L'augmentation de l'intensité de ces crues fréquentes est un élément d'explication des incisions importantes constatées à l'aval des surfaces urbanisées (Grosprêtre, 2011).

Un second facteur très pénalisant est la présence des déversoirs d'orage. Les eaux rejetées par ces ouvrages sont très faiblement chargées en sédiments grossiers (graviers, galets), généralement charriés par la rivière et qui façonnent sa morphologie. Les cours d'eau dans lesquels ces eaux pluviales se déversent, se trouvent alors en situation de déficit sédimentaire, accélérant ainsi les processus d'érosion des sédiments de la rivière elle-même, et donc son incision et son élargissement : on parlera alors de « hungry water », littéralement « les eaux affamées » en sédiments. Un nouvel équilibre hydromorphologique est rarement atteint sur ces cours d'eau, même plusieurs années après l'imperméabilisation du bassin versant.

Les apports de l'OTHU pour diagnostiquer et expliquer ces phénomènes d'incisions

Première méthode : la mesure du transport de sédiments

Pour diagnostiquer ces ajustements morphologiques, une première approche consiste à mesurer et à comparer le transport solide par charriage de cours d'eau situés dans des contextes contrastés en termes d'urbanisation (ex. un site périurbain et un site rural), mais présentant toutefois des similarités d'un point de vue géologique, climatologique, pente, taille de bassin versant[1]. Toutefois ces études sont rares car très difficiles à mener : elles impliquent la réalisation de mesures pendant plusieurs années avant les changements d'occupation des sols (ou période de calage), puis plusieurs années après les aménagements, le temps que les ajustements morphologiques se produisent. Les seuls exemples disponibles dans la littérature vont dans le sens d'une production sédimentaire plus importante des cours d'eau urbains. Les travaux de Groprêtre (2011), menés dans le cadre de l'OTHU sur le bassin de l'Yzeron, ont également permis de montrer que les incisions constituaient une source importante de sédiments fins et contribuaient à la dégradation, par colmatage et ensablement des écosystèmes des cours d'eau situés en aval. Diverses recommandations opérationnelles ont alors été formulées pour limiter ces impacts.

[1] Cette méthode dite « des bassins versants appariés » a été introduite en hydrologie pour comparer, sur le long terme, les effets de changement d'occupation des sols *ceteris paribus*.

Figure 3 : Exemple de deux sites, en milieu rural et en milieu périurbain présentant des surfaces de bassin équivalentes. Le cours d'eau périurbain présente une largeur et une hauteur de lit mineur plus importantes.



Site rural : Yzechau
Surface BV : **22 km²** - Urbanisation : **1,1 %**

Site périurbain : Ratier
station Surface BV : **17,4 km²** - Urbanisation : **7 %**

Deuxième méthode: l'étude de la morphologie du cours d'eau

Une autre méthode consiste à comparer, à l'échelle d'une région présentant des caractéristiques climatiques et géologiques similaires, la morphologie de cours d'eau situés dans des contextes d'occupation des sols à dominante rurale et urbaine. Par exemple, la figure 3 présente deux tronçons associés à des surfaces de bassin versant équivalentes, mais présentant un taux d'urbanisation différent. Une nette différence de morphologie apparaît déjà visuellement: le cours d'eau périurbain présente une largeur et une hauteur de lit mineur bien plus importantes que le site rural, à surface de bassin comparable. Une approche régionale a donc été développée puis appliquée sur le bassin de l'Yzeron (Navratil *et al.*, 2013). 19 tronçons de cours d'eau ont été choisis avec des tailles de bassins versants et des taux d'urbanisation contrastés. Sur ces tronçons, des mesures topographiques et hydrauliques ont été réalisées sur 10 à 20 sections en travers pour estimer différents indicateurs hydromorphologiques. Une analyse statistique de ces données nous a permis, dans le cas de l'Yzeron, d'identifier quatre variables discriminant selon des critères hydromorphologiques, les cours d'eau ruraux de cours d'eau urbains. En moyenne, les cours d'eau urbains du bassin de l'Yzeron sont 30 % plus large et plus profond que les cours d'eau ruraux, avec un débit de pleins bords[2] 80 % plus important, et un lit mouillé d'étiage 50 % plus large. Aucune différence n'a été identifiée pour les variables de pente et de granulométrie des sédiments présents du fond du lit mineur.

Il faut diminuer les rejets aux petits cours d'eau pour réduire leur incision

Nous avons aussi mis en évidence que l'intensité des incisions augmentait avec le taux d'imperméabilisation du bassin de chaque cours d'eau. Enfin, même si les élargissements et les incisions touchent indifféremment les petits cours d'eau et les plus grand cours d'eau, les incisions les plus importantes se localisent toutefois sur les plus petits cours d'eau situés à l'aval de déversoirs d'orage ou de buses de rejet routier.

Ainsi, des mesures de réduction des incisions passeront prioritairement par une diminution significative des rejets dans ces petits cours d'eau urbains. Une difficulté du diagnostic réside toutefois dans le fait de savoir si les incisions observées sont liées à l'urbanisation ou à un effet conjugué d'autres phénomènes, comme l'histoire pluri-séculaire de l'occupation des sols des surfaces drainées évoquée précédemment (Groprêtre, 2011). De ce fait, quantifier ces ajustements reste une démarche complexe reposant sur une connaissance fine du terrain et du contexte historique du bassin versant.

[2] C'est-à-dire, le débit juste avant le débordement de l'écoulement du lit mineur dans la plaine alluviale.

Imperméabilisation des sols et intensités des crues

De nombreuses études issues de la littérature scientifique (ex. Hollis, 1975) ont montré que les régimes des crues étaient inégalement affectés par l'imperméabilisation des sols. Alors que l'intensité des crues très fréquentes (< 1 an) est multipliée par 20, celle de la crue annuelle est multipliée par 10, et celle de la crue décennale par 3. L'explication est la suivante : lors de ces évènements hydrologiques rares, les sols non artificialisés sont saturés en eau et se comportent alors comme des sols imperméables. Ces résultats ont été confirmés sur l'Yzeron.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Chin A., Gregory K.J.,** (2005). *Managing urban river channel adjustments.* Geomorphology 69, 28-45 – lc.cx/chin2005
- **Gregory K.J.,** (2002). *Urban channel adjustments in a management context: an Australian example.* Environ. Manage. 29, 620-633 – lc.cx/gregory2002



© L. Bacot

Infiltration 7

L'infiltration comme mode de drainage des eaux pluviales (EP) en milieu urbain ou périurbain est aujourd'hui fortement plébiscitée. Mais alors que l'eau a été canalisée pendant des décennies pourquoi ce changement de pratiques serait-il promu aujourd'hui ? Quel intérêt et risques potentiels pourraient-elle présenter ? C'est un champ que l'OTHU a largement exploré et de manière originale en étudiant la circulation des eaux de pluie alimentant les dispositifs d'infiltration de leur production (eau de ruissellement) jusqu'à leur impact sur les sols et les nappes.

Dans les questions suivantes nous abordons plus en détails les résultats obtenus sur l'OTHU notamment ceux liés au colmatage, à la plus-value de la végétation et à la biodiversité pouvant être associée. Les aspects liés à la pollution sont abordés à la question 7-2, mais les impacts sur la nappe sont disponibles au chapitre 6.

7.1

Pourquoi infiltrer les eaux pluviales ?

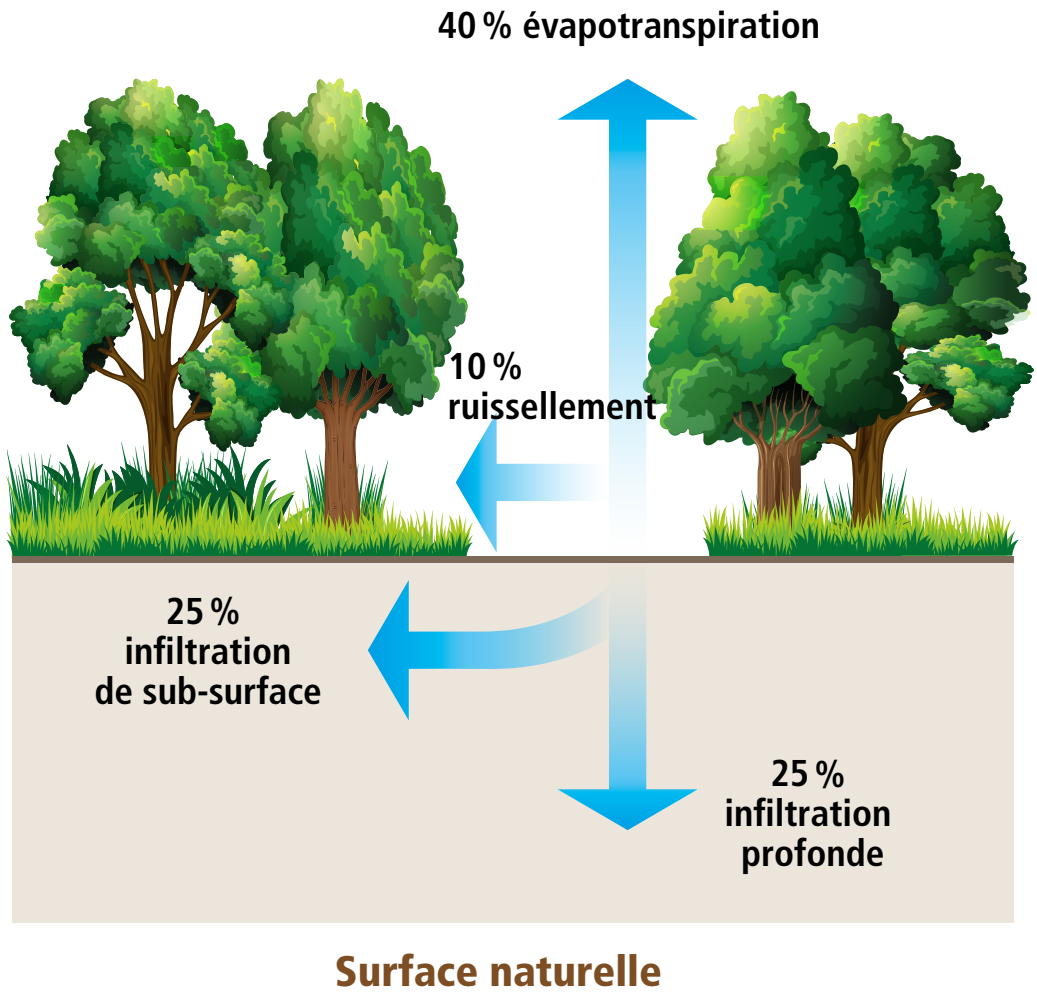
Sylvie Barraud, Hélène Castebrunet, INSA Lyon

Le recours aux techniques d'infiltration est aujourd'hui en plein essor, que ce soit en France ou à l'étranger. Ce regain d'intérêt a vu naître en parallèle une crainte du potentiel de pollution des eaux souterraines, ainsi qu'un risque d'aggravation des inondations en cas d'événements pluvieux très intenses. Pourtant, l'infiltration des eaux pluviales permet de limiter les conséquences négatives de l'urbanisation et de se prémunir des risques bien réels induits par le système de gestion classique "tout tuyau".

L'urbanisation perturbe les processus naturels de circulation des eaux de pluie

e regain d'intérêt pour l'infiltration vient, en partie, en réaction aux modes d'urbanisation et de gestion des eaux pluviales (EP) traditionnels : imperméabilisation massive, collecte des eaux des surfaces imperméables, canalisation et évacuation rapide de ces eaux vers des réseaux de conduites puis vers les milieux superficiels. Les schémas de la figure 1, largement présents dans toute la littérature, illustrent à grands traits la répartition des flux d'eau avant et après urbanisation. Ils montrent notamment une baisse drastique de l'infiltration dans le sous-sol, aussi bien de l'infiltration profonde qui permet l'alimentation de la nappe phréatique quand elle existe, que l'infiltration de sub-surface contribuant à l'alimentation de la végétation et/ou des eaux de surface (ex. : rivières). Le mode traditionnel de gestion des EP entraîne également une augmentation importante des flux issus du ruissellement qu'il

Figure 1 : Principaux processus quantitatifs liés au cycle de l'eau en milieu urbain entre surface naturelle et urbanisée. Les pourcentages sont donnés à titre indicatif (source : FISRWG (1998) traduite). Les chiffres présents sur la figure donnent des tendances mais ne sont pas à prendre au pied de la lettre.



faut alors gérer et évacuer dans un milieu construit et rendu plus vulnérable aux inondations. Enfin, l'urbanisation induit une diminution de l'évapotranspiration, principalement en raison de la réduction du couvert végétal en milieu urbain.

Infiltrer pour reproduire le cycle naturel des eaux pluviales

Quantitativement, l'idée d'infiltrer les eaux de pluie présente donc l'avantage de reproduire les processus naturels de circulation des eaux de pluie et permet de :

- limiter ce qui est susceptible de produire des inondations en ville, c'est à dire les débits de pointe (quantité d'eau importante arrivant en des temps très courts) et les volumes de ruissellement à gérer ;
- contribuer à la recharge des nappes phréatiques qui sert à d'autres usages (irrigation, alimentation en eau potable, soutien au réseau hydrographique de surface etc.) ;
- contribuer à infiltrer et stocker les eaux pluviales dans les premiers horizons du sols pour les événements pluvieux les plus fréquents ;
- soulager les systèmes à l'aval, limiter la fréquence des rejets des déversoirs d'orages et la dégradation des eaux de surface ;
- créer des conditions favorables à la réintroduction de la végétation en milieu urbain (figure 2). Les dispositifs d'infiltration étant en effet souvent végétalisés, ils permettent de favoriser l'évapotranspiration et de contribuer à produire des îlots de fraîcheur lors d'épisodes de fortes chaleurs ou encore d'accroître ou maintenir la biodiversité.

Les solutions à la source sont généralement dimensionnées pour des événements pluvieux courants. En ralentissant l'écoulement, elles contribuent à rendre l'eau plus souvent lisible dans le paysage urbain ; même si leur rôle dans la gestion des événements extrêmes est moindre, elles n'aggravent pas les risques d'inondation par ruissellement ou par débordement de réseaux.

Infiltrer pour réduire les flux polluants

En ruisselant sur les surfaces urbaines, les eaux pluviales se chargent en divers polluants. Ainsi, le regain d'intérêt pour l'infiltration a-t-il vu naître en parallèle une crainte

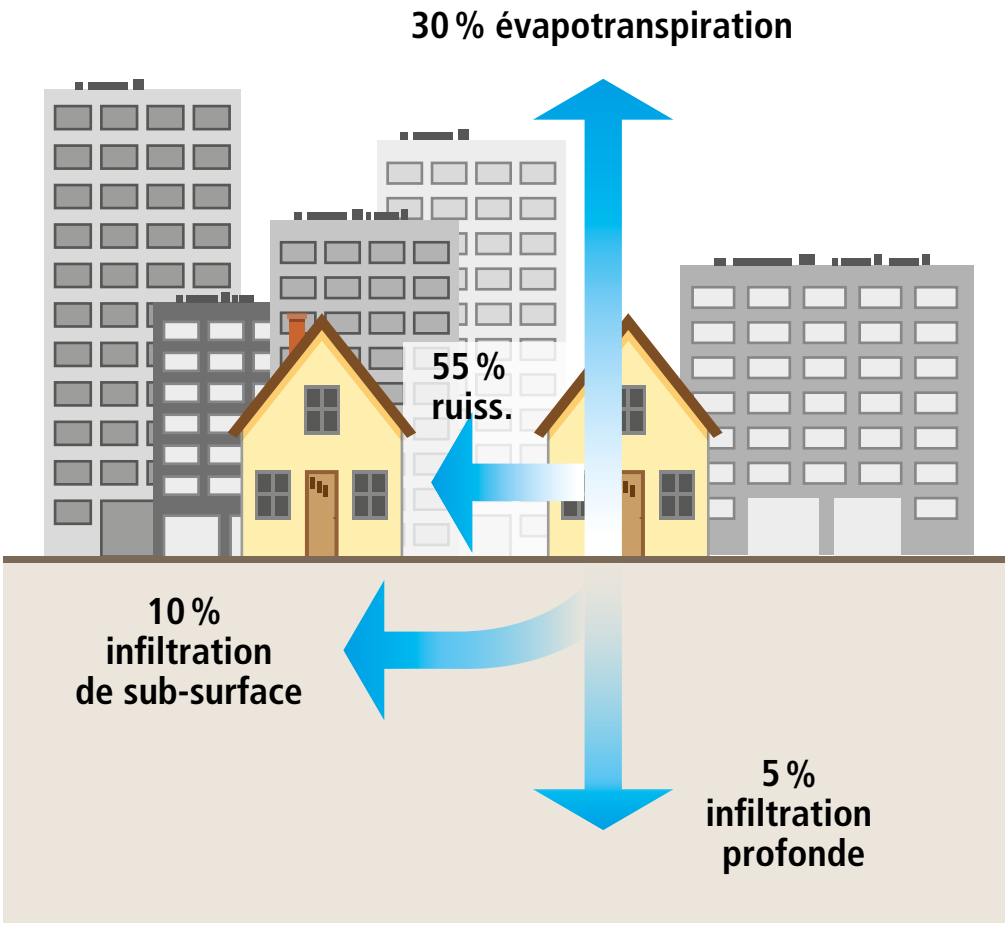


Figure 2 : Divers systèmes d'infiltration intégrés à l'aménagement (© Graie – UCBL).



du potentiel de pollution chimique ou de contamination bactérienne des eaux souterraines.

Cependant, nous avons montré dans l'OTHU que, sur le plan de la gestion des polluants, l'idée d'infiltrer les eaux de pluie présente de nombreux avantages. **Infiltrer permet :**

- **de limiter le lessivage des surfaces et l'entraînement des polluants :** ceci est particulièrement vrai pour les dispositifs d'infiltration des eaux pluviales à la source ;
- **de limiter les quantités d'eau issues du ruissellement et donc les quantités de polluants acheminées vers les exutoires (réseaux ou eaux de surface).** Les systèmes d'infiltration qui sont souvent végétalisés et composés de terres végétales retiennent particulièrement bien les eaux des petites pluies fréquentes, contribuant ainsi à rejeter de faibles quantités d'eau et de polluants en sortie d'ouvrage.

Par exemple, sur le campus Lyontech La Doua, le maître d'ouvrage a mis en place divers dispositifs de gestion des eaux pluviales par infiltration dont une noue végétalisée expérimentale drainant un parking présentant une partie en enrobé classique et une partie en stabilisé[1] partiellement perméable. Ce site, sur 2 ans et demi d'observation, montre que ce système intercepte 98 % des pluies de hauteurs totales précipitées inférieures à 15 mm, sans restitution d'eau par infiltration de fond.

- **de contribuer à « filtrer » les polluants comme les métaux lourds ou les hydrocarbures, avec un piégeage superficiel détectable et peu dépendant du type de sol et de limiter la propagation des polluants métalliques ou des hydrocarbures vers les nappes phréatiques.**

Les processus physiques, physicochimiques ou biologiques liés au passage de l'eau dans les matériaux formant le corps des ouvrages (notamment les substrats végétalisés) ou le sol support, peuvent constituer un atout pour le traitement des eaux pluviales, notamment pour une majorité d'hydrocarbures et de métaux lourds (voir Question 7-2 *Quel rôle joue le sol dans le piégeage des polluants ?*).

Attention cependant aux polluants dissous comme les pesticides qui, pour des systèmes centralisés (bassins d'infiltration par exemple), ne sont pas piégés et peuvent percoler. Il n'y a, pour eux, pas d'autres solutions que de réduire leur usage dans ces situations.

[1] Les sols stabilisés sont un mélange de graviers fins, de sables et parfois d'un liant à base cimentaire.

Et chez moi, je peux infiltrer ?

Lorsqu'on évoque les solutions de gestion à la source des eaux pluviales, il est fréquent d'obtenir comme réponse « mais chez moi, on ne peut pas infiltrer ». Même si on se trouve dans des terrains où la nappe est assez superficielle ou avec des sols peu perméables, la solution de l'infiltration ou de la rétention à la source peut néanmoins être considérée pour des pluies courantes, correspondant à des hauteurs précipitées de quelques mm. L'infiltration se fait alors spontanément par les surfaces enherbées et peut être aussi aidée par la mise en place de noues ou petites dépressions. Ces éléments peuvent assurer une double fonction de gestion des eaux de pluies et de qualité paysagère.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Barraud S., De Becdelièvre L., Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y., Winiarski T., Bacot L., Brelot E., Soares I., Desjardin-Blanc V., Lipeme Kouyi G., Malard F., Mermillod-Blondin F., Gibert J., Herbreteau B., Clozel B., Gaboriau H., Seron A. Come J.-M., Kaskassian S., Verjat J.-L., Bertrand-Krajewski J.-L., Cherqui F.,** (2009). *L'infiltration en questions* – Guide édité dans le cadre du projet ECOPLUIES – ANR PRECODD - lc.cx/ecopluies

7.2

Quel rôle joue le sol dans le piégeage des polluants ?

Sylvie Barraud, INSA Lyon - Laurent Lassabatère, ENTPE -
Florian Mermillod-Blondin, CNRS Université Lyon 1

En ruisselant sur les surfaces urbaines, les eaux pluviales se chargent en contaminants tels que des métaux lourds, hydrocarbures ou pesticides… Le regain d'intérêt pour l'infiltration a donc vu naître la crainte de la pollution et d'une contamination en profondeur des sols et des eaux souterraines. Mais, déployer des solutions d'infiltration des eaux pluviales ne signifie pas faire de l'injection d'eaux pluviales dans les nappes. Et le sol joue un rôle certain dans le piégeage des polluants, qui dépasse la seule filtration. Mais qu'en est-il exactement ?

Quels sont les processus mis en œuvre ?

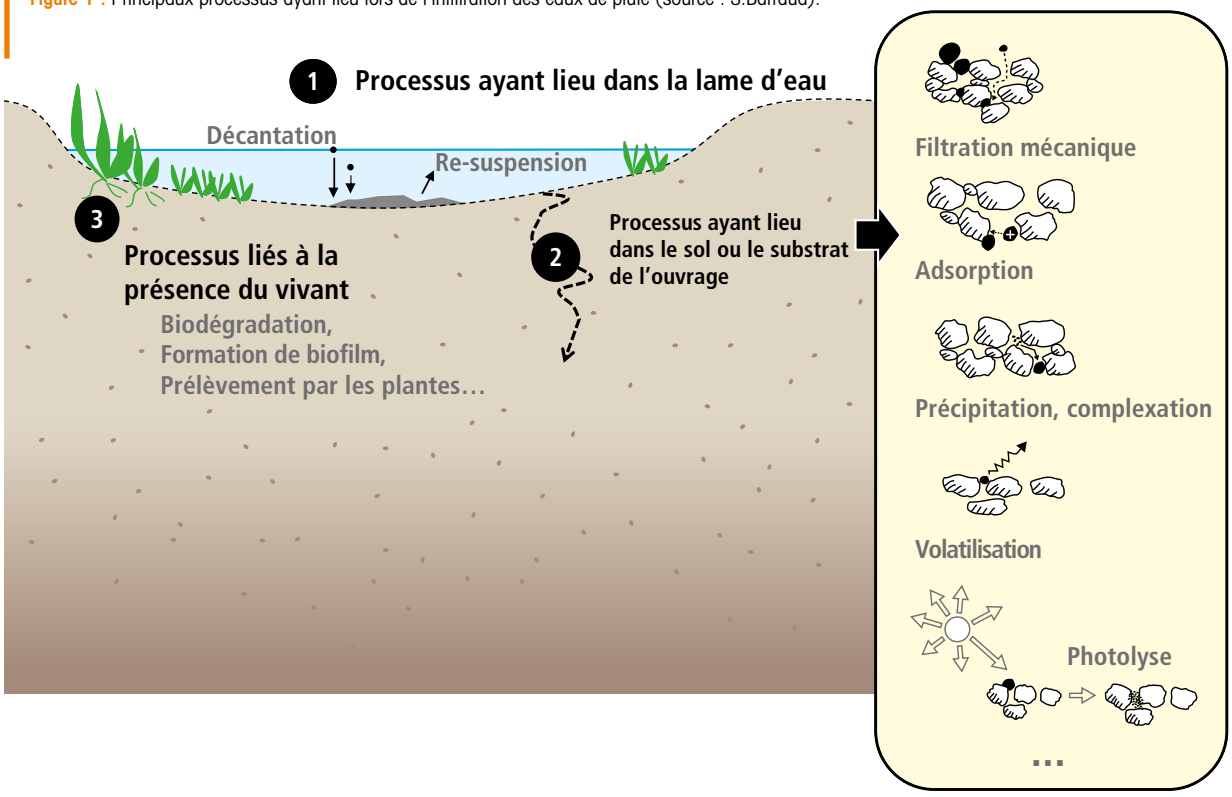
Les principaux processus que rencontre l'eau au cours de son infiltration dans le sol sont résumés sur la figure 1. Le sol peut être constitué du sol naturel en place dans lequel l'ouvrage a été excavé : c'est notamment le cas d'un bassin d'infiltration. Il peut aussi être composé d'un substrat rapporté, comme la terre végétale d'une noue par exemple.

Les processus de rétention, de mobilisation ou de transport des polluants sont de natures complexes et variées (Martinelli, 1999). De manière très schématique, ces processus peuvent se produire (figure 1) :

1 – dans la lame d'eau, pendant et à la suite d'évènements pluvieux. C'est l'objet de la décantation des polluants particulaires avec de possibles remises en suspension des dépôts ;

2 – au sein du sol ou des substrats dans lesquels ont lieu les écoulements. Dans ce cas, les phénomènes mobilisés peuvent être :

Figure 1 : Principaux processus ayant lieu lors de l'infiltration des eaux de pluie (source : S.Barraud).



- la filtration mécanique : filtration et rétention des particules présentes dans les eaux pluviales dans les pores du sol ou du substrat. Notons que les dépôts décantés peuvent avoir eux-mêmes un rôle de filtre,
- l'adsorption : processus de fixation (de nature électrostatique ou chimique) des polluants sur les surfaces des particules de sol ou du substrat,w
- la précipitation et la complexation qui sont issues de modifications d'état des polluants,
- la dégradation par photolyse (dégradation par la lumière) ou par volatilisation qui affecte les substances organiques,
- des transferts dans le sol pour des polluants sous forme dissoute ou colloïdale.

Que ce soit dans la colonne d'eau ou dans les sols/substrats, les organismes vivants (plantes, micro-organismes,…) peuvent agir sur plusieurs processus (biodégradation, bioaccumulation des polluants dans les organismes eux-mêmes, mobilité des polluants).

Certains des processus de rétention des polluants dans le sol ou le substrat sont peu actifs. C'est le cas de la photolyse ou de la volatilisation. C'est aussi le cas du prélèvement de polluants (notamment les métaux) et de leur accumulation par les plantes présentes sur les systèmes d'infiltration centralisés (voir l'encadré ci-dessous).

Nous abordons ici les processus d'abattement des concentrations en polluants des eaux pluviales dans le sol. Rappelons que le facteur prédominant des techniques alternatives est la réduction des volumes d'eau ruisselés, et donc des volumes et masses de polluants associés.

Les polluants particulaires sont principalement retenus dans les couches de surfaces

Une bonne partie des polluants issus du ruissellement sont sous forme particulaire (ex : les métaux lourds, les hydrocarbures). Ces polluants sont clairement stoppés dans les couches de surface ou dans les interfaces ouvrages/sols lorsque les matériaux constitutifs des ouvrages sont très perméables. C'est le cas par exemple des tranchées remplies de granulats grossiers et dont l'infiltration des eaux se fait dans le sol support (Proton, 2008).

Les travaux sur plusieurs bassins d'infiltration dans la plaine de l'Est lyonnais formée de dépôts fluvioglaciaires (Dechesne, 2002 ; Le Coustumer, 2008) indiquent que seuls les 30 premiers centimètres sont touchés par une pollution significative en métaux lourds et en hydrocarbures après plus de 10 ans de fonctionnement (figure 2).

Pour ces mêmes polluants, Le Coustumer (2008) puis Gonzalez-Merchan (2012) ont montré sur une période de huit ans que les parties polluées avaient tendance à s'homogénéiser sur l'ensemble de la surface du bassin et que les concentrations n'évoluaient plus au cours du temps. En revanche, l'accumulation en masse était clairement visible. La couche de surface semble donc servir à la fois de couche filtrante pour ces polluants et de couche adsorbante pour l'eau.

Ces polluants ont parfois été détectés très localement à de grandes profondeurs (de l'ordre de 2-3 m, Winiarski, 2006) sur le bassin d'infiltration de Django Reinhardt. Néanmoins, il s'agissait de teneurs faibles, légèrement supérieures au fond pédogéochimique local et bien inférieures à celles de sols pollués. Ces migrations particulières ont en outre été observées en certains points spécifiques de bassins. L'analyse fine de ces points a montré que les migrations pouvaient être dues à des chemins préférentiels et/ou à des zones très perméables (conductivité hydraulique > 10-2 m/s). Des préconisations en ont été tirées dans le guide *L'infiltration en questions*, (Barraud *et al.*, 2009).

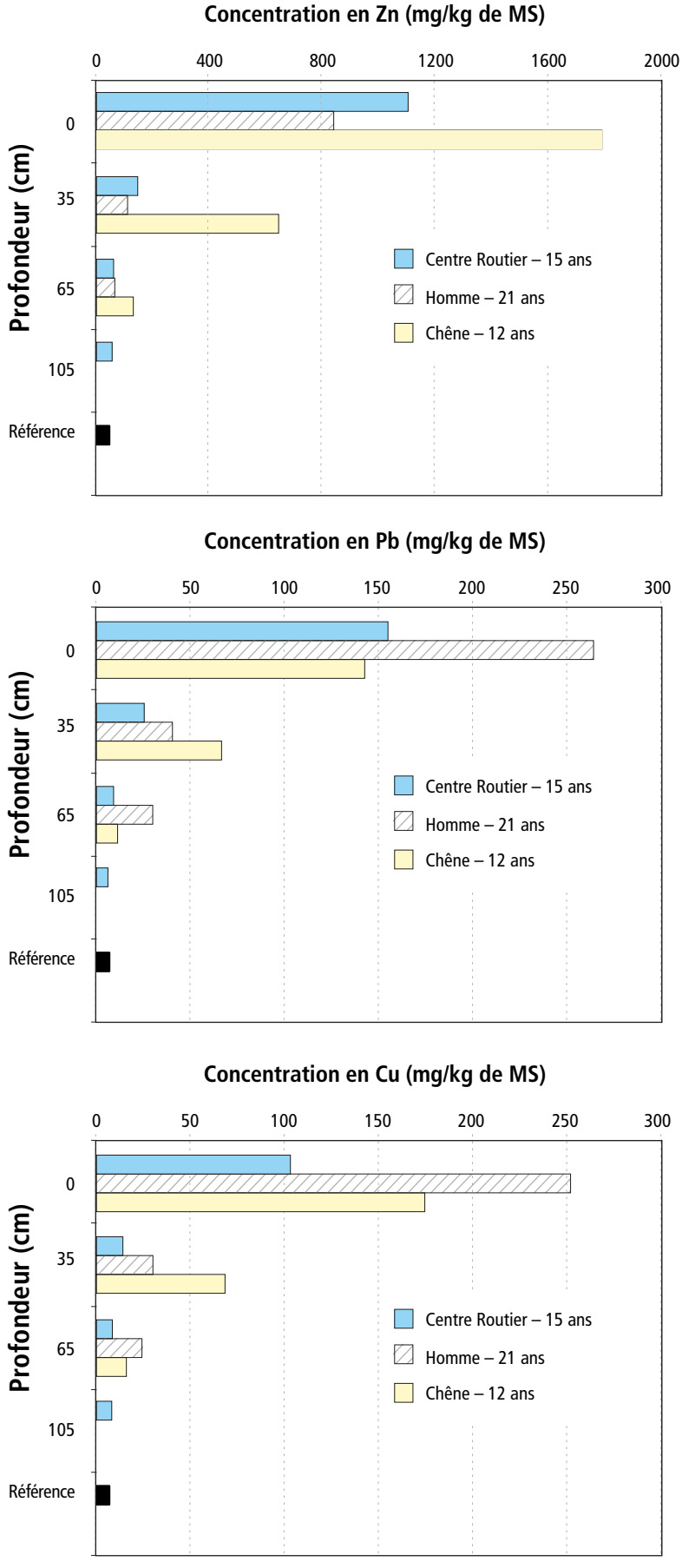
L'extraction des métaux lourds présents dans les sols par la végétation (ou « phyto-extraction ») est peu active… mais les sols végétalisés sont bénéfiques

Saulais (2011) a pu établir des bilans massiques de zinc, cadmium et cuivre sur la végétation présente dans différents bassins d'infiltration. Son étude montre clairement que, quelle que soit la zone considérée et la végétation présente, la couche de sol de surface représente le lieu de stockage majeur des métaux, le système racinaire et la partie aérienne captant moins de 4 % de la masse de métaux. Ainsi, la végétation des bassins d'infiltration par exemple, prise seule, ne va pas forcément bioaccumuler les métaux présents dans les sols contaminés de bassins d'infiltration. Sa présence associée au sol ou au substrat en place permet en revanche de limiter le transfert des polluants (favorisation de la décantation par exemple ou encore par prélèvement d'eau et des polluants associés – voir question 8-6 : *Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants ?).* Elle apporte aussi une réelle plus-value dans la limitation du colmatage (voir question 7-4 : *Quel est le rôle de la végétation dans le colmatage des systèmes d'infiltration ?*).

Les métaux et hydrocarbures retenus ne migrent pas dans la nappe et sont peu remobilisables

Enfin, afin de « boucler la boucle », des campagnes d'échantillonnage d'eau en amont et en aval d'un bassin d'infiltration présentant une zone non saturée peu épaisse (2-3 m - Datry, 2009) ont permis de constater que les métaux lourds et les hydrocarbures présents dans les rejets des eaux de ruissellement n'atteignaient pas la nappe (voir Question 6-1 : *Quel est l'impact des bassins d'infiltration d'eaux pluviales dans les nappes phréatiques ?*).

Figure 2 : Concentrations en métaux lourds mésurées à quatre profondeurs dans le sol de trois bassins d'infiltration de l'est lyonnais avec leur nombre d'années de fonctionnement (d'après Dechesne, 2002).



Ces observations sur le terrain ont été complétées par des expérimentations en laboratoire. Des études en colonnes de laboratoire dont la composition est celle des fonds de bassin d'infiltration et de sols sous-jacents (Badin, 2009, Nogaro et Mermillod-Blondin, 2009) indiquent que les polluants présents dans le sol sont faiblement relargués lors du passage de l'eau dans les colonnes, et ce, pour différents types de pluies simulées (courantes ou orageuses). Par conséquent, le risque de remobilisation des polluants semble faible pour des polluants tels que les métaux lourds et les hydrocarbures. Le Coustumer (2008) a également montré une absence de transfert de métaux pour différents types de composition de supports de noues et en présence de différents types de végétation.

Si le sol support joue un rôle primordial dans ces processus, sa capacité de rétention des polluants métalliques et hydrocarbonés semble davantage liée aux capacités d'infiltration qui ne doivent pas être trop élevées (i. e., un sol trop fortement perméable ne permet pas de maximiser les échanges sol-contaminants nécessaires à la rétention des polluants) plutôt qu'au type de sol ou à la conception des systèmes. Les conclusions dressées dans l'OTHU sont aujourd'hui largement corroborées par des études multiples à l'international (voir synthèse Tedoldi et al. 2016). Globalement, les travaux scientifiques ont montré que l'on pouvait faire l'hypothèse que le sol support, par des procédés notamment de filtration et d'adsorption, constituait un bon filtre pour les métaux lourds et les hydrocarbures et plus généralement pour la pollution particulaire.

Quid des autres polluants et contaminants ?

Ces résultats doivent être complétés pour d'autres types de polluants ne faisant l'objet d'investigations que depuis une époque récente, notamment les polluants émergents et nanoparticulaires (cf. Chapitre 5 : Contaminants).

Pour les pesticides, qui sont présents sous forme majoritairement dissoute, les processus de transfert dans les sols sont les plus significatifs. Ces composés traversent sans surprise la zone non saturée des systèmes d'infiltration avec un risque de contamination des eaux souterraines pour les ouvrages centralisés (Marmonier *et al.*, 2013 ; Pinasseau *et al.*, 2020).

Concernant les micro-organismes, Badin (2009) avait montré sur des colonnes de sol composé de fonds de bassin d'infiltration que les bactéries étaient susceptibles de migrer. Les connaissances sur l'OTHU plus récentes montrent que les communautés bactériennes retrouvées dans la nappe à l'aval de bassins d'infiltration sont différentes des communautés bactériennes présentes en amont (Voisin et al. 2018). Ces changements de communautés ne semblent pas liés à un transfert de bactéries présentes dans les eaux de ruissellement pluvial mais plutôt à une modification environnementale des conditions dans la nappe (ex. : enrichissement en matière organique dissoute – Voisin, 2017 ; Voisin *et al.* 2020).

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Badin A.-L.,** (2009). *Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales urbaines.* Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon – lc.cx/badin2009
- **Barraud S, De Becdelièvre L., Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y., Winiarski T., Bacot L., Brelot E., Soares I., Desjardin-Blanc V., Lipeme Kouyi G., Malard F., Mermillod-Blondin F Gibert J., Herbreteau B., Clozel B., Gaboriau H., Seron A. Come J.-M., Kaskassian S., Verjat J.-L., Bertrand-Krajewski J.-L., Cherqui F.,** (2009). *L'infiltration en questions.* Guide édité dans le cadre du projet ECOPLUIES - ANR PRECODD – lc.cx/ecopluies
- **Datry T.,** (2003). *Urbanisation et qualité des nappes phréatiques : réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale.* Thèse de doctorat de l'Université Lyon 1 – lc.cx/datry2003
- **Dechesne M.,** (2002). *Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances technique et environnementale sur le long terme.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 299 P.

7.3

Comment un système d'infiltration se colmate-t-il ? et en combien de temps ?

Sylvie Barraud, INSA Lyon

Le colmatage est la contrepartie obligatoire de l'efficacité des ouvrages d'infiltration à dépolluer les eaux pluviales. Les particules piégées sont en effet le support des contaminants et le fait qu'elles soient fixées près de la surface permet de ne pas les retrouver plus profondément dans le sol ou dans les nappes. Mais sur le long terme, ce colmatage peut affecter la performance hydraulique des systèmes et représente donc un risque réel à prendre en compte pour le maintien de conditions d'infiltration satisfaisantes.

Connaître les dynamiques du colmatage afin de pouvoir le retarder

La gestion des eaux pluviales par infiltration se développe aujourd'hui rapidement via des dispositifs perméables intégrés aux aménagements urbains (bassins, jardins de pluie, noues, tranchées, chaussées réservoirs…). Une question récurrente est leur pérennité dans le temps, ceci notamment par la diminution de leur perméabilité (colmatage progressif) pouvant remettre en cause leur fonctionnement hydraulique.

Le colmatage est en effet un phénomène inhérent à l'infiltration. S'il est inévitable, il est important d'en connaître les dynamiques spatiales (où est-ce que le colmatage se produit le plus ?), les dynamiques temporelles (en combien de temps ?) et les facteurs prépondérants, de manière à le retarder et à le prendre en compte lors de la conception et/ou de l'entretien.

Les échelles auxquelles se produit l'infiltration et la pression exercée sur les ouvrages, influent directement sur la répartition spatiale et temporelle du colmatage. Une différenciation est ainsi faite entre ouvrages centralisés et à la source.

Comment évaluer son évolution temporelle et sa répartition spatiale ? Les atouts de l'OTHU

Une méthode originale a été développée et utilisée dans différents contextes techniques et climatiques par l'OTHU. Elle présente l'avantage d'évaluer le colmatage global et a bénéficié de mesurages sur de longues périodes. Elle consiste sous certaines hypothèses généralement requises pour infiltrer des EP[1], à caler une résistance hydraulique[2] à partir d'un principe de fonctionnement (modèle de Bouwer). Le calage est effectué sur la base du suivi en continu des débits d'entrée, des hauteurs et des températures d'eau dans les dispositifs. La méthode demande également une modélisation tri-dimensionnelle de la géométrie de l'ouvrage assez simple à obtenir par relevé topographique.

L'évolution des résistances hydrauliques au cours du temps[3] est mesurée à partir de l'évolution de la capacité de l'ouvrage à infiltrer des hauteurs d'eau de l'ordre du mètre. Les résistances sont par ailleurs normalisées à 20 °C pour s'affranchir des effets liés à la température qui joue sur la viscosité de l'eau. La méthode permet aussi de faire la distinction entre la résistance de fond et des parois. Elle est bien adaptée aux dispositifs centralisés pouvant présenter des hauteurs d'eau importantes.

D'autres mesurages réalisées dans le cadre de l'observatoire sont également précieuses, il s'agit notamment :

- des mesurages en continu de turbidité (transformée en concentrations de MES) qui permettent, en complément des mesurages des débits d'entrée, d'analyser le comportement des systèmes à la lumière de leurs sollicitations (masses de sédiments apportés et volumes d'eau entrants) ;
- du suivi de la végétation et des organismes présents dans la couche colmatée, qui permet d'évaluer leur rôle dans le colmatage.

Qu'a-t-on appris concrètement ?

Le colmatage des ouvrages d'infiltration est très superficiel (photo 1). Il forme une « peau » dont le développement est favorisé par les apports de MES majoritairement composées de matières organiques. Sur les ouvrages de petite taille, la couche est généralement beaucoup moins visible car ces apports sont moins importants.

Sur les ouvrages centralisés, un colmatage progressif pouvant être retardé par la végétation

Sur les ouvrages centralisés, le phénomène se développe prioritairement dans les zones les plus sollicitées hydrauliquement. Au cours du temps, la zone d'influence du colmatage s'étend jusqu'à occuper la totalité de la surface de fond. En dernier recours, ce sont les parois qui assurent la part principale de l'infiltration. Comme elles constituent aussi une part non négligeable des surfaces, le colmatage du fond peut ne pas être problématique pour le bon fonctionnement hydraulique du système par temps de pluie. D'après les

[1] Présence d'une couche légèrement colmatée, milieu sous-jacent à forte conductivité hydraulique, zone non saturée éloignée du fond, présence d'une lame d'eau lors d'évènements pluvieux.

[2] La résistance hydraulique représente la durée nécessaire à une quantité unitaire d'eau pour passer à travers la couche colmatée sous une charge unitaire. Plus la résistance est grande et plus le dispositif est colmaté.

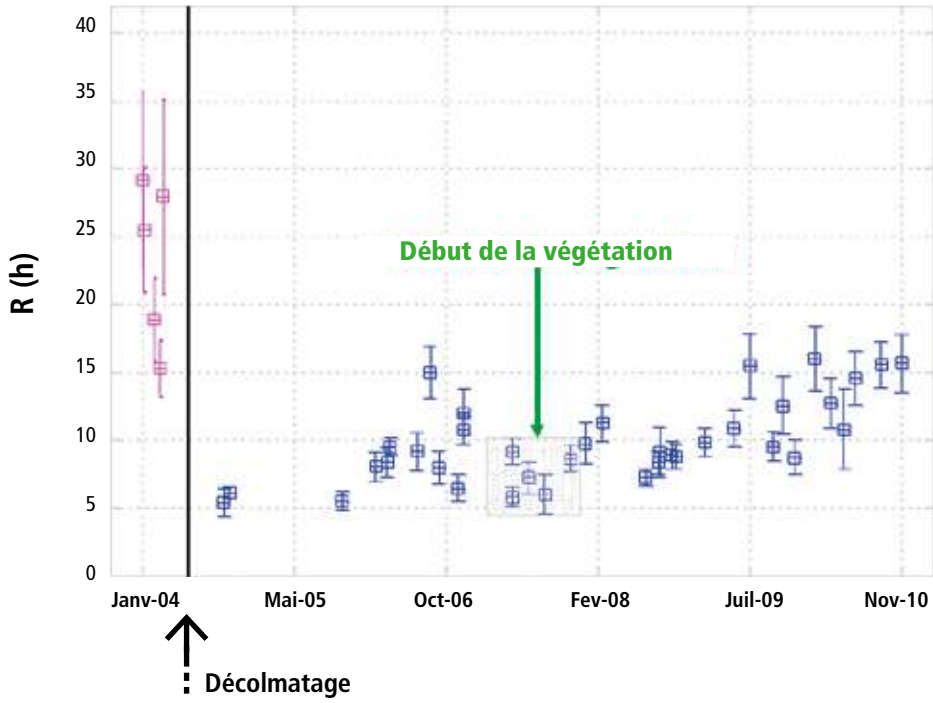
[3] Plus la résistance est élevée plus l'ouvrage est colmaté.

observations faites sur des bassins de l'Est Lyonnais assis sur des sols fluvio-glaciaires et munis de dispositifs de décantation en amont, le colmatage est plutôt progressif et généralement assez long (supérieur à 10 ans).

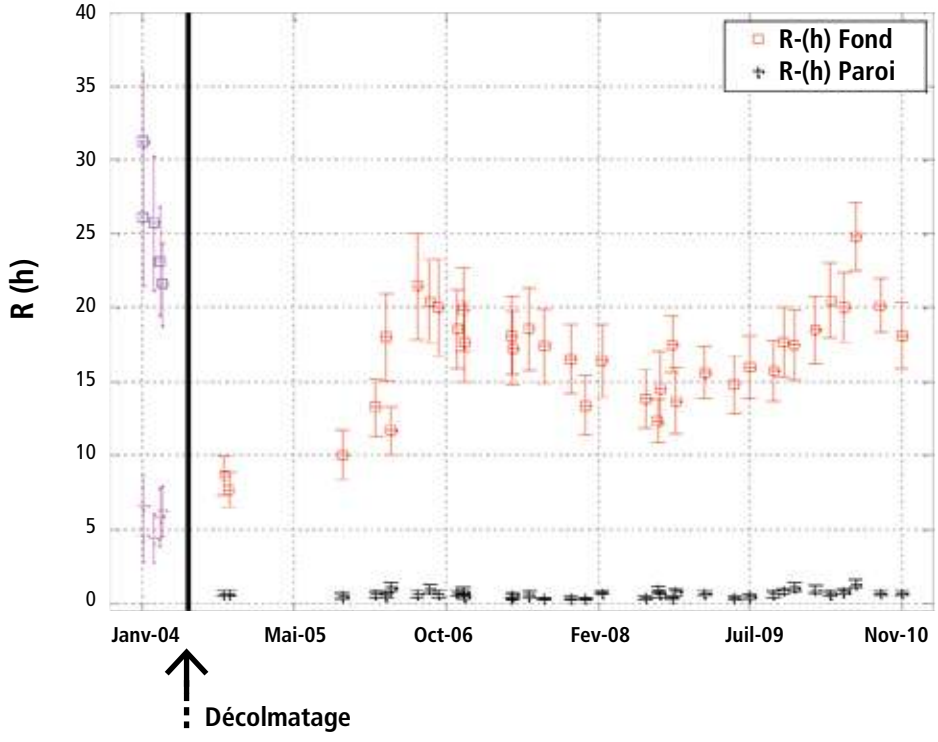
Par exemple, le suivi fin sur 8 ans de la résistance hydraulique du bassin de Django-Reinhardt montre bien que le colmatage est très progressif (figure 1a) et qu'il s'opère principalement sur le fond de l'ouvrage (figure 1b).

Figure 1 : **(a)** Évolution des résistances hydrauliques R(h) globales avec leur incertitude, **(b)** Évolution de la résistance du fond et des parois. (Source : Gonzalez-Merchan, 2012).

a)



b)



Photos 1 : **(a)** État de la végétation dans le bassin Chassieu-Django-Reinhardt entre le décolmatage 2004 (en haut) et **(b)** en 2007 (en bas), en période d'amorce de la diminution du colmatage. (Source : Gonzalez-Merchan, 2012)





D'OÙ VIENT LE COLMATAGE ?



Photo 2 : Couche colmatée sur le bassin de Django-Reinhardt (source : ENTPE).

Trois natures de colmatage peuvent advenir :

- **physique** (le plus courant) : lié aux apports de particules solides (MES fortement présentes dans les eaux pluviales) et à la compaction (ex : charges d'eau, piétinement) ;
- **biologique :** dû au développement de microorganismes (algues, champignons, bactéries, protozoaires) à la surface du système d'infiltration ;
- **chimique :** impliquant la précipitation et la dissolution des minéraux pouvant conduire au développement de bactéries qui réduisent la porosité du milieu. Ce colmatage étant très lié aux précédents, il est difficile de l'étudier isolément.

Cette étude a également révélé que le colmatage peut être ralenti par la présence de végétation. Le suivi sur le long terme nous a permis d'identifier une chute de la résistance hydraulique sur une période d'une année environ (en 2007), pendant laquelle une végétation spontanée a envahi le fond de l'ouvrage (photo 1) sans que cette chute ait pu être imputée à une baisse des apports d'eau ou de MES mesurés en continu.

Des conclusions similaires sur les ouvrages à la source

Sur les ouvrages à la source, le colmatage dépend fortement du mode de conception. Pour des tranchées remplies de galets par exemple, Proton (2008) montre clairement que le colmatage a lieu seulement au fond de l'ouvrage et que celui-ci se colmate sur une période de six années environ (observation faite sur des sollicitations accélérées). Sur la même période, les flancs verticaux ne sont pas touchés.

D'autres expériences sur la conductivité hydraulique à saturation de 38 biofiltres de types noues végétalisées d'âge inférieur à 7 ans menées en collaboration entre l'OTHU et le FAWB (Facility for Advancing Water Biofiltration) (Le Coustumer *et al.*, 2009) ont mis en évidence un colmatage superficiel. La conductivité hydraulique diminue d'un facteur 2 pour les ouvrages ayant une forte conductivité initiale (>200 mm/h (~5.10-5 m/s) mais reste tout de même élevée. Pour les ouvrages ayant des conductivités hydrauliques initiales faibles (< 12 mm/h (~3.10-6 m/s) celles-ci semblent rester assez constantes mais faibles malgré la présence de végétation qui joue un rôle de maintien de la perméabilité initiale (voir Question 7.4 : *Quel est le rôle de la végétation dans le colmatage des systèmes d'infiltration ?*).

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Barraud S., Le Coustumer S., Perrodin Y., Delolme C., Winiarski T., Bedell J.-P., Gibert J., Malard F., Mermillod Blondin F., Gourdon R., Desjardins V., Brelot E., Bacot L.,** (2006). Guide Technique : *Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain.* 62 p. – lc.cx/guideinfiltration
- **Gonzalez-Merchan C.,** (2012). *Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales.* Thèse de doctorat INSA Lyon. lc.cx/gonzalez2012
- **Le Coustumer S.,** (2008). *Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales.* Thèse de doctorat INSA Lyon / Monash University – Melbourne, Australie. lc.cx/lecoustumer2008

7.4

Quel est le rôle de la végétation face au colmatage des systèmes d'infiltration ?

Sylvie Barraud, INSA Lyon – Jean-Philippe Bedell, ENTPE

Qu'elle soit implantée volontairement ou spontanée, la végétation des bassins, noues et autres systèmes d'infiltration peut jouer un rôle bénéfique pour limiter le phénomène de colmatage. Mais toutes les espèces végétales n'ont pas la même efficacité pour optimiser ou maintenir les qualités des sols vis-à-vis de l'infiltration des eaux pluviales.

Constat majeur : La végétation retarde le colmatage des systèmes d'infiltration

La végétation joue un rôle globalement important pour retarder le colmatage des systèmes d'infiltration, malgré l'apport de matière organique et solides à leur surface. En effet, elle contribue par les systèmes racinaires des plantes et le battement des tiges sous l'effet du vent, à la création de macropores, améliorant la capacité d'infiltration du sol.

Zoom sur le rôle de la végétation dans les ouvrages centralisés : le cas du bassin de Django-Reinhardt

Le bassin d'infiltration de Django Reinhardt en est une parfaite illustration. En effet, le suivi du colmatage réalisé dans le cadre de l'OTHU entre 2004 et 2010 a permis d'identifier un ralentissement significatif de l'évolution de la résistance hydraulique[1] globale, suite à la végétalisation spontanée du fond (voir Question 7.3 : *Comment un système d'infiltration se colmate-t-il et en combien de temps ?*).

Importance de la morphologie de la plante

Une analyse approfondie de la nature de la végétation présente et sa co-évolution avec les caractéristiques du sol dans les zones colmatées de l'ouvrage a été réalisée sur deux années et à différentes saisons. Elle montre que toutes les espèces ne donnent pas au sol support les mêmes performances d'infiltration et que la morphologie des racines,

Figure 1 : *Phalaris Arundinacea* a une capacité d'infiltration très importante, grâce aux caractéristiques de son système racinaire (Gonzalez-Merchan, 2012).



[1] La résistance hydraulique représente la durée nécessaire à une quantité unitaire d'eau pour passer à travers la couche colmatée sous une charge unitaire. Plus la résistance est grande et plus le dispositif est colmaté.

Figure 2 : *Rumex Crispus* est peu performante en matière d'infiltration, en raison des caractéristiques de son système racinaire (Gonzalez-Merchan, 2012).





des tiges et leur connexion sol/végétal joue un rôle important. Par exemple, sur les trois espèces qui se sont majoritairement développées dans le bassin étudié (*Polygonum mite, Phalaris arundinacea* et *Rumex crispus*), c'est Phalaris *Arundinacea* (figure 1) qui a été la plus performante avec une capacité d'infiltration (à saturation) à travers son horizon végétalisé environ 2 fois supérieure à la capacité d'infiltration du sol nu à proximité. Ses rhizomes et ses stolons (tiges aériennes rampantes) qui se forment à travers la couche de surface permettent effectivement de créer des macropores et de faciliter le transfert de l'eau à travers la couche colmatée (Gonzalez-Merchan *et al.*, 2014).

En revanche, *Rumex Crispus* a été la moins performante. Elle présente un système racinaire plus grossier, mais surtout caractérisé par le développement d'un collet à la liaison tige/racine, où les sédiments s'accumulent. Ces caractéristiques la rendent plus « hermétique » à l'eau et à son infiltration, favorisant ainsi la décantation locale (figure 2).

La perméabilité évolue au cours de la croissance des plantes et des saisons

L'observation des étapes de croissance des plantes, a révélé que la capacité d'infiltration des zones plantées présentait une évolution significative entre chaque étape de vie de la plante. Le métabolisme de la plante est calqué sur le rythme saisonnier en adéquation avec les ressources nutritives (eau, quantité de lumière, nutriments…). Pendant les périodes de croissance et de reproduction, la conductivité hydraulique[2] à saturation dans les zones végétalisées est significativement supérieure à celle de la période de repos.

Ces études laissent penser que la mise en place de la végétation peut contribuer à améliorer les conditions d'infiltration à certaines périodes, notamment en été (juin à septembre) au moment des fortes pluies orageuses. Cela peut être d'autant plus sensible que l'alternance du temps sec et humide en lien avec le développement de la végétation modifient la structure du sol de surface. Cette alternance crée des conditions favorables à la formation de microfissures qui induisent de l'infiltration préférentielle à travers l'horizon de surface (photo 1).

Photo 1 : Exemple de microfissures du sol pendant la période estivale.



[2] La conductivité hydraulique est un mesurage de l'aptitude d'un milieu poreux à laisser passer un fluide sous l'effet d'un gradient de pression unitaire. Dépendant de la température (viscosité du fluide) et de la teneur en eau existante dans le milieu, cette conductivité hydraulique est souvent utilisée à saturation et à 20 °C, ce qui est le cas ici. Plus la conductivité est élevée, moins le système est colmaté.

Néanmoins, la mise en place de la végétation ne suffit pas pour restaurer complètement les conditions d'infiltration sur une couche déjà très colmatée.

Zoom sur le rôle de la végétation dans les systèmes décentralisés de type noues ou biofiltres

L'Importance de la morphologie de la plante est aussi perceptible pour les ouvrages à la source

La morphologie, notamment celle des parties racinaires, a également été mise en évidence lors des travaux OTHU/FAWB (Facility for Advancing Water Biofiltration) réalisés en Australie sur des pilotes de laboratoire (Le Coustumer, 2012). L'étude a montré, par exemple, que la plante *Melaleuca ericifolia* (figure 3a) comparée à quatre autres types dont *Carex apressa* (très utilisée pour la végétalisation des noues – figure 3b) était bien meilleure pour pérenniser la conductivité hydraulique initiale du sol. L'explication avancée pour expliquer cette performance plus élevée tient, là encore, à la morphologie. *Melaleuca* est une plante arbustive aux racines larges et ne formant pas de radicelles comme celles de *Carex* (photo 2).

Planter un substrat est toujours plus efficace pour lutter contre le colmatage quel que soit la végétation que de le laisser nu

En dépit de performances variables des cinq espèces végétales étudiées vis-à-vis du colmatage, aucun des massifs plantés des cinq espèces n'a été moins performant qu'un substrat nu soumis aux mêmes sollicitations.

Figure 3 : Photos de *Carex apressa* et *Melaleuca ericifolia* et évolution avec le temps (72 semaines) des conductivités hydrauliques des pilotes plantés avec *Carex* et *Melaleuca* (moyenne et intervalle de confiance à 95 %) (Le Coustumer, 2008).



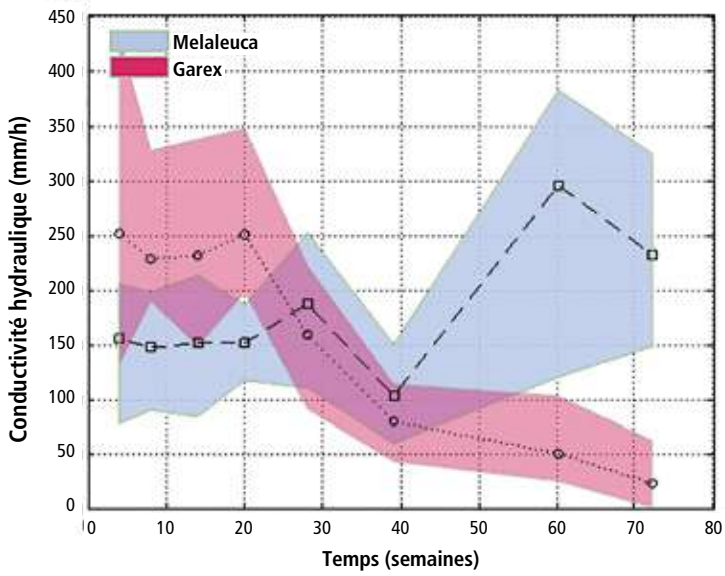


Photo 2 : Système racinaire de *Carex* (gauche) et de *Melaleuca* (droite) (Le Coustumer, 2008).





En Bref...

Si la végétation, qu'elle soit spontanée ou implantée volontairement, ne présente pas les mêmes performances suivant la morphologie des plantes et leur « état » dans le temps. Sa présence ne peut être que bénéfique vis-à-vis du colmatage d'un sol recevant les eaux pluviales.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Gonzalez-Merchan C.,** (2012). *Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales.* Thèse de doctorat INSA Lyon. TEL-00943422 – lc.cx/gonzalez2012
- **Le Coustumer S.,** (2008). *Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales.* Thèse de doctorat INSA Lyon / Monash University – Melbourne, Australie – lc.cx/lecoustumer2008

7.5

Quel est le rôle de la faune vis à vis du colmatage des systèmes d'infiltration ?

Florian Mermillod-Blondin, CNRS Université Lyon 1 – Géraldine Nogaro, Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement R&D EDF – Jean-Philippe Bedell, ENTPE

Les particules transportées par les eaux de pluie et déposées dans les ouvrages d'infiltration conduisent souvent en un colmatage progressif des systèmes. Tout comme la végétalisation, favoriser la présence d'invertébrés aquatiques tels que les vers oligochètes, peut constituer une approche d'ingénierie écologique permettant de limiter le colmatage des sols.

La présence de vers permet de réduire la quantité de matière organique présente dans les systèmes d'infiltration

Afin de déterminer l'impact de la faune, des expériences ont été menées en laboratoire avec des vers oligochètes tubificidés (par exemple l'espèce *Tubifex tubifex*) et des sédiments prélevés sur le bassin d'infiltration de l'IUT sur le Campus de la Doua à Villeurbanne (Mermillod-Blondin *et al.*, 2005). Les résultats ont montré clairement que la présence de vers tubificidés augmente jusqu'à 35 % la respiration dans le système, indiquant une plus forte minéralisation de la matière organique en présence de vers (figure 1). De plus, la présence de vers tubificidés stimule considérablement les échanges de nutriments des sédiments vers la colonne d'eau, augmentant le relargage d'ammonium (+ 200 %), de phosphates (+ 300 %) et de carbone organique dissous (+ 500 %).

La stimulation de la consommation de la matière organique par les vers est également liée à une stimulation des communautés microbiennes par les invertébrés. En effet, des augmentations significatives du pourcentage de bactéries actives et de l'activité microbienne hydrolytique impliquée dans la dégradation de la matière organique ont été mesurées dans les sédiments en présence de vers (figure 2).

En conclusion, les oligochètes créent des galeries qui vont stimuler les échanges d'eau et de solutés entre l'eau libre et l'eau interstitielle contenue dans les sédiments. L'augmentation de ces échanges entraîne une stimulation des processus de minéralisation de la matière organique. Favoriser

Figure 1 : Flux mesurés dans les systèmes expérimentaux en absence et en présence de vers tubificidés (Mermillod-Blondin *et al.*, 2005).

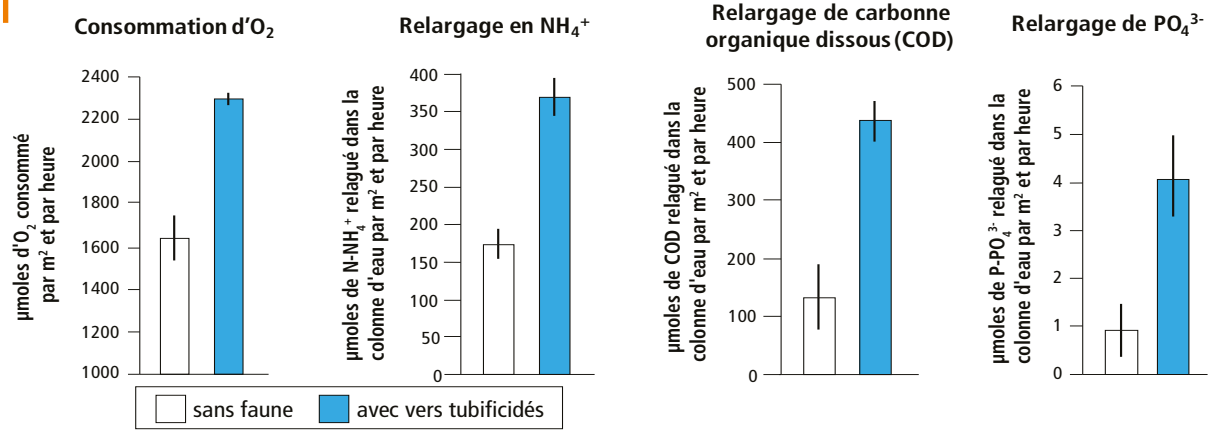
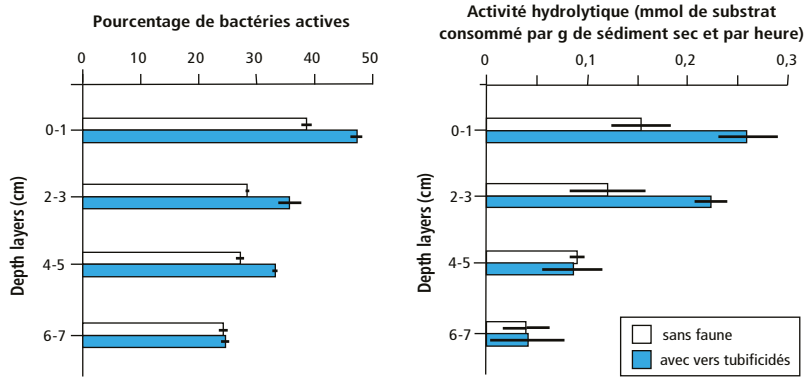


Figure 2 : Pourcentages de bactéries actives et activité hydrolytique mesurées sur 4 horizons sédimentaires dans des systèmes en absence ou présence de vers tubificidés (Mermillod-Blondin *et al.*, 2005).



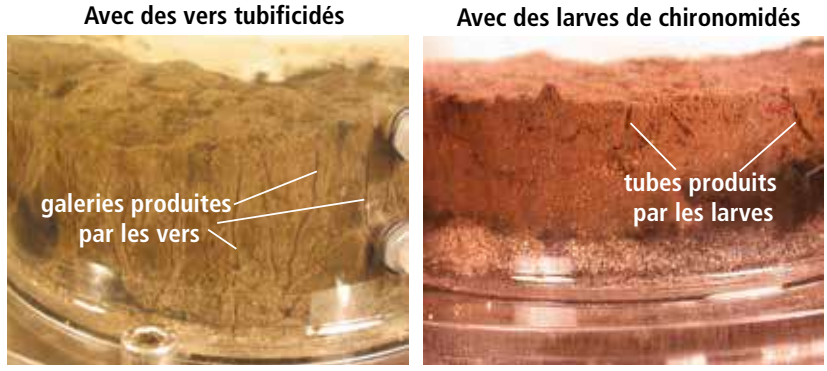


Figure 3 : Systèmes expérimentaux obtenus en présence de vers tubificidés (à gauche) et en présence de larves de chironomes (à droite). Source des photos : Géraldine Nogaro, LEHNA.

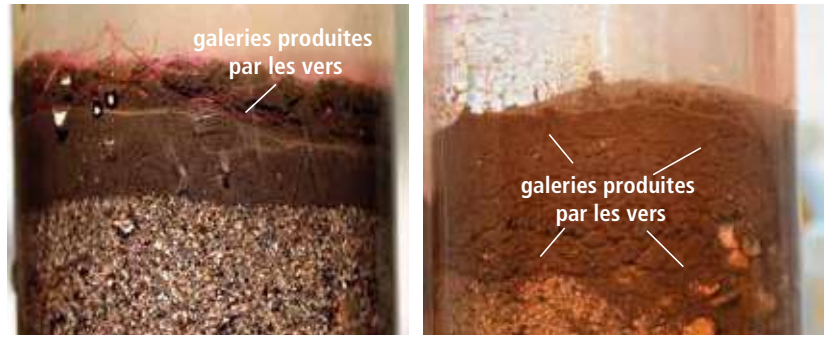


Figure 4 : Systèmes expérimentaux obtenus en présence de vers tubificidés avec les sédiments du bassin de Django-Reinhardt (à gauche) et du bassin de l'IUT (à droite). Source Géraldine Nogaro, LEHNA.

la présence d'invertébrés peut donc constituer une approche écologique permettant de réduire la quantité de matière organique présente dans les systèmes de rétention/infiltration des eaux de ruissellement pluvial.

Certains invertébrés aquatiques peuvent augmenter la perméabilité des sédiments urbains

À la suite des travaux menés sur la dégradation de la matière organique par les invertébrés, des expérimentations en colonnes ont visé à évaluer le rôle des invertébrés aquatiques sur la capacité d'infiltration de systèmes colmatés par des sédiments provenant de plusieurs sites. Dans les sédiments de l'IUT, les expérimentations révèlent que l'activité des vers tubificidés permet d'éviter un colmatage des colonnes alors qu'aucun effet n'est mesuré avec les larves chironomes. L'observation de l'activité des invertébrés (figure 3) témoigne d'une action en profondeur des tubificidés qui produisent des galeries verticales (qui traversent la couche de sédiment colmaté) alors que les chironomes (par exemple l'espèce *Chironomus riparius*) produisent des tubes en U qui ne traversent pas la couche de sédiment colmaté. Ainsi la perméabilité calculée est de 17,7 cm/h avec les vers tubificidés contre 0,33 cm/h en absence de faune. Ces résultats sont très significatifs et témoignent d'un effet positif de certains organismes sur la perméabilité hydraulique en fonction de leur type d'activité de bioturbation.

Ces résultats encourageants restent toutefois à modérer car l'effet des vers sur le colmatage dépend du type de sédiment en place. Des résultats obtenus sur le phénomène de colmatage avec des sédiments collectés sur le bassin d'infiltration de Django Reinhardt indiquent que les vers ne peuvent pas décolmater tous les types de sédiments urbains (Nogaro et Mermillod-Blondin, 2009). La très forte proportion de sédiments très fins (< 10 µm) sur ce bassin crée un colmatage important et la création d'une couche très dure que les vers tubificidés n'arrivent pas à pénétrer (la figure 4 montre une comparaison entre l'activité des vers sur les sédiments de Django-Reinhardt et les sédiments de l'IUT). L'importance des invertébrés sur la réduction du phénomène de colmatage est donc à relativiser en fonction des caractéristiques des sédiments déposés.

En Bref...

En milieu aquatique, la faune des sédiments, constituée notamment de vers oligochètes ou de larves de chironomes, joue un rôle significatif dans la dégradation de la matière organique à la surface des systèmes d'infiltration.
De plus, elle peut avoir dans certains cas un effet positif sur la capacité d'infiltration du sol par la création de tubes, galeries et terriers dans les sédiments fins, limitant ainsi le colmatage des systèmes.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Gibert J.,** (2006). *Quantification du rôle du compartiment biologique dans le devenir des sédiments liés aux rejets pluviaux urbains en bassin d'infiltration.* Rapport final d'activité scientifique pour la Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques (DRAST), 26 p. – lc.cx/mermillod2006

7.6

Que trouve-t-on comme biodiversité dans les systèmes d'infiltration urbains et que révèle-t-elle ?

Laëtitia Bacot, Graie – Pierre Marmonier, Florian Mermillod-Blondin, CNRS Université Lyon 1 – Jean-Philippe Bedell, ENTPE

Les ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source sont souvent des solutions fondées sur la nature et, dans tous les cas, des espaces et ouvrages qui, constituent de véritables îlots urbains de biodiversité. En effet, en regard des autres espaces urbains, elles présentent des particularités en termes de configurations physiques, d'usages (ou non-usages) et de présence de l'eau, et elles hébergent des communautés faunistiques et floristiques différentes de celles présentes dans le tissu urbain traditionnel.

Les bassins de gestion des eaux pluviales sont favorables au développement de la biodiversité

La structure technique des bassins d'infiltration/rétention a été particulièrement étudiée dans l'OTHU. Elle présente toujours deux caractéristiques physiques favorables à l'installation de communautés d'organismes :

- un fond plat, potentiellement inondable une partie de l'année ou par périodes brèves, où peuvent se déposer des sédiments fins et organiques ;
- des bords en pentes douces à fortes, contrastant avec le fond par une composition plus minérale à faible humidité.

Ces deux compartiments des ouvrages sont souvent végétalisés, que ce soit volontairement dans une approche paysagère ou que ce soit de façon spontanée, et hébergent une large gamme d'espèces animales, notamment des insectes. Ce sont donc des habitats hétérogènes et originaux car peu fréquents dans les zones urbaines et périurbaines.
Cependant, la biodiversité qui s'y développe n'est pas toujours souhaitée et peut générer des nuisances pour les riverains et des conflits entre habitants et gestionnaires de l'eau. Sa description et l'étude de sa dynamique sont donc essentielles à sa gestion et son acceptation. La première question qui se pose à nous est donc de décrire les organismes présents : que trouve-t-on comme biodiversité dans ces systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales urbaines ?

Au sein de l'OTHU sur le territoire de la Métropole de Lyon, de nombreuses études ont été menées sur la biodiversité, son évolution et sa dynamique. Elles ont porté en particulier sur la végétation, les invertébrés terrestres et du sol, ainsi que les moustiques. Les vertébrés sont également présents dans les ouvrages (canards, rats…) et seront étudiés dans les années à venir.

La biodiversité floristique des bassins d'infiltration

La dynamique de la végétation a été étudiée pendant 2 années sur 18 bassins de rétention/infiltration (Saulais M., 2011), du point de vue des espèces végétales dominantes mais aussi de la qualité des sols, en considérant les teneurs en contaminants métalliques bio-accumulés dans leur tissu (Programme GESSOL).

La composition de la communauté floristique est multifactorielle.

Les observations révèlent tout d'abord qu'une majorité de bassins présente une végétation typique de milieux particulièrement pauvre en éléments nutritifs, caractéristique d'un sol d'origine anthropique qui s'est formé très rapidement au fond du système.

Le premier facteur explicatif est la disponibilité en eau, qui dépend notamment des modalités de fonctionnement et d'alimentation du bassin.

La profondeur du sol et des sédiments joue également un rôle clé dans l'installation et la diversification de la communauté végétale. Ainsi, certaines plantes récoltées dans un seul bassin, comme l'*Iris pseudacorus*, ont des exigences fortes, avec le besoin d'un minimum de 21 centimètres de sédiments et d'eau pour son développement. D'autres ne montrent pas de telles exigences pour l'épaisseur du sol, elles sont plus répandues dans les bassins étudiés, comme les *Rumex* de la famille des *Polygonaceae* présents dans 88 % des bassins.

Le troisième facteur est le type de tissu urbain où se situe l'ouvrage. En effet, l'occupation des sols et les activités développées au sein du bassin versant ont une influence sur la présence ou l'absence des espèces. Ainsi, la concentration en polluants dans les eaux de ruissellement des zones industrielles explique sans doute, pour partie, que les *Rosaceae* ne se développent pas dans ces zones.

Enfin la gestion et l'entretien des ouvrages (curage, tonte…) a aussi un effet significatif sur la biodiversité végétale en place.

Il existe une dynamique spatio-temporelle de la végétation

Au-delà de la composition des communautés, nous avons pu étudier la dynamique de la flore sur plus de 10 ans, du point de vue de sa richesse et de l'abondance des espèces dominantes dans deux types contrastés de bassins végétalisés : Minerve où

Figure 1 : Distribution des teneurs en eau sur le bassin d'infiltration de Minerve et visualisation du developpement de cette flore sur le bassin de Minerve.



la végétation a été plantée volontairement et Django-Reinhardt qui a été naturellement colonisé par la végétation.
Pour Minerve, le bassin planté, nous avons observé un gradient spatial marqué entre l'amont (près de l'entrée de l'eau pluviale) et l'aval (où s'infiltre cette eau dans les noues d'infiltration). En effet, les teneurs en matière organique, les épaisseurs de sédiment déposé, tout comme les teneurs en éléments traces apportés par la pluie diminuent d'amont en aval, ce qui influence directement la composition floristique. Les 10 années de suivi mettent également en lumière une évolution de la communauté végétale, avec une régression des « hélophytes » (plantes recherchant les sols gorgés d'eau) au profit d'espèces typiques des prairies de sols plus secs, souvent considérées comme des espèces pionnières (premiers organismes colonisant un milieu après son apparition). Cette dynamique n'est pas anecdotique : depuis 1999, plus de 93 % des espèces implantées au départ ont disparu ! Toutefois, une stabilisation est observée depuis 2008, avec une diversité en hélophytes qui varie peu (seulement 12,5 % de la variation du nombre de ces espèces).

Pour Django-Reinhardt, le bassin non végétalisé au départ, la structuration spatiale de la qualité du sol est moins claire, mais nous avons aussi mis en évidence des zones avec des teneurs variables en matière organique et en métaux lourds. La communauté végétale qui a colonisé ce bassin montre une forte hétérogénéité des stratégies écologiques. On trouve dans cette communauté à la fois :

- des espèces « euryéces » (espèce à large spectre écologique) pouvant coloniser de nombreux habitats ;
- des espèces pseudo-métallophytes (supportant des teneurs élevées en éléments traces métalliques dans le sol) ;
- des macrophytes vivant dans des sols humides (*Typha latifolia, Phragmites australis, Iris pseudacorus, Phalaris arundinacea*) ou même des zones humides (*Rumex sp.*) ;
- mais aussi des espèces pionnières typiques des prairies sèches (de la famille des *Asteraceae, Poaceae, Brassicacées*) lorsqu'on s'éloigne de la zone d'arrivée d'eau pluviale.

Le nombre d'espèces est resté assez stable depuis 2008, mais on assiste à une diminution de près de 50 % du taux de recouvrement des macrophytes, qui sont aujourd'hui réduits à 3 espèces : *Phalaris arundinacea, Typha latifolia* et *Schoenoplectus tabernamontanii.*

Ces changements s'expliquent notamment par la modification des débits d'eau entrants. En effet, la stratégie de contrôle de la métropole de Lyon pour la réduction des rejets d'eau de process des entreprises présentes sur la zone, a fait décroître les arrivées de temps sec dans le bassin : celles-ci contribuaient auparavant à une certaine humidification récurrente des sols et des sédiments à certains endroits du bassin, et donc au développement des macrophytes.

Photos 1 : **A** : *Iris pseudacorus,* Iris des marais – **B** : *Typha latifolia,* Massette a larges feuilles (source: GRAIE et ENTPE).


A


B

Photos 2 : Quadra d'extraction des vers de terre grâce au test dit de la moutarde.





En Bref...

Les invertébrés sont nombreux au sein des ouvrages de gestion des eaux pluviales. Grâce à la composition des communautés et à leur richesse, ils peuvent constituer de bons indicateurs du fonctionnement des ouvrages : qualité des sols, modalité d'entretien des écoulements ou de stagnation de l'eau.

Pourquoi s'intéresser à la biodiversité dans les systèmes d'infiltration urbains ?

La biodiversité présente dans les systèmes d'infiltration (floristique et faunistique) est riche et diversifiée. Elle peut être un indicateur pertinent du fonctionnement des ouvrages de gestion des eaux pluviales, et ceci grâce à des observations et des inventaires saisonniers réguliers et à leur interprétation.

Il est également intéressant de retenir que cette biodiversité peut être considérée comme positive ou adverse selon les publics et écosystèmes considérés. Souvent, il s'agit de trouver le meilleur compromis entre ce qui est souhaitable pour la biodiversité, ce qui est techniquement, économiquement possible et ce qui est compatible avec le mode de vie et la perception des citadins.

La biodiversité faunistique : zoom sur la richesse des invertébrés

Les invertébrés terrestres sont particulièrement abondants sur les bords des bassins

La communauté d'invertébrés terrestres, principalement les arthropodes (invertébrés caractérisés par un corps segmenté), a été décrite sur 7 bassins pendant une période estivale. Ceux-ci ont été échantillonnés par des tubes-pièges disposés à la fois au fond du bassin (372 tubes) et sur les bords (343 tubes). Les résultats les plus frappants sont la plus forte abondance d'organismes sur les bords (6 083 individus au total) que sur le fond (seulement 4 474 individus collectés). Les bords en pente des bassins d'infiltration constituent donc des habitats très favorables à la faune vivant à la surface du sol. Il faut aussi noter que les fourmis et les araignées constituent les groupes les plus abondants des communautés d'invertébrés terrestres, aussi bien sur le fond que sur les bords des ouvrages. Ces organismes, dont certains sont des prédateurs, participent au contrôle des communautés se développant dans les bassins. Ils assurent donc un rôle écologique complexe.

La composition en vers de terre est révélatrice de la qualité du sol et de ses caractéristiques

Les invertébrés du sol, principalement les vers de terre, ont également été étudiés lors d'une campagne de dénombrement et d'identification menée sur deux bassins d'infiltration : Django-Reinhardt et Le Carreau.

Les abondances totales récoltées en vers de terre par quadra d'échantillonnage (1 m^2 – illustration 3) présentent de fortes variations avec des valeurs allant de 1 à 300 individus. Cette variabilité est observée dans les deux bassins d'infiltration étudiés et peut être corrélée avec l'épaisseur de sédiment déposé à chaque point. La composition en espèces est assez similaire d'un quadra à l'autre au sein d'un même bassin, mais varie fortement entre les bassins.

Du point de vue de sa composition, la communauté de vers de terre est tout d'abord caractérisée par l'absence de vers anéciques (qui prospectent le sol par des galeries verticales), mais limitée aux endogés et aux épigés (qui font des galeries horizontales en surface ou sub-surface du sol). La proportion de ces deux groupes varie entre les deux bassins : la communauté de Django-Reinhardt est caractérisée par 60 % d'endogés contre 40 % d'épigés, alors que dans le bassin Le Carreau, une répartition inverse est observée entre les deux groupes

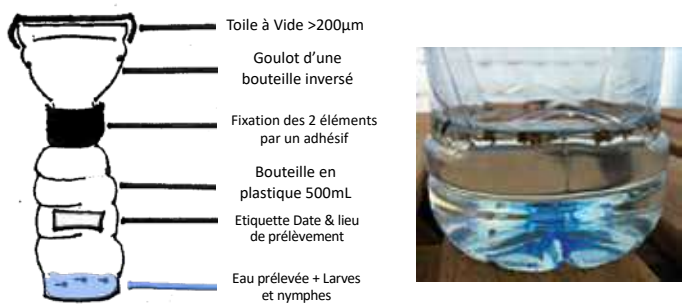


Figure 2 : Émergeoire pour larves de moustiques "Home made" – pour permettre ensuite une identification des adultes.

écologiques avec 80 % d'épigés et seulement 20 % d'endogés. La présence de nombreux vers de terre "juvéniles" dans les deux bassins illustre aussi que la reproduction a bien lieu dans ces systèmes artificiels.
La faune vivant dans le sol, comme les vers de terre, est donc intéressante à analyser car outre le rôle d'ingénieur du sol (galerie, aération…) et de réacteur chimique (recyclage de la matière organique, sur les oligo-éléments, sur le phosphore…), elle est aussi un bio-indicateur de la qualité du sol et renseigne sur les caractéristiques du sol lui-même.

Les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales ne contribuent pas au développement du moustique Tigre

La faune vivant dans les eaux retenues dans les bassins est souvent peu diversifiée, mais elle comporte parfois des insectes connus et redoutés, comme les moustiques.
Cette question est sensible, car les techniques de gestion alternative des eaux pluviales en zone urbaine sont parfois suspectées de contribuer au développement de ces populations de moustiques qui constituent une véritable gêne, voir un risque sanitaire potentiel pour les riverains.
Au sein de l'observatoire, nous avons échantillonné les larves de moustiques sur plusieurs saisons dans les zones restées en eau sur 15 ouvrages : des bassins de retenue, des bassins d'infiltration, des toitures végétalisées et des noues.
La première conclusion importante de cette étude est que les noues et les toitures végétalisées, si elles sont bien conçues et entretenues, ne sont pas des gîtes favorables aux moustiques Tigre car l'eau s'infiltre ou s'évapore en moins de 24 heures alors qu'il faut plusieurs jours pour qu'une larve se développe.
De ce fait, dans les bassins, seules les zones qui restent en eau en permanence, grâce à leur fonction spécifique (fosse de décantation) ou par manque d'entretien (sédiments qui font obstacle à l'évacuation de l'eau), ont révélé la présence de moustiques. Au total 4 espèces autochtones ont été échantillonnées (ex : *Culex pipiens*) mais aucune n'est vecteur d'agents pathogènes. Aucun moustique tigre (*Aedes albopictus*) n'a été retrouvé dans les techniques alternatives.

Un autre résultat important est que les zones propices au développement de moustiques sont les zones les plus artificielles, principalement celles à fond et berges bétonnés, qui constituent les gîtes les plus productifs car dépourvus de prédateurs.
Les deux conclusions les plus importantes de cette étude sont donc que : (1) les noues et les toitures végétalisées, si elles sont bien entretenues, ne sont pas des gîtes favorables à ces organismes et que (2) le temps de vidange des ouvrages, généralement de moins de 24 heures, et dans tous les cas de moins de 5 jours, y compris sur des points bas avec des eaux résiduelles, ne permet pas le développement d'espèces de moustiques vecteurs d'agents pathogènes.

En Bref…

Les plantes sont principalement distribuées dans les bassins en fonction de facteurs hydrologiques, à savoir la disponibilité de l'eau. La hauteur de sédiment, la typologie du bassin versant de l'ouvrage (typologie, types d'activités…) sont des facteurs influençant aussi la présence ou la distribution de certaines familles ou espèces végétales. La gestion des ouvrages (curage, tonte…) a aussi un effet significatif sur la biodiversité végétale.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Bedell J.-P., Mourier B., Provot J., Winiarski T.,** (2013) *Influences on the establishment and dominance of vegetation in stormwater infiltration basins.* Water Sciences and Technology 68(12) : 2576-2583. DOI: 10.2166/wst.2013.526
- **Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Bedell J.-P.,** (2013). *Influence of spontaneous vegetation in stormwater infiltration system clogging.* Environmental Science and Pollution Research DOI: 10.1007/s11356-013-2398-y
- **Valdelfener M., Barraud S., Sibeud E., Bacot L., Perrin Y., Jourdain F., Marmonier P.,** (2018). *Do Sustainable Drainage Systems favor mosquito proliferation in cities compared to stormwater networks?* Urban Water Journal, 1-8. DOI: DOI: 10.1080/1573062X.2018.1523442
- **Valdelfener M., Bacot L., Barraud S., Marmonier M.,** (2017). *Les moustiques dans les ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales en ville ?* Retour sur l'Étude exploratoire OTHU – Les synthèses de l'OTHU – Fiche n° 1-septembre 2017, 8 p. lc.cx/othu-Moustiques-2017



Ouvrages 8

La gestion des eaux urbaines (eaux usées et eaux pluviales) est réalisée à travers des infrastructures destinées à l'interception ou à la collecte, au stockage, au transfert à surface libre ou à l'infiltration dans les sols urbains des flux d'eau et de polluants.

Ces infrastructures sont dites soit centralisées (installées en réseau d'assainissement séparatif ou unitaire) soit décentralisées (ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source). Leur bon fonctionnement hydrologique et en matière d'abattement des polluants est intimement lié à leur conception.

Les observations, sur le long terme, menées dans le cadre de l'OTHU ont permis de mieux appréhender les processus gouvernant leur fonctionnement et de formuler des recommandations sur leur conception et sur la gestion des sédiments.

Dans ce chapitre, les fonctions des ouvrages stratégiques centralisés et décentralisés de gestion des eaux urbaines sont rappelées. Leur fonctionnement y est décrit. Les règles de conception associées ainsi que les modalités de gestion des sédiments présents au sein de certains ouvrages (notamment les bassins de retenue-décantation) y sont également explicitées.

8.1

Le déversoir d'orage : l'allié des réseaux d'assainissement, l'adversaire des milieux ?

Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Installés en réseau unitaire, les déversoirs d'orage permettent de protéger les ouvrages aval et les stations d'épuration contre les surcharges occasionnées par certains événements pluvieux. Mais ces ouvrages sont aussi pointés du doigt en raison de leurs déversements polluants, qui contribuent à la dégradation des milieux aquatiques.

Qu'est-ce qu'un déversoir d'orage ?

Un déversoir d'orage (DO) est un ouvrage de dérivation qui permet d'orienter un écoulement amont vers au moins deux destinations aval. Installé en réseau unitaire, il protège le réseau aval contre des surcharges hydrauliques importantes en temps de pluie. Son rôle principal est d'écrêter le surplus de volume qui ne peut être accueilli à la station de traitement. Lors d'un épisode pluvieux intense, il arrive que les DO rejettent des eaux non traitées dans le milieu aquatique. Ces déversements contribuent à la dégradation des milieux (rejets de micropolluants – Weyrauch *et al.*, 2010, rejet de microorganismes dont des pathogènes – Passerat *et al.*, 2011). Ils n'ont pas été initialement conçus pour être instrumentés et leurs géométries ne sont pas standardisées. Comme indiqué sur la figure 1, il s'agit d'ouvrages composés d'une ou plusieurs conduites amont et d'une chambre de dérivation qui permet d'orienter une partie du débit amont vers le milieu naturel (débit déversé) et une autre partie vers la station de traitement (débit conservé).

Leur gestion est primordiale si l'on souhaite contrôler leurs rejets et prendre des mesures appropriées pour protéger les milieux aquatiques récepteurs. Ces mesures comprennent par exemple l'installation d'équipements de récupération des macro déchets, l'installation de bassins d'orage ou encore de filtres plantés de roseaux comme proposé dans le cadre du projet ANR SEGTEUP (système extensif pour la gestion et le traitement des eaux urbaines de temps de pluie – en appui sur l'OTHU). Cependant, leur gestion passe par une maîtrise de leur fonctionnement hydraulique (figure 2), mais aussi et surtout, de leurs rejets polluants.

Le fonctionnement et le rôle d'un DO

Le fonctionnement hydraulique d'un DO dépend de sa typologie et des conditions aux limites de l'ouvrage, c'est à dire principalement les débits et hauteurs d'eau à l'amont et à l'aval du DO considéré.

Les catégories de DO

La typologie des DO est difficile à faire. Si on se base sur la géométrie, on peut les classer en deux grandes catégories : i) DO à seuil et ii) DO sans seuil.

i) **Les DO à seuil** comprennent ceux à seuils latéraux ou frontaux. Ces seuils peuvent être « hauts » ou « bas », selon que la hauteur du seuil ou de la pelle est supérieure ou inférieure à la côte de la génératrice supérieure de la conduite aval véhiculant le débit conservé vers la station de traitement.

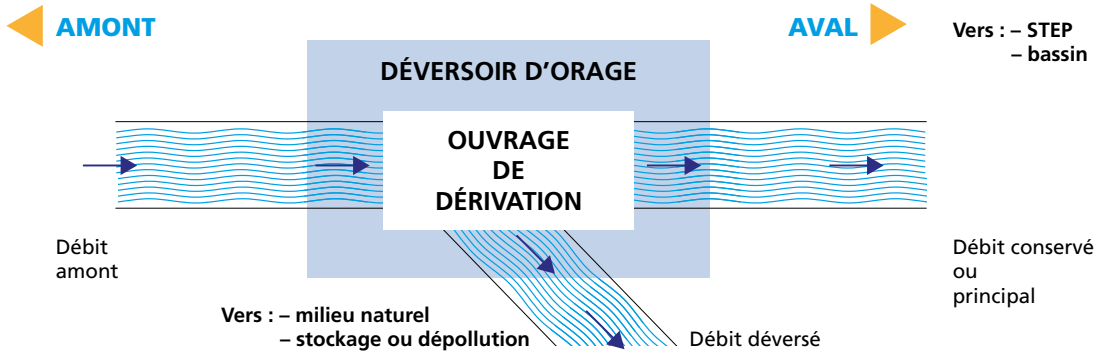
ii) **Les DO sans seuil** correspondent par exemple aux diffluences : l'écoulement amont est séparé en au moins deux écoulements aval véhiculés par deux conduites différentes, une conduite transportant le débit conservé et l'autre le débit déversé. Ils correspondent également aux DO ayant une ouverture : latérale, frontale ou au niveau du radier (fond de l'ouvrage). Les DO avec une ouverture au niveau du radier sont appelés *leaping weir.*

L'analyse du fonctionnement d'un DO

Le fonctionnement peut être analysé :

- en mettant en place des instruments de mesure : surveillance des hauteurs d'eau, des débits, des concentrations en polluants (par exemple suivi des matières en suspension ou de la demande biochimique en oxygène à 5 jours – DBO5) ;
- à l'aide de caméras : collecte de vidéos puis exploitation

Figure 1 : Schéma de principe d'un déversoir d'orage (STEP = station d'épuration ou station de traitement des eaux unitaires).



de ces dernières pour visualiser puis interpréter les écoulements ;
- par modélisation.

Le plus souvent, ces ouvrages fonctionnent en régime fluvial, torrentiel, ou une combinaison des deux faisant apparaître un ressaut hydraulique (élévation brusque de la hauteur d'eau dans le sens de l'écoulement lorsqu'il passe d'un régime torrentiel à un régime fluvial). Pour savoir si un écoulement est fluvial ou torrentiel, il faut calculer le nombre de Froude. Le nombre de Froude est un nombre adimensionnel qui compare les forces d'inertie aux forces gravitationnelles. Il est donné par la formule :

$\frac{U}{\sqrt{gD_h}}$ où U est la vitesse moyenne de l'écoulement, g l'accélération de la pesanteur, D_h le diamètre hydraulique de l'écoulement, qui s'obtient en divisant la section mouillée de l'écoulement par la largeur de la surface libre (largeur au miroir) associée. Si le nombre de Froude est inférieur à 1, on parle de régime fluvial, et s'il est supérieur à 1 on parle de régime torrentiel.

Les fonctions d'un DO

Quelle que soit sa géométrie et son mode de fonctionnement, un DO doit assurer trois fonctions principales :
- par temps sec, laisser transiter le débit des eaux usées sans déversement et sans faire trop chuter la vitesse de l'écoulement afin de limiter la décantation des matières en suspension présentes dans l'effluent ;
- par temps de pluie, laisser transiter le débit de référence, c'est à dire le débit maximal admis à l'aval, sans déversement ;
- enfin, déverser le débit excédentaire de temps de pluie (au-delà du débit de référence) pour soulager le réseau à l'aval, sans mise en charge et sans provoquer de décantation dans la conduite amont.

Les masses de polluants rejetées lors des déversements, sont extrêmement variables

Deux déversoirs d'orage sont suivis dans le cadre de l'OTHU : le DO de Grézieu-la-Varenne et celui d'Écully. Concernant le DO d'Écully, la figure 3 illustre la variabilité des masses de MES (matières en suspension) et DCO (demande chimique en oxygène) déversées. Ces masses déversées sont parfois très faibles mais peuvent aussi atteindre plusieurs centaines de kilogrammes lors de certains événements pluvieux. Cet exemple nous montre l'intérêt d'un suivi en continu ; en effet, si l'on échantillonne uniquement quelques événements, par exemple les événements 3, 19 et 28, cela entraîne une très forte sous-estimation des masses de polluants déversées ; inversement, si on échantillonne l'événement 16, l'évaluation sera également biaisée car ce cas correspond à un déversement exceptionnel sur la période considérée.

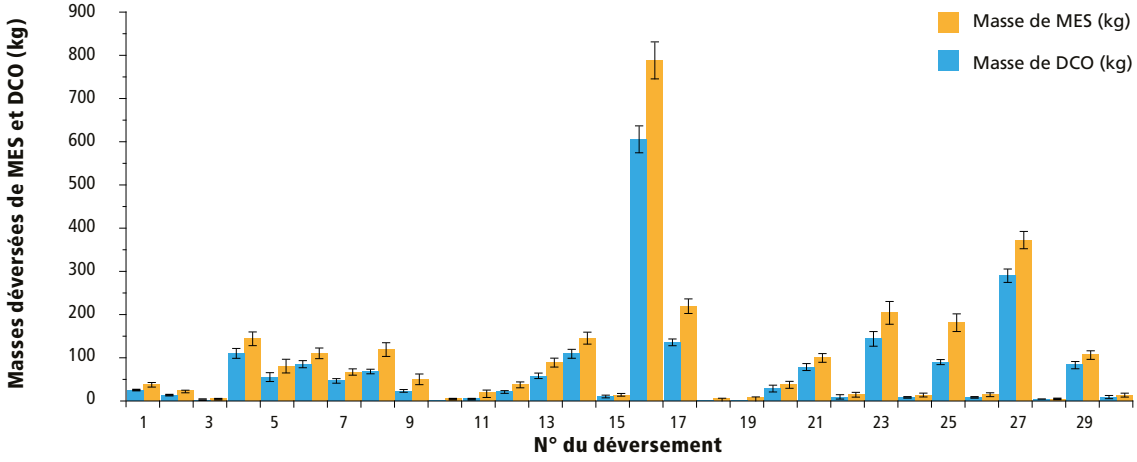
Doit-on continuer à installer des déversoirs d'orage ?

Les DO ont un fonctionnement complexe et sont difficiles à équiper. Leurs rejets contribuent à la dégradation des milieux naturels. La gestion des DO existants pose déjà beaucoup de difficultés d'instrumentation et de suivi et on peut donc légitimement se poser la question de la pertinence d'en construire de nouveaux. Pour éviter de construire de nouveaux DO et donc réduire fortement les rejets vers le milieu naturel, on pourrait privilégier la gestion des eaux pluviales à la source. Le projet Conscéquans (financement ZABR/AERMC) permettra en partie de répondre à cette question.

Figure 2 : DO latéral en fonctionnement (ville de Fontainebleau). Le débit déversé, indiqué par la flèche rouge, est variable le long du seuil de déversement avec un déversement plus important à l'aval du seuil – la flèche verte indique le sens de l'écoulement et symbolise le débit amont.



Figure 3 : Masses de MES et DCO pour les 30 déversements mesurés à Écully en 2004 (Bertrand-Krajewski *et al.,* 2008).



8.2

Intersections dans les réseaux d'assainissement : des structures d'écoulement complexes à comprendre et à gérer ?

Emmanuel Mignot, Nicolas Rivière, Gislain Lipeme Kouyi, INSA de Lyon

Le recouvrement du bon état écologique des milieux aquatiques ne pourra être atteint sans une optimisation du fonctionnement des systèmes de collecte. Or, les quelque 300 000 km de réseaux d'eaux usées et séparatifs présents sous nos pieds sont loin d'être un long fleuve tranquille : les coudes, chutes, confluences et diffluences entraînent la formation d'écoulements complexes à mesurer et à maîtriser.

La problématique des intersections

Les intersections de canalisations sont des ouvrages très fréquemment rencontrés dans les réseaux d'assainissement. On y trouve notamment :

- des confluences (aussi appelées jonctions) : avec deux écoulements amont qui se rassemblent en un seul en aval (figure 1) ;
- des diffluences (ou bifurcations) : avec un écoulement amont qui se sépare en un écoulement aval (souvent dans l'alignement de la branche amont) et un écoulement latéral (figure 2).

Les confluences résultent du fait que les réseaux d'assainissement sont des systèmes de collecte de multiples rejets ponctuels et/ou des eaux de ruissellement pour les acheminer vers la station d'épuration ou tout autre dispositif de traitement en aval. Les eaux se rassemblent alors aux confluences dans des écoulements de plus en plus importants. Les diffluences, quant à elles, sont principalement rencontrées au niveau des déversoirs d'orage en assainissement. Ces deux types d'intersection (confluence et diffluence) entraînent la formation d'écoulements localement tridimensionnels et complexes, avec deux problématiques majeures :

Figure 1 : Schéma **(a)** et photographie **(b)** des structures d'écoulement dans les confluences (vues de dessus). (Source INSA Lyon)

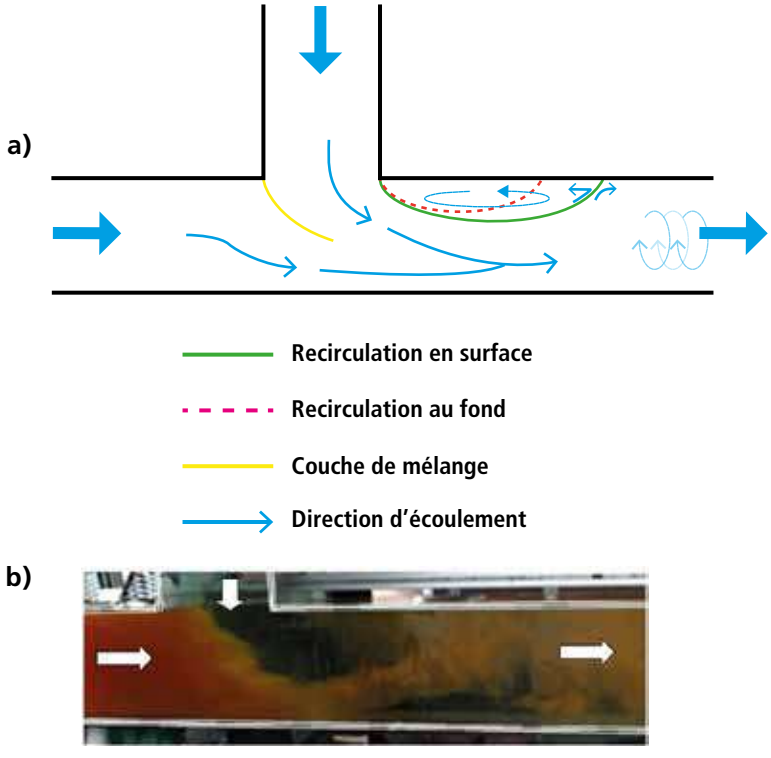
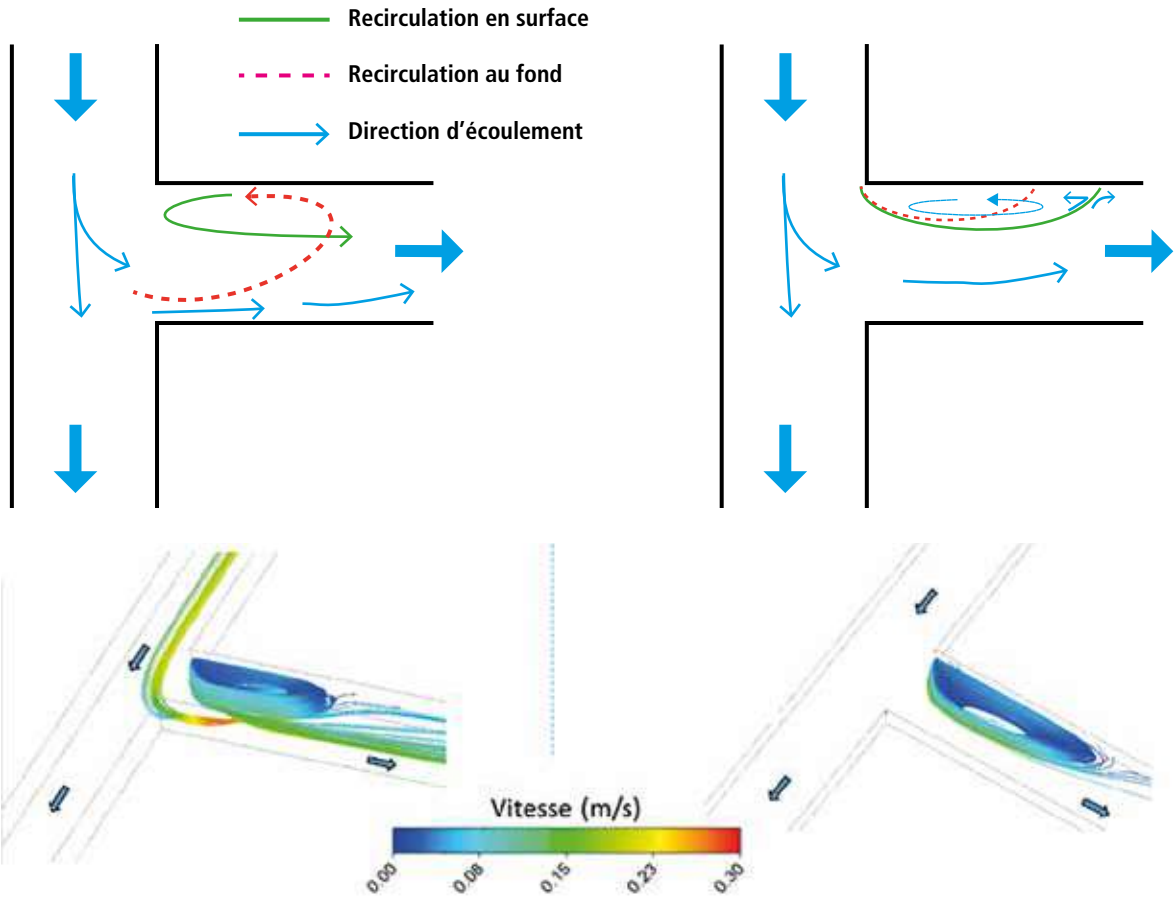


Figure 2 : Détails des structures d'écoulement dans des diffluences (haut) avec une illustration des lignes de courant au sein des deux formes de zones de recirculation (bas): hélice à gauche et recirculation fermée à droite (d'après Momplot *et al.* 2017).



- un impact sur la fiabilité des mesurages réalisées en aval des intersections ;
- un impact sur le comportement des polluants particulaires et dissous véhiculés.

La forme d'écoulement dépend du type d'intersection et des paramètres hydrauliques et géométriques du réseau

Si on rencontre aussi des confluences et des diffluences dans les rivières (et celles-ci font l'objet de nombreuses études) leurs caractéristiques sont différentes en réseau d'assainissement, notamment parce qu'il s'agit d'ouvrages manufacturés :

- les formes de sections sont souvent très simples : on rencontre fréquemment des sections rectangulaires, trapézoïdales, circulaires ou ovoïdales ;
- les rapports d'aspect largeur sur profondeur sont faibles, de l'ordre de 1 (plutôt 100 en rivière) ;
- les angles sont généralement vifs et nets aux intersections.

On pourrait alors imaginer que les écoulements sont également simplifiés ; mais il n'en est rien !
Les formes d'écoulement qui ont lieu dans ces intersections diffèrent fortement entre confluences et diffluences et en fonction des caractéristiques géométriques (typiquement angle de l'intersection) et hydrauliques (débits en jeu). L'aspect hydrodynamique de ces écoulements a été largement étudié en laboratoire, notamment pour des sections de forme simplifiée avec un grand angle d'intersection et des profondeurs d'eau importantes, typiques des réseaux d'assainissement. On trouve notamment les structures d'écoulement complexes suivantes.

En confluences

En confluences (figure 1), une zone de recirculation se forme au sein de la branche aval (du côté de la branche latérale), accompagnée d'une zone d'accélération sur la partie restante de la section (Mignot *et al.*, 2012). De plus, si les vitesses des deux écoulements amont diffèrent suffisamment, une couche de mélange est observée à l'interface entre les deux écoulements au sein de l'intersection. Enfin, des écoulements secondaires complexes ont lieu dans la branche aval, qui peuvent persister sur de longues distances ; cette recirculation aval peut notamment prendre une forme d'hélice occupant la majeure partie de la section.

En diffluences

En diffluences (figure 2), une importante zone de recirculation caractérise la branche latérale, qui peut prendre deux formes différentes en fonction des conditions géométriques et de l'écoulement amont. L'écoulement, fortement tridimensionnel,

est soumis à une force centrifuge plus importante en surface que près du fond. L'écoulement a alors plus de facilité à tourner vers la branche latérale près du fond qu'en surface. Ce processus est responsable de l'effet Bulle, c'est-à-dire qu'une quantité relative plus importante de sédiments que d'eau rejoint la branche latérale.

Les intersections rendent la mesure de débit complexe

D'un point de vue opérationnel, la première problématique liée aux intersections concerne la mesure du débit. Celle-ci est en effet rendue complexe par la présence des écoulements tridimensionnels, notamment car il est délicat de relier la vitesse mesurée localement avec la vitesse moyenne, qui, multipliée par la section de passage, permet d'estimer le débit liquide.

Concernant la mesure du débit en confluence, El Bahlouli *et al.* (2017, figure 3) ont montré qu'en utilisant un capteur Doppler posé au fond, une distance d'environ 10 largeurs à l'aval de la confluence est requise afin d'estimer le débit avec une erreur de l'ordre de 5 %, pour un rapport d'aspect moyen (rapport « largeur/profondeur » compris entre 2 et 4). En revanche, si l'écoulement est peu profond ou très profond (rapport « largeur/profondeur » < 2 ou > 4), cette erreur augmente jusqu'à 15, voire 20 %, même pour des distances beaucoup plus élevées.

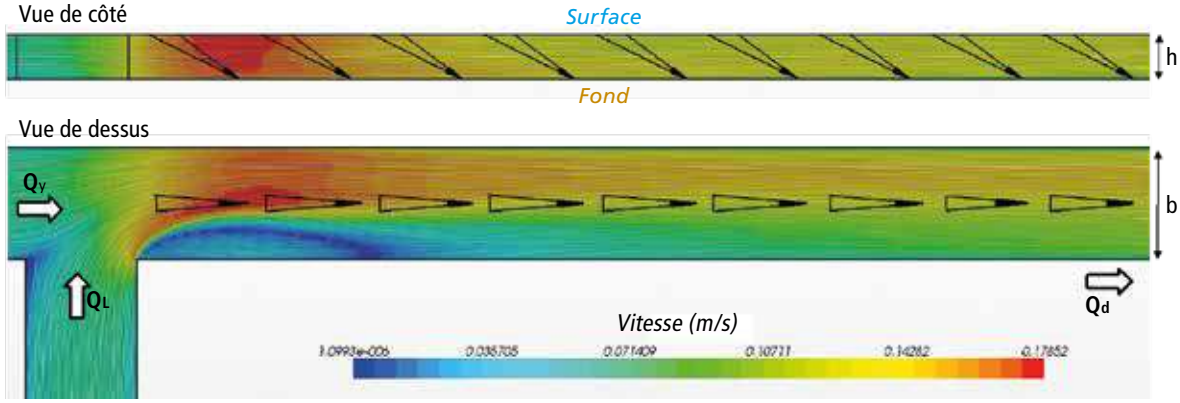
En diffluence, la mesure du débit au sein de la branche latérale est rendue particulièrement délicate par un caractère tridimensionnel très marqué de l'écoulement et la présence de la zone de recirculation. L'estimation de ce débit, notamment au sein des déversoirs d'orage, nécessite l'utilisation d'ouvrages spécifiques, tels que des canaux Venturi ou des dispositifs calibrés du type DSM-flux (voir Question 2.6 : *Comment mesurer le débit déversé par un déversoir d'orage ?*).

Les intersections peuvent causer une accumulation de polluants

Pour ce qui est du transport particulaire, les travaux de laboratoire - dont certains sont menés dans le cadre de l'OTHU - ont confirmé la présence de dépôts spécifiques dans les zones de stockage, pour les diffluences comme pour les confluences. Ces zones de stockage, notamment au sein des zones de recirculation, peuvent être à l'origine d'une accumulation de polluants : polluants flottants en surface, polluants particulaires déposés au fond, ou polluants dissous.

De plus, de nombreux auteurs commencent à s'intéresser à l'efficacité du mélange à l'aval des confluences ; ce mélange étant rendu particulièrement complexe par les écoulements secondaires dans la branche aval des confluences et latérale des diffluences (figure 1a).

Figure 3 : Champ de vitesse de l'écoulement dans une confluence, avec en noir les volumes de mesure vus par des capteurs Doppler localisés à différentes distances de la confluence (source : El Bahlouli *et al.*, 2017).



En Bref...

Les réseaux d'assainissement présentent de nombreuses singularités, parmi lesquelles les intersections de canalisations, qui rendent les écoulements localement fortement tridimensionnels avec de forts gradients de vitesse. Cela engendre des difficultés de mesurage du débit à proximité mais également de potentielles accumulations de polluants dans les zones de recirculation.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Larrarte F.,** (2019). Rapport final du projet MENTOR selon consignes ANR. [Rapport de recherche] IFSTTAR – Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux. 2016, 11 p. – https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01712018 ainsi que les guides techniques du projet : lc.cx/mentor2016
- **Larrarte F., Bardiaux J-B., Bellahcen S., Bonakdari H., Claverie R., *et al.*,** Projet COACHS – Rapport finalisé. [Rapport de recherche] IFSTTAR – Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux. 2014, 162 p. – https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01578395
- **Momplot A., Lipeme Kouyi G., Bertrand-Krajewski J.-L., Mignot E., Rivière N.,** (2013). Modélisation tridimensionnelle des écoulements multiphasiques en régime instationnaire au droit d'ouvrages spéciaux présents en réseau d'assainissement : performances des modèles et analyse de sensibilité. *La Houille Blanche – Revue internationale de l'eau,* EDP Sciences, 2013 (4), pp.16-24. – https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00931486/

8.3

Techniques alternatives… Des alternatives loin de n'être que techniques !

Sylvie Barraud, Hélène Castebrunet, Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon – Elodie Brelot, GRAIE

Les techniques alternatives regroupent une multitude de solutions permettant une gestion intégrée et décentralisée des eaux pluviales urbaines. Elles s'appuient sur des solutions d'aménagement favorisant l'infiltration, le stockage temporaire ou encore l'évapotranspiration comme les solutions fondées sur la nature par exemple. On tend de plus en plus à rectifier la terminologie pour parler de solutions de gestion à la source ou solutions décentralisées pour dépasser une vision purement technique qui s'appuierait sur un catalogue de technologies préconçues. L'idée est de gérer l'eau de pluie comme une ressource au service de l'aménagement et non comme un problème technique dont il faudrait se débarrasser.

Une diversité de solutions

Les techniques alternatives désignent un ensemble de solutions répondant à une évolution majeure de la stratégie de gestion des eaux pluviales (EP) dans l'aménagement depuis les années 1970 : d'une stratégie fondée sur l'évacuation rapide des eaux pluviales drainées par réseaux de conduites, nous sommes passés progressivement à une stratégie de contrôle du ruissellement et de la gestion au plus près de la source.

En France, les premières réponses, notamment dans un contexte d'expansion urbaine et de villes nouvelles, ont été la réalisation de bassins de retenue et d'infiltration, souvent à l'exutoire d'un réseau (photos 1. a et b), (solutions centralisées). Depuis, et, notamment dans un contexte de densification et de reconstruction de la ville sur la ville, les solutions à la source se développent, sous des formes multiples tant en termes de géométrie, que de matériaux, comme les noues, toitures végétalisées, jardins de pluie, chaussées à structure réservoir, fossés, tranchées et puits d'infiltration… (photos 1. c et d).

Le recours à ces modes de gestion est largement partagé à l'international ; on les trouve ainsi sous des vocables comme : LIDS (système de développement à faible impact), BMP (pratique de gestion optimisée sous-entendue des EP), SUDS (système de drainage urbain durable), WSUD (conception de la ville sensible à la problématique de l'eau) ou encore NBS (solution fondée sur la nature) (Fletcher e*t al.*, 2014).

Le vocable « Techniques alternatives » usité en France n'est pas des plus heureux, et ce pour deux raisons :

- parce qu'une « technique » a une fonction de service principal, qui serait la gestion des eaux pluviales, alors que, au-delà de la gestion des eaux pluviales, l'importance et la diversité des autres fonctions et services rendus dépassent largement la simple réponse d'un ouvrage technique,
- parce qu'une solution présentée comme « alternative » (sous-entendu au tout-tuyau) fait toujours référence à ce mode d'évacuation traditionnel qu'il s'agit de dépasser et qui ne constitue pas une référence.

Le terme générique de solution de gestion décentralisée des eaux pluviales semble ainsi mieux couvrir l'ensemble de solutions proposées ici.

Des fonctions multiples

Les stratégies de gestion des eaux pluviales à la source doivent répondre à plusieurs objectifs :

- maîtriser les risques d'inondation ;
- préserver l'alimentation naturelle des nappes, des cours d'eau, et donc des ressources en eau ;
- préserver la qualité des milieux naturels et ressources en eau ;
- limiter les coûts de gestion collective des eaux,
- favoriser/optimiser les aménagements en les rendant plurifonctionnels ;
- rendre les villes plus résilientes face aux changements globaux.

La plurifonctionnalité des solutions de gestion décentralisée des eaux pluviales leur permet de répondre à ces objectifs :

Les fonctions de service ou fonctions premières

- éviter le ruissellement, la concentration des flux d'eau et de polluants, et s'adapter aux différents évènements climatiques ;
- favoriser la rétention d'eau, l'infiltration, l'évaporation et l'évapotranspiration et, si ruissellement il y a, le ralentir et stocker temporairement l'eau pour contrôler les débits à l'aval ;
- abattre la pollution des eaux pluviales, par des processus de décantation, de filtration, d'adsorption et de dégradation biologique naturelle.

Les fonctions vis-à-vis du système global

Elles permettent de soulager les systèmes d'assainissement traditionnels, en désimperméabilisant la ville et en déconnectant les eaux pluviales : elles évitent ou limitent les rejets

polluants par temps de pluie et réduisent les perturbations géomorphologiques et biologiques des cours d'eau. Elles évitent aussi une augmentation exponentielle de la taille des ouvrages et des contraintes d'exploitation, donc permettent de réduire les coûts.

Les fonctions connexes des solutions ou services rendus dans l'aménagement

Loin d'être négligeables, ces fonctions sont de vraies plus-values. Elles peuvent en effet être :

- support de biodiversité et contribution aux îlots de fraicheur en milieu urbain ;
- développement d'espaces multi-usages et amélioration de la qualité paysagère (aires de loisir, terrains de sport, parcs urbains…).

Technique alternative… l'alternative est loin de n'être que technique et devient peu à peu la voie principale pour gérer les eaux de pluie.

Photo 1a : Bassin d'infiltration centralisé non intégré (Bassin Django-Reinhardt, Chassieu).



Photo 1b : Bassin d'infiltration centralisé (IUT Villeurbanne).



Photos 1c et 1d : Noues d'infiltration reprenant les eaux de pistes cyclables et voies piétonnes (Campus INSA, Villeurbanne).





Qu'a étudié et apporté l'OTHU ?

L'OTHU s'est attelé dès ses débuts à l'évaluation des performances de ces dispositifs de gestion des eaux pluviales en profitant de sa forte interdisciplinarité et du suivi sur le long terme pour en mesurer les impacts. Cependant, les partenaires opérationnels et chercheurs de l'OTHU ont privilégié tout d'abord l'instrumentation et le suivi de dispositifs centralisés de retenue-infiltration car particulièrement développés sur la métropole de Lyon avec des enjeux forts sur leurs possibles effets sur les eaux souterraines. C'est le cas du bassin de Django-Reinhardt (bassin infiltrant sur moins d'un hectare les eaux d'une surface de 185 ha imperméabilisée à plus de 70 %), ainsi que de plus de dix autres bassins de l'Est lyonnais du même type. Le suivi a donné lieu au déploiement d'équipements métrologiques très novateurs et surtout très intégrés (couplant des mesures de différentes natures). Les recherches ont permis d'apporter des éléments de réponses sur :

- le rôle des dispositifs de prétraitement sur la gestion des flux d'eau, de solides (décantation) et de polluants ;
- la caractérisation physico-chimique et microbiologique puis la traitabilité des sédiments piégés dans ces dispositifs ou des fonds de bassins d'infiltration, (voir Chapitre 5 : *Contaminants*) ;
- le rôle des dispositifs d'infiltration centralisés sur le piégeage ou non des polluants et l'impact bio-physico-géo-chimique potentiel des infiltrations sur les nappes, (voir Chapitre 6 : *Impacts*) ;
- l'évolution du colmatage sur le long terme ainsi que le rôle de la végétation et d'invertébrés du sol dans cette évolution, (voir Question 7.4 : *Quel est le rôle de la végétation dans le colmatage des systèmes d'infiltration ?* et Question 7.5 : *Quel est le rôle de la faune dans le colmatage des systèmes d'infiltration ?*) ;
- les tendances d'évolution sur le long terme, notamment des températures des eaux de surfaces ou souterraines, en lien avec l'évolution des températures de l'air ;
- la définition et l'évaluation d'indicateurs de performances.

Fort de ses connaissances et son expertise, l'OTHU s'est ensuite engagé dans l'instrumentation spécifique des solutions de gestion décentralisée.

Outre les aspects hydrologiques, sur ces ouvrages, la question de la multifonctionnalité a été également abordée du point de vue sociologique (usages) et anthropologique (pratiques des organisations assurant la gestion). La question des freins à l'adoption de ces solutions a également été traitée. L'analyse des perceptions et des modes de représentation de ces dispositifs et de leur fonction de traitement par différentes catégories d'acteurs et d'usagers a été approfondie (voir Chapitre 1 : *Stratégie*).
Plus récemment, les recherches ont permis de comparer les systèmes à la source aux systèmes centralisés du point de vue de leur rôle vis-à-vis des micropolluants (métaux, pesticides, HAP, alkylphénols et dérivés et retardateurs de flammes bromés). (voir Question 8.5 : *Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants* ?).

Aujourd'hui les recherches sur les performances des ouvrages à la source se poursuivent et se prolongent par la mise en place de modélisations des processus au sein des ouvrages (processus internes décrivant le comportement vis-à-vis des flux d'eau et de polluants) ou de modélisation à l'échelle plus large (quartier ou ville par exemple) pour évaluer l'impact de scénarios de gestion décentralisée. Les effets de la végétalisation sur le microclimat de quartiers aménagés avec des solutions décentralisées sont également en cours d'étude.

8.4

Quels sont les facteurs influençant le fonctionnement et la conception d'un ouvrage d'infiltration ?

Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon – Laurent Lassabatere, ENTPE – Sylvie Barraud, INSA Lyon – Nelly Maamir, La métropole de Lyon – Rafael Angulo Jaramillo, ENTPE

Qu'ils soient centralisés (bassins) ou à la source (noues, tranchées d'infiltration, parkings drainants, etc.), les ouvrages d'infiltration doivent permettre d'infiltrer les eaux pluviales tout en retenant au mieux les polluants transportés par ces eaux. La performance de ces ouvrages dépend fortement de certains facteurs liés à leur conception et à leur entretien, qu'il est essentiel de connaître et de maîtriser pour tendre vers un fonctionnement optimal.

Filtration et infiltration…

Le fonctionnement d'un ouvrage d'infiltration peut principalement être caractérisé en termes techniques, par deux grandes fonctions : la fonction « infiltration » de l'eau et la fonction « filtration » des polluants. La première vise l'infiltration des eaux pluviales comme mode de drainage d'opérations d'aménagement permettant de se prémunir d'un niveau de risque d'inondation donné. L'infiltration de l'eau permet également de contribuer à recharger la nappe phréatique, si nappe il y a et/ou d'alimenter les couches superficielles de sol et de la végétation s'y trouvant. Les dispositifs doivent être conçus pour éviter la stagnation prolongée des eaux en surface et donc retarder le colmatage. La seconde fonction, qualifiée communément de filtration, même si c'est un abus de langage (voir question 7.2), vise à favoriser la rétention et/ou la dégradation des polluants dans les horizons superficiels du sol de manière à transférer le moins possible les polluants issus du ruissellement.
L'évaluation des performances hydrologiques et d'interception des polluants à court et long termes (incluant les effets du colmatage) a fait l'objet de nombreuses recherches à l'OTHU pour des dispositifs centralisés. On trouvera au chapitre 7 les principaux résultats obtenus sur les différents aspects.

Plus récemment les recherches ont également investigué la question des performances des systèmes d'infiltration à la source (Projet OFB-Micromegas mené en lien avec les projets Matriochka à Nantes et Roulépur à Paris issus des observatoires OPUR et ONEVU). Les résultats sont présentés à la Question 8.5. *Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants ?*. Il reste encore à ce jour des inconnues concernant le fonctionnement de ces ouvrages à la source sur le long terme et sur l'impact de certains choix de conception et de stratégies d'entretien qui permettraient de développer des méthodologies rigoureuses de gestion patrimoniale.

Malgré tout, ces travaux de recherche ont permis de mettre en lumière un certain nombre de facteurs influençant le fonctionnement des ouvrages, et dont il faut tenir compte lors des phases de conception et d'exploitation.

Les facteurs impactant le fonctionnement et la conception d'un ouvrage d'infiltration

Le rapport entre la surface d'infiltration de l'ouvrage et la superficie d'apport des eaux du bassin versant drainé (surface active)

L'idée est que l'on ne doit pas chercher à infiltrer sur des surfaces faibles des quantités d'eau issues de bassins versants drainant des zones de surface importante. Les ouvrages d'infiltration sont en effet des « concentrateurs » de flux d'eau et de polluants, notamment lorsqu'ils sont centralisés. L'effet de concentration est d'autant plus grand que la surface du bassin versant drainé est importante devant la surface d'infiltration.

Ce rapport doit être au moins de l'ordre de quelques pourcents. Il est parfois préférable d'avoir ce ratio élevé, mais cela interroge évidemment la disponibilité de l'espace pour infiltrer dans de bonnes conditions.

Les caractéristiques des bassins versants

Les activités et la taille du bassin versant drainé conditionnent évidemment les flux et la nature des polluants/contaminants. Pour les polluants chimiques, on ne peut malheureusement pas associer, même qualitativement, un type d'urbanisation à des niveaux approximatifs de pollution. Les concentrations comme les masses sont extrêmement variables d'un événement à l'autre avec une variabilité supérieure à celle d'un site à l'autre.

Cependant, il sera important de prêter attention aux apports possibles de polluants (utilisations de produits phytosanitaires par exemple sur les ouvrages ou aux alentours) ou encore aux apports de fines (chantiers à proximité, types de surfaces érodées…) pour ne pas colmater précocement les surfaces infiltrantes.

Les propriétés du sol sous l'ouvrage d'infiltration

La conductivité hydraulique (perméabilité) du sol est évidemment un facteur clé. Le sol doit tout d'abord présenter une **conductivité hydraulique (perméabilité)** suffisante. En outre, la **zone non saturée** doit être suffisamment épaisse. Cette zone sert de zone tampon entre la surface du sol et la nappe phréatique et permet l'essentiel de la dégradation et de la rétention des polluants. C'est elle qui

assure principalement la fonction « filtration/rétention » des polluants. On s'accorde souvent sur une épaisseur minimale de 1 à 2 m.

La nature du sol doit être également propice à la présence d'eau : Certains sols, superficiels ou non, ont des comportements mécaniques interdisant l'infiltration ou tout du moins la limitant. En matière de stabilité, le risque de dissolution des sols peut être important dans les sols gypseux et interdit toute infiltration ponctuelle et centralisée. De même, le phénomène de retrait-gonflement peut entraîner, dans certains sols, des désordres mécaniques sur les structures environnantes. Ce phénomène n'est pas forcément rédhibitoire car il peut aussi favoriser la stabilité des ouvrages. Chaque sol sera à étudier au cas par cas.

Les apports et leurs répercussions sur les propriétés du sol

L'apport de matière en suspension par les eaux de ruissellement pluvial est un des facteurs qui conduit à un **colmatage** progressif de l'ouvrage. Une **couche sédimentaire** peut se former en surface et ainsi freiner l'infiltration et faciliter la décantation de matière solide en surface. Cette couche de surface induit donc une réduction de l'infiltration et nuit à la fonction « infiltration ». En parallèle, constituée de particules fines, elle favorise l'adsorption de certains polluants et est donc bénéfique pour la fonction « filtration ». Notons que le colmatage peut être également biologique (voir Question 7.3 : *Comment un système d'infiltration se colmate-t-il et en combien de temps ?*).

Recommandations pour les ouvrages d'infiltration

Pour garantir un bon fonctionnement de ces ouvrages, nous recommandons de les installer sur des formations géologiques superficielles perméables. Dans la région lyonnaise, une grande partie repose sur un dépôt fluvioglaciaire très perméable, ce qui permet de remplir cette condition. Il faut s'assurer aussi du maintien dans le temps de la fonction « infiltration » par suivi du colmatage et de son effet négatif sur cette fonction. En parallèle il faut veiller à ce que la capacité d'infiltration ne nuise pas à la capacité de filtration et d'épuration de l'ouvrage de sorte que le risque de pollution de la nappe soit réduit. On admet communément que si on maintient au moins deux mètres de zone non saturée pour le cas d'un ouvrage d'infiltration centralisé, on assure une filtration de la plus grande partie des polluants. Il faut aussi veiller à ce que l'ouvrage d'infiltration centralisé soit éloigné des zones vulnérables en termes de qualité des eaux (puits de captage, etc.). Les ouvrages d'infiltration doivent être exploités en prenant en compte l'évolution du système dans son ensemble, en incluant les effets de la végétation, des changements globaux et des forçages anthropiques.

De plus, la présence d'eau dans le sol et la couche sédimentaire de surface rendent ces lieux propices à la colonisation par les plantes. Or, la **végétation** influence fortement le fonctionnement d'un ouvrage. Le développement du système racinaire permet d'améliorer la fonction « infiltration ». En effet, en se développant dans le sédiment et le sol sous-jacent, les racines créent des macropores, favorisant l'infiltration de l'eau vers les horizons inférieurs. Cet effet positif sur la fonction « infiltration » peut se traduire par un effet négatif potentiel sur la fonction « filtration », avec un risque de migration des polluants en lien avec la création des **chemins d'écoulement préférentiel.** Cependant, globalement les observations menées dans l'OTHU, montrent que la présence de végétation a un effet bénéfique, pour des dispositifs centralisés ou décentralisés, ceci est lié au complexe sol/végétation qui est notamment très efficace pour lutter contre le colmatage et retenir la pollution particulaire (voir Question 7.4 : *Quel est le rôle de la végétation face au colmatage des systèmes d'infiltration ?*).

Par ailleurs, l'évolution dans le temps des apports et la continuité écologique débouchent sur la constitution d'un écosystème dynamique propice au développement de la **biodiversité** et fortement dépendant des conditions locales (géologie, climat,…). Ces écosystèmes sont aussi a priori soumis aux **changements globaux** et notamment au réchauffement du climat en cours. Les études menées sur l'OTHU sur de longues chroniques montrent que les effets des variations de températures sont d'autant plus sensibles que les dispositifs sont centralisés avec des zones non saturées faibles. (voir notamment question 6.1 : Quel est l'impact des bassins d'infiltration d'eaux pluviales sur les nappes phréatiques ?)

Les ouvrages à la source ont une capacité de filtration et de rétention des micropolluants plus élevée

Divers systèmes de gestion des EP ont été comparés en termes de fonction « infiltration » et « filtration ». Pour cette dernière, nous avons comparé trois systèmes de gestion à la source (parking muni d'une chaussée à structure réservoir et revêtement perméable, d'une tranchée d'infiltration ; et d'une noue) à un parking traditionnel imperméable dans le but d'avoir une première idée du niveau de performances en terme d'abattement de micropolluants des systèmes d'infiltration par rapport à un système imperméable. Les constats suivants ont été établis à l'issue de cette étude sont : (voir aussi Question 8.5 : *Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants ?*) :

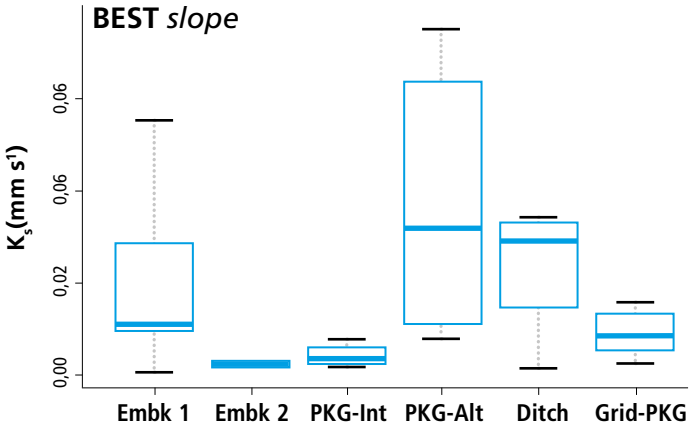
- un effet significatif sur l'infiltration de l'eau et la réduction des volumes ruisselés à gérer ;
- un abattement très efficace des micropolluants particulaires et même dissous sur ces petits systèmes ;
- une efficacité plus élevée pour les systèmes décentralisés que centralisés ;
- une efficacité des systèmes végétalisés encore plus élevée.

Un dispositif d'infiltration végétalisé avec une terre végétale comme support semble plus efficace. Ces résultats sont à confirmer sur le long terme.

Le test Beerkan pour évaluer la capacité d'infiltration des surfaces drainantes ou de fonds d'ouvrages

De nombreuses solutions font appel à des revêtements de surface drainants (enrobés, bétons drainants, pavés perméables, dalles gazon…) ou infiltrent au travers de surfaces

Figure 1 : Estimations de Ks (conductivité hydraulique à saturation) pour diverses techniques allouées à l'infiltration des eaux pluviales sur l'EcoCampus (Bouarafa *et al.,* 2019).



- **Embk1** et **Embk 2 :** structures de référence type talus de jardin recouvert de végétation.
- **PKG-Int :** Parking drainant en asphalte intact.
- **PKG-Alt :** Parking drainant en asphalte altéré.
- **Ditch :** Fossé
- **Grid-PKG :** Parking avec un revêtement alvéolaire engazonné (ou dalle engazonnée).





Photo 1 : Bassin d'infiltration végétalisé Minerve sur le site de Portes des Alpes – Métropole de Lyon (source : UCBL Lehna E3S).



de sols naturels ou rapportés dont il est nécessaire de s'assurer périodiquement de la perméabilité.

Le test Beerkan, permet d'évaluer la perméabilité de tels dispositifs. Il consiste à poser un anneau à même le sol et à verser dans l'anneau des volumes successifs d'eau connus (souvent de 100 ou 200 ml). Le temps d'infiltration est alors noté pour tous les volumes d'eau. Le ratio « volume d'eau infiltré » sur « temps d'infiltration » permet de quantifier le flux infiltré et donne une bonne idée de la capacité d'infiltration du revêtement ou de la surface d'infiltration en présence. Cette technique est très simple. Elle peut être facilement déployée à plus large échelle pour comparer les zones d'infiltration entre elles (variabilité spatiale au sein d'un ouvrage ou comparaison entre ouvrages). Elle peut être aussi employée pour suivre l'impact de la couche sédimentaire de surface sur l'infiltration en des points particuliers. La comparaison de données entre une zone témoin non affectée par la couche sédimentaire et une zone colmatée permet de mesurer la réduction de perméabilité. Cette dernière donnée peut ensuite être utilisée pour modéliser le fonctionnement de l'ouvrage (Lassabatere *et al.,* 2010) et/ou intervenir pour une opération de décolmatage.

Par exemple, des essais ont été effectués pour divers revêtements perméables ou surfaces d'ouvrage sur le site Ecocampus de la Doua (figure 1) : sur des surfaces de noues, de tranchées, de parkings et plateformes drainants, etc. et sur des surfaces naturelles témoin (surfaces enherbées). Il s'agissait de comparer ces types d'ouvrages en termes de capacités d'infiltration. On s'aperçoit que les parkings drainants garantissent une perméabilité importante au bout d'une dizaine d'années. En revanche, les structures alvéolaires ne présentent pas plus de perméabilité que les revêtements de parkings et sont moins perméables que les surfaces enherbées adjacentes.

Notons que pour des ouvrages centralisés de grandes tailles (quelques milliers de m²), une méthode de mesure de colmatage « en grand » a été élaborée par les équipes de l'OTHU et permet d'avoir une idée réaliste de leur état global de colmatage.

Recommandations pour limiter le colmatage lors de la conception des ouvrages

Le programme ANR Ecopluies a permis d'aboutir à un ensemble de recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain (Barraud *et al.,* 2006). Ainsi, pour limiter le colmatage, il est recommandé lors de la conception des ouvrages :

- de prendre principalement en compte le colmatage du fond et moins celui des parois ;
- de prendre un rapport de surfaces « S infiltrée/S active » le plus élevé possible (ne jamais descendre en dessous de 1%) ;
- pour des ouvrages centralisés, d'éviter l'apport permanent d'eau de temps sec, qui favorise le développement de biofilm ;
- de protéger le fond des ouvrages par de la végétation dont les racines sont peu denses ou par du matériau granulaire protégeant de la lumière et donc du développement de biofilm ;
- lors de la réhabilitation d'un site, de contrôler toute opération d'enlèvement des sédiments et de terrassement, de manière à ne pas enfouir les couches colmatées et compacter le sol.

8.5

Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants ?

Sylvie Barraud et Hélène Castebrunet, INSA Lyon

Si vous avez été déçus de ne pas pouvoir apprécier des résultats concrets à la Question 2.5 présentant les problématiques de la mesure d'efficacité de dispositifs alternatifs, voici de quoi combler votre frustration et prendre connaissance des tendances observées à partir de ces suivis des micropolluants.

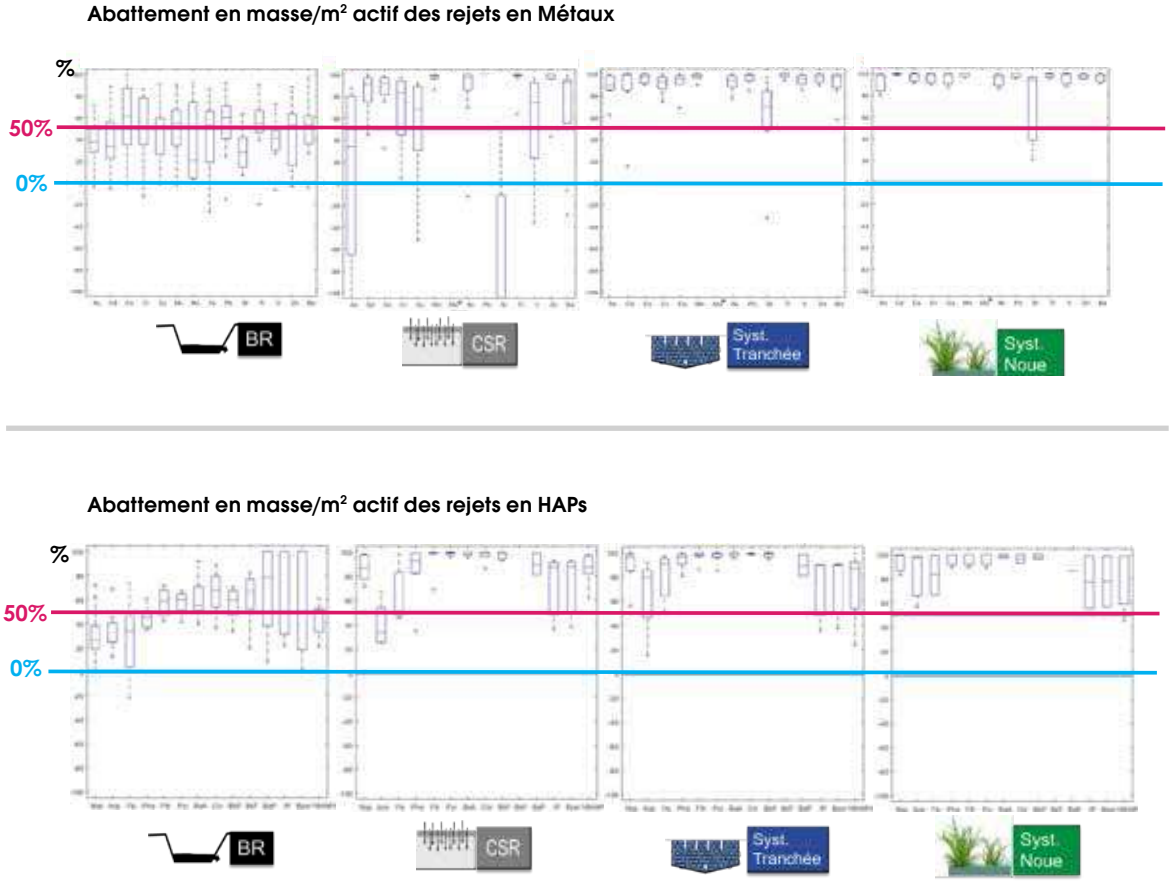
Les techniques alternatives réduisent la contamination des rejets

Les solutions alternatives de gestion des eaux pluviales (EP) sont promues car elles visent à diminuer les flux d'eau et à réduire la contamination des rejets vers des milieux aquatiques superficiels et souterrains :

- soit par décantation : dans le cas des systèmes centralisés de type bassins de retenue-décantation ;
- soit par limitation des émissions, du lessivage et/ou par piégeage, filtration, décantation : dans le cas des systèmes à la source de type noues, chaussées à structure réservoir (CSR), toitures stockantes, puits, biofiltres, tranchées, etc.

Figure 1 : Abattements en masses au mètre carré actif sur l'ensemble des sites et pour les quatre sites et pour les familles de micropolluants. Les abattements sur le bassin de retenue sont évalués entre entrée et sortie (comparaison d'un système traditionnel de conduites *vs* sortie du bassin de retenue). Les abattements sur les dispositifs à la source sont évalués par rapport à une surface de référence (comparaison d'un parking traditionnel vs parking muni de la noue). (Source : Garnier, 2020)

BR = Bassin de retenue, CSR = Chaussée à structure réservoir, Noue = Parking muni de la noue végétalisée, Tranchée = Parking muni de la tranchée de graves.



Liste des HAPs analysés : Nap | Ace | Flu | Phe | Flu |Pyr |BaA |Chr| BbF |BkF| BaP |IP| Bper| 16HAPs

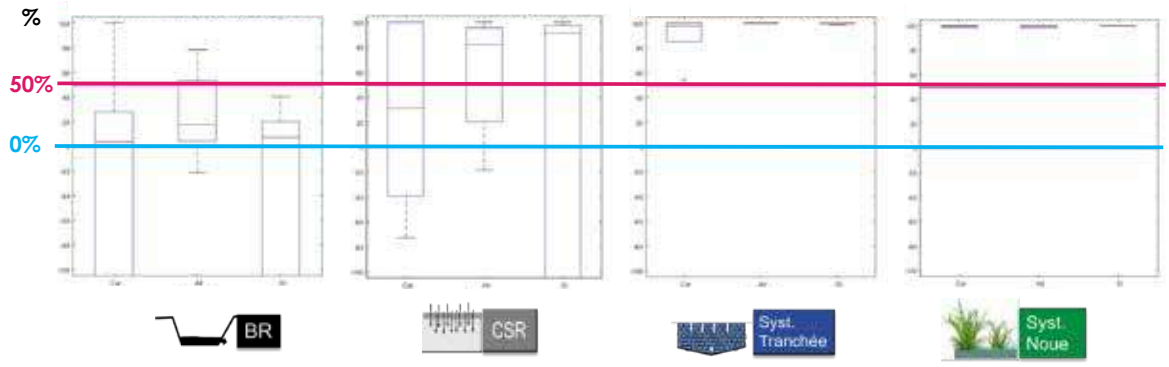
Mais ces ouvrages alternatifs sont-ils réellement efficaces vis-à-vis des micropolluants ?

Le principe d'évaluation : une comparaison des ouvrages alternatifs et traditionnels

L'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants est une des questions à laquelle s'est intéressé l'OTHU depuis 2010. Son évaluation, telle qu'elle a été abordée, concerne le gain ou la perte de performance par rapport à un système traditionnel de gestion des EP. Autrement dit, les chercheurs de l'OTHU ont souhaité savoir si des sites munis d'ouvrages alternatifs déversent davantage ou moins de micropolluants que s'ils n'en étaient pas dotés.

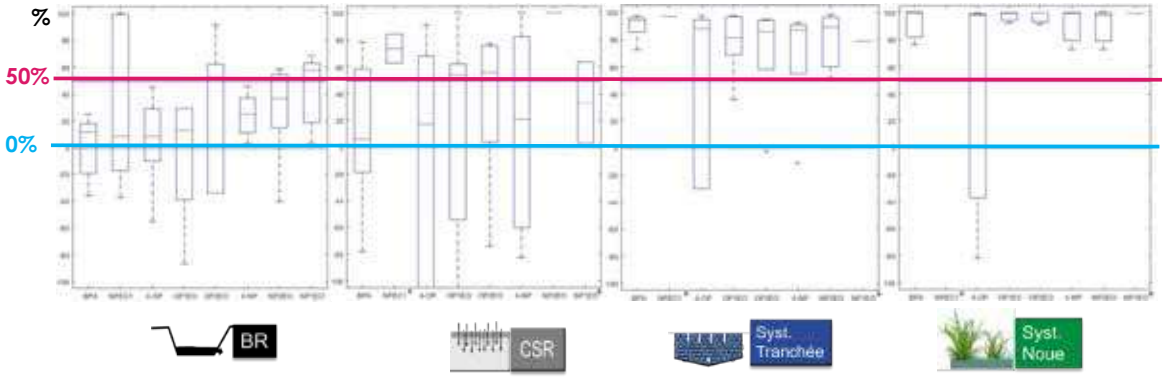
Pour cela, l'efficacité événementielle a été analysée en termes de volumes d'eau, de concentrations et de masses de micropolluants (ramenées au mètre carré actif) de manière à pouvoir comparer les dispositifs entre eux. Les micropolluants

Abattement en masse/m² actif des rejets en Pesticides



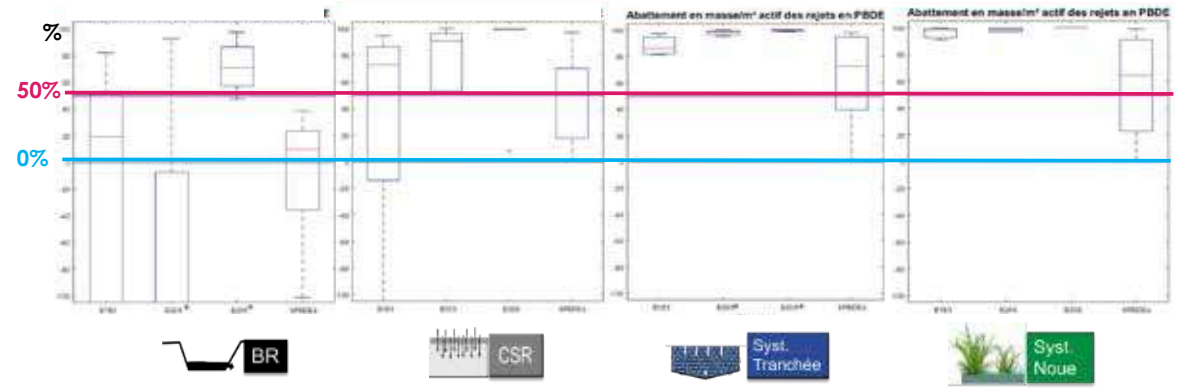
Liste des Pesticides analysés : Carbendazime, Atrazine, Diuron

Abattement en masse/m² actif des rejets en Alkylphénols



Liste des Alkylphénols analysés : BPA, NPEC1, 4-OP, OP1EO, 4-NP, NP2EO, NP1EO

Abattement en masse/m² actif des rejets en PBDE



considérés sont issus de six grandes familles (HAP, métaux, bisphénol A, alkylphénols, pesticides, PBDE) sélectionnés pour avoir souvent été détectés dans les EP (voir Question 5.1 : *Qu'est-ce que la pollution des eaux pluviales ?*).

La recherche s'est appuyée sur le suivi :

- de trois systèmes à la source drainant des eaux de ruissellement de parking sur le campus LyonTech la Doua à Villeurbanne : Deux sont des parkings de même facture d'environ 300 m² dont les eaux sont évacuées, l'un par une noue végétalisée et l'autre par une tranchée de graves. Le troisième est un parking en chaussée à structure réservoir (CSR) à revêtement drainant de 94 m². Les ouvrages sont étanchés pour les besoins expérimentaux. Une zone de référence en chaussée traditionnelle permet une comparaison des flux d'eau et de polluants ;
- d'un système centralisé (bassin de retenue Django-Reinhardt) qui draine 185 ha imperméabilisés à 70 % environ au moyen d'un réseau séparatif. Là encore la comparaison avec un système traditionnel (réseau séparatif pluvial se jetant dans le bassin) sert de référence pour la mesure de l'efficacité.

Les principales tendances observées

Les micropolluants sont bien présents dans les EP collectées par les dispositifs traditionnels

En entrée du bassin de retenue (c'est à dire en sortie de bassin versant) comme en sortie du parking imperméable, les micropolluants sont bien présents. Toutes les substances recherchées ont été détectées au moins une fois sur un des sites à l'exception du dibenzo (a, h) anthracène (un HAP).
Les eaux sont sans surprise chargées en métaux ou métalloïdes (As[1], Cr[1], Cu[1], Pb[2], Zn[1] et Cd[3]), en HAP notamment lourds (Fluoranthène[2], Benzo(b)fluoranthène[3] ou Benzo(g, h, i) pérylène[3]) avec des concentrations proches ou dépassant les valeurs de NQE « Norme de Qualité Environnementale »[4]. En revanche, elles sont relativement peu chargées (valeurs souvent inférieures aux NQE) en pesticides, alkylphénols et PBDE, même si ces trois familles de polluants sont très souvent présentes. L'ensemble des concentrations mesurées se situent dans les fourchettes de valeurs de la littérature quand elles existent.

Enfin, il n'y a pas de différence majeure entre les gammes de concentrations observées en entrée du système centralisé (bassin de retenue) et en entrée des ouvrages à la source. Pour certaines substances, on peut néanmoins noter des valeurs de concentrations médianes plus élevées en entrée du bassin de retenue, qui peuvent s'expliquer par la grande taille du bassin versant.

Les techniques à la source semblent plus efficaces que le système centralisé pour réduire les flux de micropolluants

Les efficacités (en masse au mètre carré actif) du bassin de rétention sont, pour la quasi-totalité des substances, inférieures à celles des ouvrages de gestion à la source (figure 1). En effet, la capacité de décantation du bassin, si elle impacte de manière non négligeable la pollution en phase particulaire (substances majoritairement fixées aux MES comme les métaux, HAP ou PBDE), apparaît comme moins efficace que les processus intervenant au cours de la percolation de l'eau dans les systèmes de gestion à la source, toutes familles de polluants confondues. Par exemple, le substrat végétalisé présent dans la noue est particulièrement efficace. Il ne faut cependant pas tirer de conclusions hâtives sur le rôle joué par la végétation (voir Question 7.2 : *Quel rôle joue le sol dans le piégeage des polluants ?*) : les abattements viennent principalement du massif végétalisé (et non de la végétation seule) couplé à un fort abattement en volume (rétention d'eau).

Notons que pour les substances majoritairement en phase dissoute, comme les pesticides, les concentrations ne sont pas réduites par le bassin de retenue. Pour certains d'entre eux (carbendazime, diuron), des relargages ont même été observés. La réduction des émissions passera donc, dans ce cas, par une réduction des volumes rejetés ou mieux, par l'arrêt de l'utilisation de pesticides.

Enfin, le bassin de retenue, bien que moins performant vis-à-vis des micropolluants, reste plus efficace que le système traditionnel de réseaux notamment pour les métaux et HAP avec des efficacités positives (figure 1).

L'abattement des volumes constitue un levier efficace dans la limitation des rejets polluants

L'efficacité des dispositifs étudiés en termes d'abattement des micropolluants se mesure, pour chaque évènement pluvieux, à leur aptitude à réduire les concentrations (processus bio-physico-chimiques) et les quantités rejetées en masse. Ces dernières dépendent évidemment fortement des volumes, les masses étant calculées sur chaque événement comme le produit d'une concentration moyenne événementielle par le volume. Ainsi, réduire les volumes d'eau rejetés est un premier pas pour limiter les flux polluants sortant des dispositifs.

Le bassin de retenue est étanche et abat donc peu de volume d'eau. Ainsi, seul le processus de traitement par décantation permet de réduire le flux de polluants. C'est pourquoi l'efficacité du bassin n'est jugée correcte que pour les polluants particulaires tels que les métaux et les HAP.

À l'inverse, le parking muni de la noue (même si celle-ci est étanchée en fond), présente des abattements très élevés (proche de 100 % en médiane) sur pratiquement tous les polluants sélectionnés. Le substrat de la noue absorbe en effet souvent la totalité du volume généré par les pluies (63 % des pluies mesurées) montrant son fort pouvoir de rétention d'eau pour les petites pluies.

[1] Substance à surveiller selon l'arrêté du 17 octobre 2018

[2] Substance prioritaire selon la Directive Cadre Eau, Dir 2013/39/EU

[3] Substance prioritaire dangereuse selon la Directive Cadre Eau, Dir 2013/39/EU

[4] NQE = La Directive Cadre sur l'Eau définit, à son article 2, la Norme de Qualité Environnementale (NQE) comme « la concentration d'un polluant ou d'un groupe de polluants dans l'eau, les sédiments ou le biote qui ne doit pas être dépassée, afin de protéger la santé humaine et l'environnement ».

En Bref…

L'abattement des volumes est un vrai levier pour la limitation des flux de micropolluants. Il peut donc être judicieux de développer une stratégie de réduction des volumes en ayant recours à l'infiltration et la végétalisation. Le dispositif végétalisé montre en effet de bonnes performances pour la plupart des substances.
La métropole de Lyon l'a bien compris : elle préconise de déconnecter les eaux du réseau pour les pluies de moins de 15 mm (80 % des pluies annuelles sur son territoire) et promeut largement le concept de « Ville perméable ».

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Garnier R.,** (2020). *Systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systèmes à la source – système centralisé.* Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon. 318 p. – lc.cx/garnier2020
- **Sébastian C.,** (2013). *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants.* Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon. 318 p. – lc.cx/sebastian2013

8.6

Comment concevoir un bassin de retenue-décantation efficace en matière de piégeage des sédiments et de la pollution particulaire ?

Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Les bassins de retenue-décantation consistent à stocker des eaux de ruissellement pluvial pendant un certain temps afin de permettre une dépollution de ces eaux par décantation. Mais pour que ces ouvrages soient réellement efficaces, plusieurs facteurs sont à prendre en compte lors de la phase de conception.

Qu'est-ce qu'un bassin de retenue-décantation ?

Les ouvrages dédiés à gérer les flux d'eau et assurer la dépollution des eaux de ruissellement pluvial grâce à une séparation solide-liquide par décantation sont appelés bassins de retenue-décantation. Les bassins de retenue-décantation étudiés dans le cadre de l'OTHU sont dits « secs » (par opposition aux bassins dits « en eau »). Ces bassins « secs », largement répandus, sont conçus pour se vidanger au bout de 24 à 30 heures de façon à pouvoir être fonctionnels lors de l'événement pluvieux suivant. De façon générale, les bassins de retenue-décantation remplissent trois fonctions principales à prendre en compte dès la conception du bassin :

- protéger les secteurs en aval contre les inondations ;
- permettre une dépollution des eaux de ruissellement grâce à la séparation solide-liquide par décantation ;
- éviter la remise en suspension des dépôts ainsi constitués.

Ces deux dernières fonctions sont complémentaires pour réduire les risques de pollution à l'aval, qu'il s'agisse d'eaux de surface ou eaux souterraines et limiter les risques de colmatage si l'eau transite par un bassin d'infiltration connecté au bassin de retenue.

Plusieurs facteurs clés à prendre en compte

Pour pré-dimensionner ces bassins à des fins hydrauliques, plusieurs méthodes sont couramment utilisées : la méthode des pluies[1], la méthode des volumes[2] ou pour les dimensionner et les simuler : la méthode des débits[3].
Cependant ces méthodes ne permettent pas d'évaluer une quelconque efficacité de traitement de la pollution. Un des aspects majeurs pour la prendre en compte qualitativement est d'essayer d'assurer des conditions tranquillisées (non turbulentes) dans les bassins.
Une ancienne étude menée sur la base de modélisation (Persson, 2000) montre l'impact de du design des bassins sur leur efficacité ; les bassins étaient tous de mêmes capacités, mêmes sollicitations d'entrée et niveau de régulation en sortie (figure 1). Elle permettait d'identifier des éléments concrets pouvant être utilisés de manière simple :

- **Nombre d'entrées :** il est préférable d'avoir plusieurs entrées plutôt qu'une seule (modèle E, figure 1). En

[1] lc.cx/methodepluies – [2] lc.cx/methodevolumes – [3] lc.cx/methodedebits

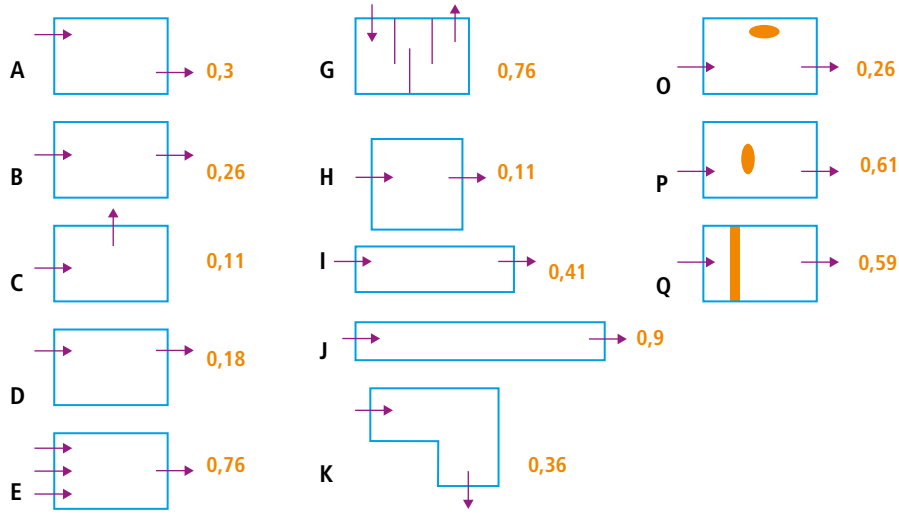


Figure 1 : Exemples de géométrie pour le cas de bassins de retenue-décantation (vue en plan) selon (Persson, 2000). L'indicateur donne un score global au bassin en termes d'efficacité.
Les modèles conseillés sont : E, G, I, J, P, Q.
Les profondeurs sont comprises entre 0,5 et 2 m.
Les rapports « longueur sur largeur » pour les modèles E, I et J sont respectivement de 2, 4 et 12.

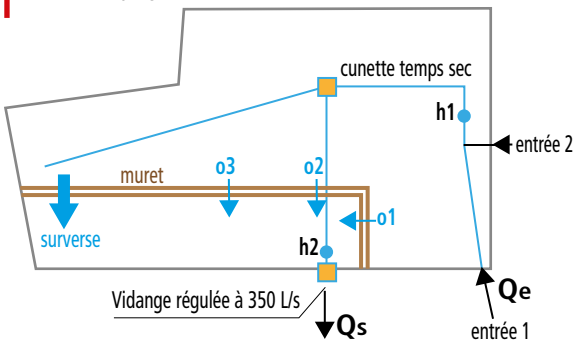
cas d'entrée unique, mettre en place des dissipateurs ou d'autres formes d'obstacle pour ralentir l'écoulement (modèles P et Q, figure 1).

- **Géométrie du bassin** et rapport d'aspect ou rapport « longueur sur largeur » pour le cas des bassins rectangulaires : pour une géométrie rectangulaire, il est préférable de construire un bassin plus long que large (sur le modèle J de la figure 1, le bassin est 12 fois plus long que large).
- **Aménagement intérieur :** dans le but d'atténuer la turbulence, ralentir l'écoulement et rallonger le temps de séjour, il est conseillé de compartimenter le bassin en installant des murets ou cloisons ou de mettre en place des chicanes (G) même si cette dernière configuration n'est pas optimale pour l'entretien. Ces aménagements internes permettent également d'éviter la remise en suspension des dépôts.
- **Régulation :** le débit de sortie doit être régulé correctement pour éviter tout court-circuit et donc éviter des temps de séjour très courts (inférieurs à 4 heures). Plusieurs dispositifs de régulation existent comme par exemple des vannes équipées d'un flotteur (voir figure 3). On peut rajouter que les flux de sortie gagnent aussi à être répartis.

Un bassin réhabilité pour améliorer ses performances

Le bassin de retenue-décantation Django-Reinhardt est situé à l'exutoire d'un bassin versant industriel de 185 ha imperméabilisé à 70 %. Ce bassin a une superficie au sol de 1 ha environ et un volume maximal d'environ 32 000 m³ (figure 2). Le rapport « longueur sur largeur » est de l'ordre de 3. Le bassin a deux entrées dont une entrée majoritairement sollicitée (entrée 1 sur la figure 2). La canalisation circulaire de 600 mm de diamètre reliant les bassins de retenue-décantation et d'infiltration est équipée d'une vanne de régulation (figure 3), avec un débit de sortie régulé à 350 L/s. C'est un bassin à ciel ouvert, et qui doit être sec entre deux événements pluvieux.

Figure 2 : Schéma simplifié du bassin de retenue-décantation Django-Reinhardt.



Qs : débit de sortie (vers le bassin d'infiltration) – **Qe :** débit d'entrée
o1 : orifice n° 1 – **o2 :** orifice n° 2 – **o3 :** orifice n° 3
h1 : capteur de hauteur d'eau n° 1 – **h2 :** capteur de hauteur d'eau n° 2
Fosse de décantation des eaux de temps sec

Les mesures en continu de turbidité transformée en concentrations en MES en entrée et en sortie et le peu de dépôts observés alors dans le bassin montraient clairement qu'il n'avait un design satisfaisant pour piéger les sédiments et les polluants associés. Il a donc été réhabilité en 2004 dans le but d'améliorer ses performances pour le piégeage des polluants particulaires. Il a d'abord été partitionné par un muret. Trois orifices à travers le muret de séparation et une surverse ont ainsi été ajoutés dans le bassin afin de rallonger le temps de séjour et améliorer l'efficacité de piégeage des polluants particulaires avant transfert vers le bassin d'infiltration.

La modélisation 3D comme outil de conception

La modélisation 3D est une approche qui permet de prédire les zones d'accumulation au sein de ce type d'ouvrage (voir les résultats du projet ANR CABRRES – lc.cx/cabrres). Cette approche tridimensionnelle pose les bases d'un outil opérationnel de conception des bassins de retenue-décantation de formes diverses et variées (pas uniquement rectangulaires) dans un objectif de dépollution des eaux de ruissellement pluvial.

Figure 3 : Vanne-flotteur à la sortie du bassin de retenue-décantation Django-Reinhardt.



Une chute de performance au-delà de 5 ans d'accumulation de sédiments

Le fonctionnement hydraulique de cet ouvrage et son comportement vis-à-vis de la pollution ont été ensuite étudiés dans le cadre de plusieurs travaux de thèse (A. Torres, H. Yan, C. Gonzalez-Merchan, C. Sébastian, X. Zhu) et projets de recherche (ANR Ecopluies, ANR Cabrres, Gesol, BRtox, etc.) qui ont exploité les mesures de concentrations en MES en entrée sortie réalisées en continu. Les résultats obtenus montrent que la conception du bassin permet de remplir les trois fonctions principales, à condition de ne pas laisser les sédiments s'accumuler au sein de ce dernier pendant plus de 5 ans. Au-delà de 5 ans d'accumulation, on observe en effet une chute de l'efficacité de piégeage de 80 à 50 % (réentrainement d'une partie sédiments déposés)
On trouvera, en complément, la Question 8.7 *Comment évaluer l'efficacité de piégeage d'un bassin de retenue-décantation ?* et à la Question 8.5 *Quelle est l'efficacité des ouvrages alternatifs vis-à-vis des micropolluants ?*, dont le bassin Django-Reinhardt pour une large gamme de polluants tant dissous que particulaires.

MISE EN GARDE

Il est déconseillé d'installer des fosses à hydrocarbures ou de décantation au sein des bassins de retenue-décantation. Ce type d'aménagement favorise l'enrichissement en certains microorganismes dont des espèces pathogènes, sans améliorer les capacités d'interception des polluants particulaires.

8.7

Comment évaluer l'efficacité de piégeage d'un bassin de retenue-décantation ?

Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon

Les bassins de retenue-décantation des eaux pluviales ont pour fonctions principales de protéger les zones situées à l'aval du risque d'inondation, et de piéger les polluants particulaires en vue de préserver la qualité des milieux. Mais une grande partie de ces bassins ont été initialement conçus dans l'objectif exclusif d'atténuer les débits de pointe. Par conséquent, leur efficacité de dépollution est très variable et ne peut être évaluée que par une étude au cas par cas.

L'efficacité de piégeage est variable et dépend de plusieurs facteurs

Au cours des deux dernières décennies, des recherches ont été menées dans le but d'améliorer les performances des bassins de retenue-décantation pour le piégeage des polluants et micropolluants particulaires (Torres, 2008 ; Sébastian *et al.*, 2015). Cette efficacité de piégeage ou d'interception dépend de plusieurs facteurs, notamment :

- la géométrie de l'ouvrage ;
- les caractéristiques bio physico-chimiques des polluants particulaires ;
- le comportement hydrodynamique du bassin. Ainsi, selon leur conception, ces ouvrages peuvent être inefficaces ou très performants, avec des taux d'abattement pouvant atteindre 90 %.

La quantification du taux d'abattement de la pollution particulaire par un bassin de retenue peut se faire de deux manières :

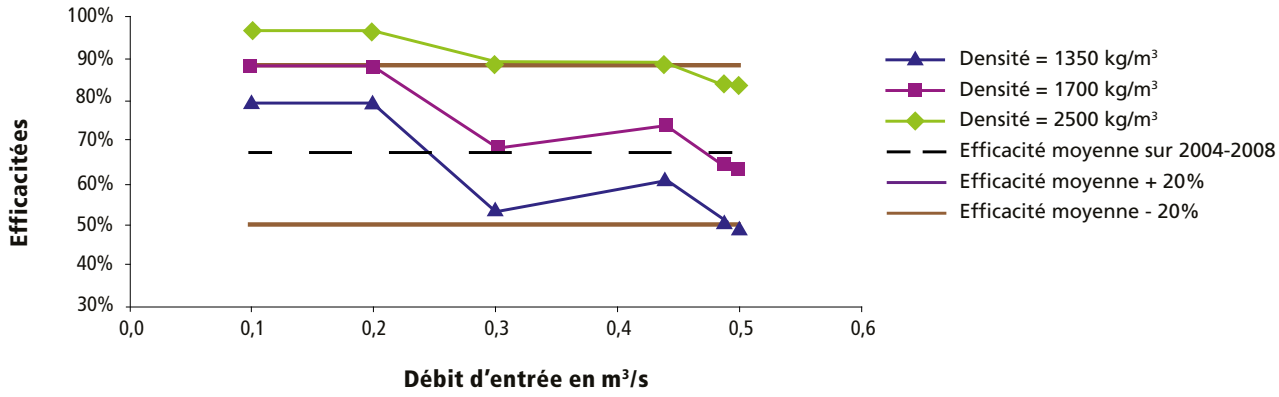
- soit en mesurant les masses en entrée et sortie de l'ouvrage ;
- soit en modélisant le comportement hydrodynamique de l'ouvrage et le transport des polluants particulaires en son sein.

Des capteurs in situ pour évaluer les charges polluantes

L'exploitation des mesures de charges polluantes permet d'évaluer l'efficacité de piégeage des polluants particulaires par l'ouvrage. Jusqu'à récemment, les charges en matières en suspension (MES) et en demande chimique en oxygène (DCO) étaient estimées exclusivement à partir d'analyses en laboratoire d'échantillons collectés pendant les événements pluvieux. Cette pratique connaît plusieurs limites : faible représentativité temporelle, transport, conservation et préservation des échantillons, délais pour avoir des résultats,. En effet, en raison des coûts expérimentaux et d'analyse élevés, seulement quelques échantillons peuvent être collectés pour chaque événement (normalement jusqu'à 24 échantillons en raison des contraintes techniques des préleveurs automatiques) et seulement quelques événements par an peuvent être mesurés. Les résultats ainsi obtenus ne fournissent pas d'information précise ni complète en ce qui concerne la dynamique des flux polluants (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2008).

Une solution alternative consiste à utiliser des capteurs in situ avec des pas d'acquisition de données courts et capables de fournir des séries temporelles qui puissent être converties en concentrations en MES et en DCO. Parmi les capteurs existants sur le marché, seuls les turbidimètres et les spectromètres UV-visibles semblent pouvoir être utilisés in situ avec un niveau acceptable de fiabilité, au regard des conditions particulières

Figure 1 : Comparaison des efficacités mesurées et modélisées pour différentes densités de sédiments (Yan *et al.*, 2014).



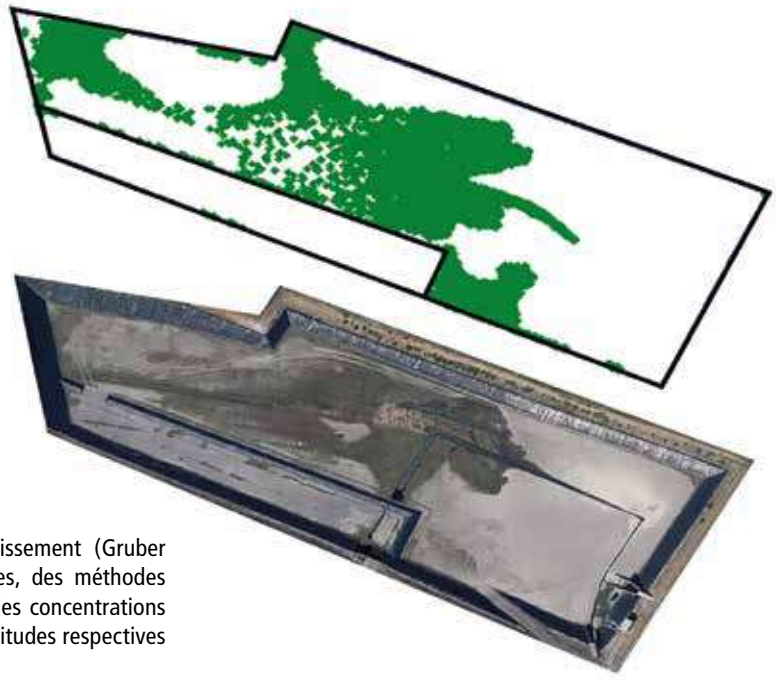


Figure 2 : Comparaison des zones de dépôt simulées (en vert) et observées dans le bassin de Django-Reinhardt.

de fonctionnement des réseaux d'assainissement (Gruber *et al.,* 2006). Sur la base de ces mesures, des méthodes spécifiques sont appliquées pour évaluer les concentrations équivalentes en MES et DCO et leurs incertitudes respectives (Bertrand-Krajewski, 2004).

La modélisation 3D permet également d'évaluer l'efficacité de piégeage

Un modèle hydrodynamique 3D du bassin de retenue-décantation Django Reinhardt a été développé dans le but de simuler la répartition spatiale des sédiments. Le modèle 3D mis au point permet de prendre en compte la décantation et la remise en suspension des sédiments en place et entrant, pour un débit d'entrée donné. La prise en compte de la décantation et de la remise en suspension se fait à partir de la comparaison entre l'énergie cinétique turbulente (liée à l'écoulement) et l'énergie cinétique transportée par les particules (calculée à partir de leurs vitesses de chute). Si l'énergie cinétique transportée par une particule est supérieure à celle liée à l'écoulement, alors la particule décante ; dans le cas contraire, elle est remise en suspension. La figure 2 montre la répartition spatiale des sédiments au sein du bassin de retenue-décantation. La répartition spatiale simulée (particules « vertes ») est en adéquation avec celle observée depuis 2006. L'efficacité d'interception des polluants particulaires a également été reproduite par modélisation (Yan *et al.,* 2014). Ce modèle pose les bases d'un outil opérationnel de conception des bassins de retenue-décantation dans un objectif de dépollution.

En Bref...

La mise en place d'un suivi en continu de la turbidité avec un pas de temps fin (2 minutes pour le cas du site OTHU Django-Reinhardt) en entrée et sortie d'ouvrage et la modélisation 3D de l'hydrodynamique et du transport solide permettent d'accéder au taux de piégeage des polluants particulaires. Cette efficacité de piégeage dépend principalement de la géométrie de l'ouvrage et des caractéristiques physico-chimiques des polluants particulaires véhiculés.

POUR ALLER PLUS LOIN

Estimation des concentrations en MES à partir de la turbidité :

- **Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Lipeme Kouyi G., Torres A., & Lepot M.,** (2008). Mesurages en continu des flux polluants particulaires en réseaux d'assainissement urbains : enjeux, méthodes, exemple d'application. *La Houille Blanche*, 4, 49-57 – https://doi.org/10.1051/lhb:2008039 – lc.cx/bertrand2008

Modélisation 3D de l'hydrodynamique et du transport solide au sein d'un bassin de retenue-décantation :

- **Yan H., Lipeme Kouyi G., Gonzalez-Merchan C., Bécouze-Lareure C., Sébastian C., Barraud S., Bertrand-Krajewski J.-L.,** (2014). Computational Fluid Dynamic modeling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormawater detention and settling basin. *Environmental Science and Pollution Research,* 21(8), 5347-5356. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2455-6 – lc.cx/yan2014
- **Yan H., Vosswinkel N., Ebbert S., Lipeme Kouyi G., Mohn R., Uhl M., & Bertrand-Krajewski J.-L.,** (2020). Numerical investigation of particles' transport, deposition and resuspension under unsteady conditions in constructed stormwater ponds. *Environmental Sciences Europe,* 32, 76. Open access https://doi.org/10.1186/s12302-020-00349-y – lc.cx/yan2020

8.8

Quels sont les éléments à prendre en compte pour la gestion des sédiments des bassins de retenue-décantation ?

Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon – Claire Gibello, Nelly Maamir, Métropole de Lyon – Laure Wiest, ISA – Jean-Yves Toussaint, Sophie Vareilles, EVS – Benoit Cournoyer, Vetagro Sup /Université Lyon 1 CNRS– Yves Perrodin, ENTPE – Céline Becouze-Lareure, Roannaise de l'eau – Sylvie Barraud, INSA DEEP

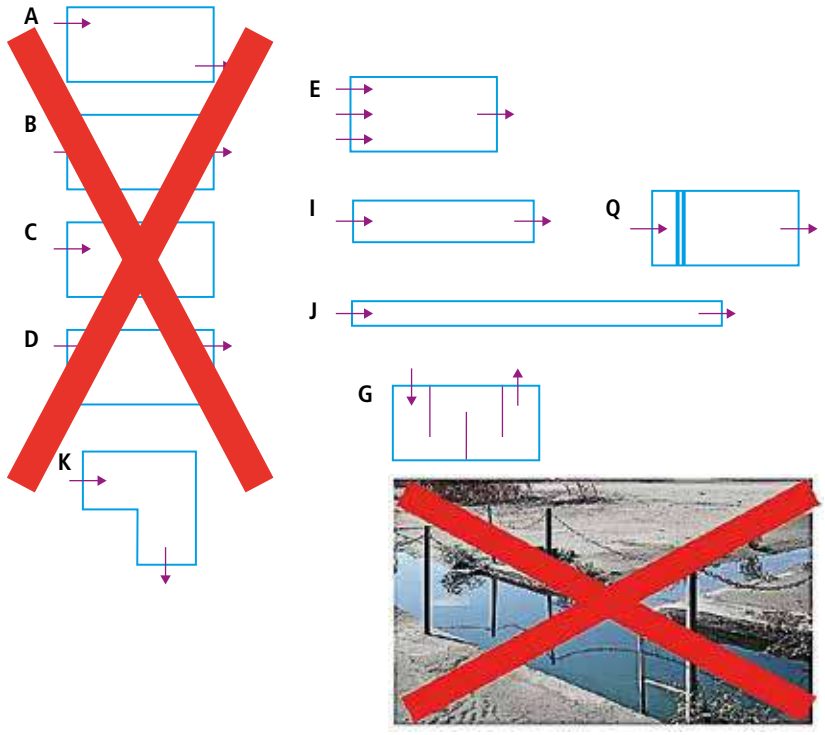
Comme de nombreuses collectivités, la Métropole de Lyon a vu augmenter considérablement son patrimoine d'ouvrages de rétention ou d'infiltration des eaux pluviales et est confrontée à la gestion des sédiments qui s'y déposent. Les questions qu'elle a fait remonter aux chercheurs de l'OTHU ont notamment été les suivantes : Quelle conception des ouvrages ? Faut-il les curer ? À quelle fréquence ? En quelle saison ? Quelle technique de curage utiliser ? Existe-t-il des filières spécifiques de traitement/de valorisation ? Ces questions ont nourri le programme de recherche pluridisciplinaire CABRRES qui a permis d'apporter aux opérationnels des éléments de réponses importants.

Quelques règles pour optimiser la conception des ouvrages

Initialement conçus pour des besoins hydrauliques, les ouvrages de retenue-décantation et d'infiltration des eaux pluviales ont des géométries diverses et variées. Or, cette géométrie influence largement la décantation. La modélisation hydrodynamique 3D mise au point dans le cadre de CABRRES permet de comprendre le fonctionnement et d'optimiser la conception ou la réhabilitation des ouvrages. Celle-ci a notamment mis en lumière que des formes sont plus adaptées que d'autres pour l'interception des pollutions par décantation.

Ainsi, la géométrie de l'ouvrage doit permettre un temps de séjour d'au moins 3 heures dans le bassin de retenue. Comme expliqué ci-après, il convient également d'éviter les fosses de décantation.

Figure 1 : Quelques règles pour mieux concevoir les bassins de retenue-décantation



Avoir plusieurs entrées plutôt qu'une seule. En cas d'entrée unique, mettre en place des dissipateurs ou d'autres formes d'obstacle pour ralentir l'écoulement.

Construire un bassin plus long que large (rapport longueur sur largeur de 12 pour un bassin rectangulaire par exemple).

Compartimenter le bassin en installant des murets ou cloisons ou en mettant en place des chicanes, dans le but d'atténuer la turbulence, ralentir l'écoulement, rallonger le temps de séjour et éviter la remise en suspension.

Persson (2000)

Plusieurs enseignements pour limiter la pollution et la toxicité des sédiments

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyses chimiques et biologiques utilisées et mises au point dans CABBRES se sont avérées pertinentes et ont mis en évidence une pollution des sédiments (voir Question 5.4 : *Comment connaître la pollution des sédiments des bassins de rétention ?*). Ces derniers sont surtout contaminés par des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), des métaux et certains PolyBromoDiphénylEther (PBDE : retardateurs de flamme). Ils contiennent peu de pesticides car ces derniers sont essentiellement sous forme dissoute (Sébastian, 2013). On y retrouve également de manière récurrente le 4-Nonylphénol (composé de la famille des alkylphénols) et le Bisphénol A. Ces sédiments sont également très chargés en fer.

Les résultats ont confirmé qu'il fallait éviter d'installer une fosse de décantation dans l'ouvrage de retenue (figure 1). En effet, l'accumulation des contaminants y développe

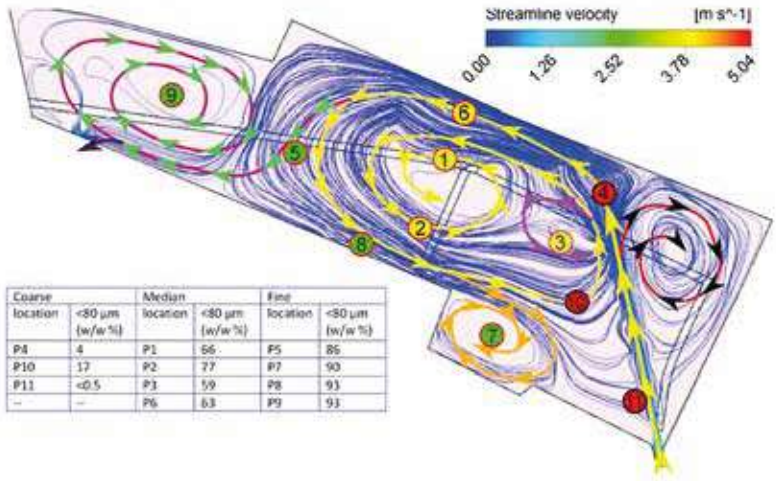
Figure 2 : Illustration des outils et méthodes développés au sein de l'OTHU pour la gestion des sédiments :

(a) Modèle 3D hydrodynamique.

(b) Technique échantillonnage des sédiments de bassins par quartage (voir fiche technique OTHU n° 27 : lc.cx/ficheothu27).

(c) Modèle biologique ostracode (microcrustacé) connu et normalisé (norme ISO 14371) pour qualifier les sédiments des bassins de retenue-décantation, et décider du bon moment pour le curage, et prioriser les sédiments selon leur qualité.

a

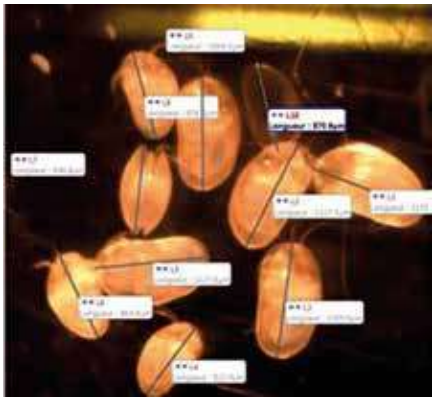


Coarse		Median		Fine	
location	<80 µm (w/w %)	location	<80 µm (w/w %)	location	<80 µm (w/w %)
P4	4	P1	66	P5	86
P10	17	P2	77	P7	90
P11	<0.5	P3	59	P8	93
--	--	P6	63	P9	93

b



c



un véritable bouillon de culture qui accroît la toxicité des sédiments, mise en évidence par la mortalité observée lors du bioessai ostracodes (crustacés microscopiques). De plus, la fosse favorise une population bactérienne particulière, différente de celle des autres points à l'intérieur ou à l'extérieur du bassin, dont des colonies pathogènes (parmi lesquelles des *Pseudomonas* ou *Nocardia*).

Concernant le curage, il semble qu'une fréquence de 5 ans soit un bon compromis : cette période permet une certaine homogénéisation des sédiments et une baisse de l'écotoxicité du fait de leur maturation. Au-delà de 5 ans, l'efficacité de piégeage diminue. Le test ostracode est quant à lui un bioindicateur prometteur pour décider du moment opportun pour réaliser le curage, même s'il ne donne pas nécessairement accès à une valeur seuil : le niveau de mortalité de référence doit être pris en compte. Il convient de poursuivre la recherche pour affiner ces éléments.

Le lieu, la nature et l'agencement des aménagements urbains influencent la pollution des eaux de ruissellement qui alimentent les ouvrages

Dans le cadre de CABRRES, une enquête socio-urbanistique a été menée sur le bassin versant industriel raccordé au bassin de retenue-décantation Django-Reinhardt. L'objectif de cette enquête était d'établir un lien entre les objets mobilisés dans les activités humaines, la contamination particulaire, chimique et biologique des eaux de ruissellement et celle que l'on retrouve ensuite dans les sédiments des bassins de retenue-décantation et d'infiltration.

Les aménagements urbains (avenues, rues, impasses…) sont le support et la condition des activités. En clair, le lieu où se déroule l'activité (le support) ainsi que l'agencement et la nature des aménagements urbains (la condition) influencent directement les activités qui vont se dérouler. Par exemple, il a été observé une présence de déchets (emballages alimentaires, déchets liés à l'hygiène, excréments humains, etc.) dans les rues et les impasses, fortement liée au stationnement nocturne de poids lourds. En effet, l'enquête a révélé une problématique des besoins hygiéniques des conducteurs de poids lourds (les analyses microbiologiques confirment une forte contamination fécale sur la zone). Les coins plus isolés permettent et appellent donc des pratiques qui n'ont d'autres espaces ou dispositifs pour se réaliser. Par conséquent, l'installation de poubelles, de toilettes, voire de points d'eau ou d'aires d'accueil pour poids lourds pourrait améliorer la situation.

Enfin, il a été constaté une porosité entre les espaces publics et les espaces privés, participant aux processus de contamination de l'espace public (eaux de ruissellement de l'espace privé qui s'écoule vers la rue).

Perspectives de gestion et de traitements des sédiments de curage

Afin d'identifier les possibilités de gestion et de valorisation des sédiments ainsi que les éventuelles nécessités de traitement, un projet DESIR (Développement et évaluation de stratégies de gestion durable des sédiments de bassins d'infiltration et de rétention des eaux pluviales – lc.cx/desir) a débuté en 2020.

En Bref…

Quelques clés de gestion :

- **Concevoir ou réhabiliter des ouvrages sans fosse de décantation et avec un temps de séjour d'au moins 3 heures.**
- **Curer avec une fréquence de l'ordre de 5 ans, avec un masque de protection, plutôt l'hiver pour éviter le risque d'aérosolisation et bénéficier d'une plus faible activité des bactéries.**
- **Le traitement des sédiments par maturation est prometteur. Il convient de poursuivre la recherche.**
- **Les aménagements urbains et les activités qui s'y développent ont une influence sur la contamination des sédiments. Il est possible d'agir aussi à ce niveau.**

Des outils et des méthodes sont disponibles pour appuyer les collectivités dans la gestion des sédiments.

POUR ALLER PLUS LOIN

- **Barraud S., De Becdelièvre L., Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y., Winiarski T., Bacot L., Brelot E., Soares I., Desjardin-Blanc V., Lipeme Kouyi G., Malard F., Mermillod-Blondin F., Gibert J., Herbreteau B., Clozel B., Gaboriau H., Seron A., Come J.-M., Kaskassian S., Verjat J.-L., Bertrand-Krajewski J.-L., Cherqui F.,** (2009). L'infiltration en questions. Guide édité dans le cadre du projet ECOPLUIES – ANR PRECODD – lc.cx/ecopluies
- **Programme de recherche ANR CABRRES**. 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 - 2012-2017 – lc.cx/cabrres

Bibliographie

Ah-Leung S. (2017). *Les objets de nature : Quelle(s) place(s) dans la ville ? Conditions d'appropriation des dispositifs de gestion des eaux pluviales de la métropole lyonnaise.* Thèse de doctorat, INSA de Lyon, 2017, 556 P.

Ah-leung S., Baati S., Patouillard C., Toussaint J.-Y., Vareilles S., (2013). *Que fabrique-t-on avec les eaux pluviales urbaines ? Les dispositifs techniques et les usages du parc Kaplan dans l'agglomération lyonnaise.* 8th International conference NOVATECH, 23-27 juin, Lyon, France.

Aigle A., Colin Y., Bouchali R., Bourgeois E., Marti R., Ribun S., Marjolet L., Pozzi A.C.M., Misery B., Colinon C., Bernardin-Souibgui C., Wiest L., Blaha D., Galia W., Cournoyer B., (2021). Spatio-temporal variations in chemical pollutants found among urban deposits match changes in thiopurine S-, Se-methyltransferase-harboring bacteria tracked by the tpm metabarcoding approach. *Science of The Total Environment* 145425. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145425

Alonso L., Renard F. (2020). *A New Approach for Understanding Urban Microclimate by Integrating Complementary Predictors at Different Scales in Regression and Machine Learning Models*. Remote Sensing, 12, 2434. – DOI : 10.3390/rs12152434

Angerville R. (2009). *Évaluation des risques écotoxicologiques liés au déversement de Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les cours d'eau : Application à une ville française et à une ville haïtienne*. Thèse INSA Lyon, France, 475 P.

Attard G. (2017). *Impacts des ouvrages souterrains sur l'eau souterraine urbaine – Application à l'agglomération lyonnaise.* Thèse de doctorat ENTPE, 154 P.

Attard G., Rossier Y., Eisenlohr L. (2016c). Urban groundwater age modeling under unconfined condition – Impact of underground structures on groundwater age : Evidence of a piston effect. *Journal of hydrology,* 535, 652-661.

Attard G., Rossier Y., Winiarski T., Cuvillier L., Eisenlohr L., (2016a). Deterministic modelling of the cumulative impacts of underground structures on urban groundwater flow and the definition of a potential state of urban groundwater flow : example of Lyon, France. *Hydrogeology Journal*, 24 (5), 1213-1229.

Attard G., Rossier Y., Winiarski T., Eisenlohr L,. (2016b). Deterministic modeling of the impact of underground structures on urban groundwater temperature. *Science of The Total Environment,* 572, 986-994.

Bacot L., Barraud S., Honegger A., Lagarrigue C., (2020). *Synthèse opérationnelle du programme de recherche MicroMegas – Devenir des micropolluants au sein des ouvrages de gestion des eaux pluviales à la source ou centralisés* – Septembre 2020 – 18 P. – lc.cx/guidemicromegas (consulté le 11/10/2021).

Badin A.-L,. (2009). *Répartition et influence de la matière organique et des microorganismes sur l'agrégation et le relargage de polluants dans des sédiments issus de l'infiltration d'eaux pluviales.* Thèse de doctorat INSA de Lyon. France, 231 P.

Barraud S, De Becdelièvre L. (coord.), Bedell J.-P., Delolme C., Perrodin Y., Winiarski T., Bacot L., Brelot E., Soares I., Desjardin-Blanc V., Lipeme Kouyi G., Malard F., Mermillod-Blondin F Gibert J., Herbreteau B., Clozel B., Gaboriau H., Seron A. Come, J.-M., Kaskassian S., Verjat J.-L., Bertrand-Krajewski J.-L., Cherqui F., (2009). *L'infiltration en questions.* Guide édité dans le cadre du projet ECOPLUIES – ANR PRECODD – lc.cx/guideinfiltration (consulté le 11/10/2021).

Barraud S., Gautier A., Bardin J.-P., Riou V., (1999). The impact of intentional stormwater infiltration on soil and groundwater. *Water Science & Technology*, 39 (2), 185-192.

Barraud S., Gibert J., Winiarski T., Bertrand-Krajewski J.-L. (2002). Implementation of a monitoring system to measure impact of stormwater runoff infiltration. *Water Science and Technology*, 45 (3), 203-210.

Barraud S., Gonzalez-Merchan C., Nascimento N., Moura P., Silva A., (2014). A method for evaluating the evolution of clogging : application to the Pampulha Campus infiltration system (Brazil). *Water Science & Technology.* 69 (6), 1241-1248.

Barraud S., Sun S., Castebrunet H., Aubin J.-B., Marmonier P., (2015). *Étude de l'évolution et de la variabilité des quantités et de la qualité des eaux urbaines en temps de pluie sur la dernière décennie – Capitalisation des chroniques de l'OTHU (Projet CHRONOTHU).* Rapport de convention 2013-2882 – Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Lyon, France, 92 P.

Bibliographie (suite)

Bazin P. H, Nakagawa H., Kawaike K., Paquier A., Mignot E., (2014). Modeling Flow Exchanges between a Street and an Underground Drainage Pipe during Urban Floods. *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE*, 140 (10), doi : 10.1061/(ASCE) HY.1943-7900.0000917.

Bazin, P.-H. (2013). *Écoulements lors d'inondations en milieu urbain : influence de la topographie détaillée et des échanges avec le réseau d'assainissement*. Thèse de doctorat de l'Université Lyon 1, France. 243 P.

Béchet B., Le Bissonnais Y., Ruas A. (coord.), Aguilera A., Andrieu H., Barbe Billet, P., Cavailhès J., Cohen M., Cornu S., Dablanc L., Delolme C., Géniaux G., Hedde M., Mering C., Musy M., Polèse M., Weber C., Frémont A., Le Perchec S., Schmitt B., Savini I., Desrousseaux M., (2017). *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action.* Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, IFSTTAR-Inra (France), 620 P. https://hal-amu.archives-ouvertes.fr/hal-01687919/file/artificialisation-des-sols-rapport-en-francais-1.pdf (consulté le 11/10/2021).

Becouze-Lareure C. (2010). *Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 298 P.

Becouze-Lareure C., Gonzales-Merchan C., Sébastian C., *et al* (2016). *Évolution des caractéristiques physico-chimiques et écotoxicologiques des sédiments accumulés dans un bassin de retenue-décantation : premiers résultats du projet ANR CABRRES.* TSM, 4, 43-55.

Ben Slimene E. (2016) *Modélisation de l'impact des écoulements préférentiels sur le transfert de polluants dans un dépôt fluvio-glaciaire.* Thèse de doctorat ENTPE- INSA Lyon, France, 200 P.

Bernardin-Souibgui C. (2017). *Effet d'un bassin de rétention des eaux pluviales en milieu urbain sur la diversité et la dangerosité de bactéries pathogènes opportunistes.* Thèse de doctorat Université Lyon 1, France, 297 P.

Bernardin-Souibgui C., Zoropogui A., Voisin J., Ribun S., Vasselon V., Pujic P., Rodriguez-Nava V., Belly P., Cournoyer B., Blaha D., (2017). Virulence test using nematodes to prescreen Nocardia species capable of inducing neurodegeneration and behavioral disorders. *Peer J Life and Environment*, 5 : e3823. https://doi.org/10.7717/peerj.3823

Bernardin-Souibgui C., Barraud S., Bourgeois E., Aubin J.-B., Becouze-Lareure C., Wiest L., Marjolet L., Colinon C., Lipeme Kouyi G., Cournoyer B., Blaha D., (2018). Incidence of hydrological, chemical, and physical constraints on bacterial pathogens, Nocardia cells, and fecal indicator bacteria trapped in an urban stormwater detention basin in Chassieu, France. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 24860 – 24881.

Bernhard A.E., Field K.G., (2000). A PCR Assay To Discriminate Human and Ruminant Feces on the Basis of Host Differences in Bacteroides-Prevotella Genes Encoding 16S rRNA. *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 4571-4574.

Bertrand-Krajewski J.-L., (1992). *Modélisation conceptuelle du transport solide en réseau d'assainissement.* Thèse de doctorat Université Louis Pasteur, Strasbourg, France, 206 P.

Bertrand-Krajewski J.-L. ,(2004). TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. *Water Science and Technology*, 50 (11), 81-88.

Bertrand-Krajewski J.-L. Barraud S., Bardin J.-P., (2002). Uncertainties, performance indicators and decision aid applied to stormwater facilities. *Urban Water*, 4 (2), 163-179.

Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Lipeme Kouyi G., Torres A., Lepot M., (2008). *Mesurages en continu des flux polluants particulaires en réseaux d'assainissement urbains : enjeux, méthodes, exemple d'application.* La Houille Blanche, 4, 49-57.

Best E.L., Powell E.J., Swift C., Grant K.A., Frost J.A., (2003). Applicability of a rapid duplex real-time PCR assay for speciation of Campylobacter jejuni and Campylobacter coli directly from culture plates. *FEMS Microbiology Letters* 229, 237 – 241.

Bien L. B., (2013). *Transferts d'eau et de soluté en milieu non saturé hétérogène à l'échelle d'un pilote de laboratoire : expériences et modélisations.* Thèse Doctorat INSA Lyon – ENTPE, France, 246 P.

Bouarafa S., (2019). *Caractérisation hydrodynamique des sols non-saturés par infiltration des fluides newtoniens et non newtoniens : Application aux SuDS.* Thèse Doctorat INSA Lyon – ENTPE, France, 158 P.

Bouarafa S., Lassabatere L., Lipeme Kouyi G., Angulo-Jaramillo R., (2019). Hydrodynamic Characterization of Sustainable Urban Drainage Systems (SuDS) by Using Beerkan Infiltration Experiments. *Water*, 11 (4), 660.

Boukerb M. A., (2016). *Sources, diversité et propriétés d'adhérence des* Pseudomonas aeruginosa *introduits en rivière péri-urbaine par temps de pluie.* Thèse de Doctorat Université Lyon 1, France.

Branger F., Kermadi S., Jacqueminet C., Michel K., Labbas M., Krause P., Kralisch S., Braud I., (2013). Assessment of the influence of land use data on the water balance components of a peri-urban catchment using a distributed modelling approach. *Journal of Hydrology*, 505 (Supplement C) : 312-325.

Branger F., Kermadi S., Krause P., Labbas M., Jacqueminet C., Michel K., Braud I., Kralisch S., (2012). *Investigating the impact of two decades of urbanization on the water balance of the Yzeron peri-urban catchment, France, International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) 2012* – Managing Resources of a Limited Planet, Sixth Biennial Meeting, Leipzig, Germany, R. Seppelt, A.A. Voinov, S. Lange, D. Bankamp (Eds.), 8 P.

Braud I., Breil P., Thollet F., Lagouy M., Branger F., Jacqueminet C., Kermadi S. & Michel K., (2013). Evidence of the impact of urbanization on the hydrological regime of a medium-sized periurban catchment in France. *Journal of Hydrology*, 2013, 485, 5-23,

Braud I., Lagadec L.-R., Moulin L., Chazelle B., Breil P., (2020). Evaluation of a model for mapping intense pluvial runoff hazard using proxy data of runoff-related impacts. Application to the railway context, *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 20, 947-966.

Breil P., Chocat B., (2007). Fiche technique OTHU n° 13 : *Méthode d'estimation de la modification du régime des crues dû à l'urbanisation*, 2007, 4p. (actualisée en juin 2011) – https://lc.cx/FicheOTHU13 (consulté le 11/10/2021)

Breil P., Gervaix J., Namour Ph., Pons M.-N., Potier O., (2018). *Biodegradation of Urban Stromwater Pollution in a Sequence of Constructed Porous Riffles in a Mediterranean Creek. In Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions.* Kallel, A., Ksibi, M., Ben Dhia, H., Khélifi N. eds Springer, 145-147.

Cabane P., (2001). *Incertitudes associées à l'estimation des rejets de temps de pluie des réseaux d'assainissement unitaires.* Thèse doctorat INSA Lyon, France, 446 P.

Carrera L., (2016). *Caractérisation du transfert liquide/gaz du sulfure d'hydrogène dans les réseaux d'assainissement.* Thèse de Doctorat INSA Lyon, France, 193 P.

CERTU (2003). *La ville et son assainissement. Principes, méthodes et outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau. L'essentiel. Lyon : Centre d'Etudes sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques*, 15 P., https://www.graie.org/graie/graiedoc/doc_telech/biblio_hors_graie/essentielCERTU.pdf (consulté le 26/08/2019 – consulté le 11/10/2021).

Chae G.-T., Yun S.-T., Choi B.-Y., Yu S.-Y., Jo H.-Y., Mayer B., Kim Y.-J., Lee J.-Y., (2008). Hydrochemistry of urban groundwater, Seoul, Korea : The impact of subway tunnels on groundwater quality. *Journal of contaminant hydrology*, 101 (1) : 42-52.

Cherqui F., Granger D., Métadier M., Fletcher T., Barraud S., Lalanne P., Litrico X., (2013). *Indicators related to BMP performances : operational monitoring propositions*, 8th International conference NOVATECH, 23-27 juin 2013, Lyon, France.

Chocat *et al.*, (1997) *Encyclopédie de l'Hydrologie Urbaine et de l'Assainissement*, Collection Tec & Doc, Éditions Lavoisier, Paris, 1124 P. ISBN 267430-0126-7.

Colin Y., Bouchali R., Marjolet L., Marti R., Vautrin F., Voisin J., Bourgeois E., Rodriguez-Nava V., Blaha D., Winiarski T., Mermillod-Blondin F., Cournoyer B., (2020a). Coalescence of bacterial groups originating from urban runoffs and artificial infiltration systems among aquifer microbiomes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24, 4257 – 4273. https://doi.org/10.5194/hess-24-4257-2020

Colinon C., Deredjian A., Hien E., Brothier E., Bouziri L., Cournoyer B., Hartman A., Henry S., Jolivet C., Ranjard L., Nazaret S., (2013). Detection and enumeration of Pseudomonas aeruginosa in soil and manure assessed by an ecfX qPCR assay. *Journal of Applied Microbiology* 114, 1734-1749.

Cossais N., (2019). Gestion intégrée des eaux pluviales : position des services techniques urbains et évolution induite des métiers. Métropole de Lyon. Urbia – *Les Cahiers du Développement Urbain Durable*, 5, 113-128.

Bibliographie (suite)

Cossais N., (2021). *Les rôles différenciés de l'organisation des collectivités dans la fabrique de la ville perméable. La généralisation du contrôle à la source des eaux pluviales à la métropole de Lyon.* Thèse de doctorat Université François-Rabelais de Tours, 616 P.

Cossais N., Honegger A., Sibeud, E. et Martouzet D., (2018). *Gestion à la source des eaux pluviales : évolution des services techniques et des métiers. Approche socio-anthropologique au sein de la Métropole de Lyon.* TSM, 4, 41-53.

Cossais N., Sibeud E. et Floriat M., (2016). *Le projet « Ville Perméable » : évaluation du cycle de vie des ouvrages publics de gestion des eaux pluviales. Métropole de Lyon*, 9th International conference NOVATECH, 28 juin – 1er juillet 2016, Lyon, France.

Cottet M., (2005). *Évolution de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Yzeron au 20e siècle : premiers éléments pour un diagnostic hydrologique.* Mémoire de Master 1, Université Lyon III, 105 P.

Datry T., (2003). *Urbanisation et qualité des nappes phréatiques – Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale.* Thèse de doctorat Université Lyon 1, France, 220 P.

De Bénédittis J., (2004). *Mesurage de l'infiltration et de l'exfiltration dans les réseaux d'assainissement.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 316 P.

Dechesne M., (2002). *Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances technique et environnementale sur le long terme.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 299 P.

Dehotin J., Breil P., (2011). *Technical report of the IRIP project : mapping the flooding by runoff (Technical report).* IRSTEA Hydrology-Hydraulic Research Unit, https://hal.inrae.fr/hal-02595951 (consulté le 11/10/2021).

Delanghe-Sabatier D., (2011). Fiche technique : *Méthode d'analyse granulométrique Granulomètre laser Beckman Coulter* LS 13 320, CEREGE- UMR 6635 - Aix-en-Provence.

Dembélé A., (2010). *MES, DCO et polluants prioritaires des rejets urbains de temps de pluie : mesure et modélisation des flux événementiels.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 284 P.

Dodane C., Joliveau T., Rivière-Honegger A., (2014). Simuler les évolutions de l'utilisation du sol pour anticiper le futur d'un territoire. *Cybergeo : European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques,* 689.

Dorval F., (2011). *Mise au point de techniques de traitement de données en continu pour l'identification des composantes de débit à l'exutoire des bassins versants urbains : Étude de cas des bassins versants Django-Rheinhardt et Écully.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 252 P.

Eggimann S., Mutzner L., Wani O., Schneider M.Y., Spuhler D., Moy De Vitry M., Beutler P. & Maurer M., (2017). The Potential of Knowing More : A Review of Data-Driven Urban Water Management. *Environmental Science & Technology*, 51, 2538-2553.

Eiswirth M., Wolf L. and Hötzl H., (2004). Balancing the contaminant input into urban water resources. *Environmental Geology*, 46 (2) : 246-256.

El Bahlouli A., Mignot E., Denis F., Riviere N., Dalmon A., Lipeme Kouyi G., Joannis C., and Larrarte F., (2017). *Fiabilité de la mesure de vitesse débitante à l'aval d'une singularité en réseau d'assainissement.* TSM, (1-2), 26-39.

Ferro Y., (2013). *Évaluation de l'impact des Rejets Urbains par Temps de Pluie sur le compartiment algal.* Thèse ENTPE, Lyon, France, 253 P.

Fevrier L., (2001). *Transfert d'un mélange Zn/Cd/Pb dans un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté. Approche en colonnes de laboratoire.* Thèse doctorat INSA Lyon – ENTPE, France, 297 P.

FISRWG Federal Interagency Stream Restoration Working Group (1998). Stream Corridor Restoration : Principles, *Processes and Practices.* October 1998. https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044574.pdf

Fletcher T., Shuster W., Hunt W.F., Ashley R., Butler D., Arthur S., Trowsdale S., Barraud S., Semadeni-Davies A., Bertrand-Krajewski J.-L., Mikkelsen P.S., Rivard G., Uhl M., Dagenais D., (2014). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12 (7), 525-542.

Foulquier A., (2009). *Écologie fonctionnelle dans les nappes phréatiques : liens entre flux de matière organique, activité et biodiversité biologiques.* Thèse de doctorat de l'Université Lyon 1, France, 254 P.

Foulquier A., Malard F., Barraud S., Gibert J., (2009). Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basins. *Hydrological Processes*, 23, 1701-1713.

Foulquier A., Malard F., Mermillod-Blondin F., Datry T., Simon L., Montuelle B., Gibert J., (2010). Vertical change in dissolved organic carbon and oxygen at the water table region of an aquifer recharged with stormwater : biological uptake or mixing? *Biogeochemistry*, 99, 31-47.

Foulquier A., Malard F., Mermillod-Blondin F., Marmonier P., (2010). Fiche Technique OTHU n° 21 – *Impact de l'infiltration artificielle d'eau pluviale sur le fonctionnement des aquifères : implications en termes de gestion*, 4p. http://www.graie.org/othu/pdfothu/fiches/F21-infiltrationnappe2.pdf (consulté le 11/10/2021).

Foulquier A., Mermillod-Blondin F., Malard F., Gibert J., (2011). Response of sediment biofilm to increased dissolved organic carbon supply in groundwater artificially recharged with stormwater. *Journal of Soils and Sediments*, 11, 382-393.

Fournel J., (2012). *Systèmes Extensifs de Gestion et de Traitement des Eaux Urbaines de Temps de Pluie.* Thèse Université Montpellier 2, France, 218 P.

Garcia Salas Juan-Carlos, (2004). *Évaluation des performances, sources d'erreur et incertitudes dans les modèles de déversoir d'orage.* Thèse INSA Lyon, France, 399 P.

Garnier R., (2020). *Systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales : Contribution à l'analyse de performances conjointes en matière d'hydrologie quantitative et de piégeage de micropolluants. Comparaison systèmes à la source – système centralisé.* Thèse de doctorat INSA de Lyon, France, 318 P.

Gassama Sow A., Aïdara-Kane A., Barraud O., Gatet M., Denis F., Ploy M.-C., (2010). High prevalence of trimethoprim-resistance cassettes in class 1 and 2 integrons in Senegalese Shigella spp isolates. *Journal of Infection in Developing Countries*, 4, 207-212.

Gaze W.H., Zhang L., Abdouslam N.A., Hawkey P.M., Calvo-Bado L., Royle J., Brown H., Davis S., Kay P., Boxall A.B.A., Wellington E.M.H., (2011). *Impacts of anthropogenic activity on the ecology of class 1 integrons and integron-associated genes in the environment.* ISME J, 5, 1253-1261.

Gerstengarbe F.-W., Werner P. (1999). *Katalog der GroßwetterlagenEuropas (1881-1998), nach Paul Hess und Helmuth Brezowsky* (Catalog of European weather types (1881-1998) after Paul Hess and Helmuth Brezowsky). Potsdam, Germany. 138 P.

Gnouma, R., (2006). *Aide à la calibration d'un modèle hydrologique distribué au moyen d'une analyse des processus hydrologiques : application au bassin versant de l'Yzeron.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 412 P.

Gonzalez Merchan C., (2012). *Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration*, INSA Lyon, France, 298 P.

Gonzalez-Merchan C., Barraud S., Bedell J.-P., (2014). Influence of spontaneous vegetation in stormwater infiltration system clogging. *Environmental Science and Pollution Research.* 21 (8), 5419-5426.

Gosset A., (2018). *Amélioration de l'évaluation écotoxicologique des Rejets Urbains par Temps de Pluie : Proposition de développement d'une batterie de biomarqueurs, bioessais et application au monitoring de terrain (biocapteurs).* Thèse Doctorat INSA Lyon – ENTPE, France, 271 P.

Gosset A., Durrieu C., Renaud L., Deman AL., Barbe P., Bayard R., Chateaux J.-F., (2018). Xurography-based microfluidic algal biosensor and dedicated portable measurement station for online monitoring of urban polluted samples. *Biosensors and Bioelectronics*, 117, 669-677.

Goutaland D., (2008). *Caractérisation hydro-géophysique d'un dépôt fluvioglaciaire. Evaluation de l'effet de l'hétérogénéité hydrodynamique sur les écoulements en zone non saturée.* Thèse de doctorat INSA de Lyon – ENTPE, France, 241p.

Grand Lyon – La métropole (2017). *Comment réussir la gestion des eaux pluviales dans nos aménagements. Guide d'aide à la conception et à l'entretien.* Rapport du projet « Ville perméable », 82 P.

Gregory K. J., (2002). Urban channel adjustments in a management context : an Australian example. *Environmental Management*. 29, 620-633.

Bibliographie (suite)

Grosprêtre L., (2011). *Étude et gestion des impacts hydrogéomorphologiques de la périurbanisation. L'exemple du bassin de l'Yzeron dans l'Ouest lyonnais.* Thèse de doctorat Université Lyon 2, France, 301 P.

Gruber G., Bertrand-Krajewski J.-L., De Bénédittis J., Hochedlinger M., Lettl W., (2006). Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for long-term sewer monitoring. *Water Practice and Technology*, 1 (1), 8 P. doi10.2166/wpt.2006.020).

GUM : Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (2018). JCGM 100 : 2008, Bureau International des Poids et Mesures, https://www.bipm.org/en/publications/guides/gum.html (consulté le 11/10/2021).

Herbert A., Arthur S., Chillingworth G., (2013). Thermal modelling of large scale exploitation of ground source energy in urban aquifers as a resource management tool. *Applied Energy*, 109, 94-103.

Hollis G., (1975). The effect of urbanization on floods of different recurrence intervals. *Water Resources Research*, 11 (3), 431-435.

Horsburgh J. S., Aufdenkampe A. K., Mayorga E., Lehnert K. A., Hsu L., Song L., Jones A. S., Damiano S. G., Tarboton D. G., Valentine D., Zaslavsky I., Whitenack T., (2016). Observations Data Model 2 : A community information model for spatially discrete Earth observations, *Environmental Modelling and Software*, 79, 55-74.

IWA (2016). The IWA Principles for Water Wise Cities, booklet, 6 P. https://iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/10/IWA_Brochure_Water_Wise_Communities_SCREEN.pdf

Jacqueminet C., Kermadi S., Michel K., Béal D., Branger F., Jankowsky S., Braud I., (2013). Land cover mapping using aerial and VHR satellite images for distributed hydrological modelling of periurban catchments : application to the Yzeron catchment (Lyon, France), *Journal of Hydrology*, 485, 68-83.

Jacqueminet C., Kermadi S., Michel K., Béal D., Gagnage M., Branger F., Jankowfsky S., Braud I., (2013). Land cover mapping using aerial and VHR satellite images for distributed hydrological modelling of periurban catchments : Application to the Yzeron catchment (Lyon, France), *Journal of Hydrology*, 485, 68-83.

Jankowfsky S., Branger F., Braud I., Gironas J., Rodriguez F., (2013). Comparison of catchment and network delineation approaches in complex suburban environments. Application to the Chaudanne catchment, France, *Hydrological Processes*, 27 (25), 3747-3761.

Jankowfsky S., (2011). *Understanding and modelling of hydrological processes in small peri-urban catchments using an object oriented and modular distributed approach. Application to the Chaudanne and Mercier sub-catchments (Yzeron catchment, France).* Thèse de doctorat Université de Grenoble – IRSTEA Lyon, 352 P.

Jobin L., (2018). *Stimulation et maîtrise électrochimique de la bioremédiation des eaux.* Thèse de Doctorat Université Lyon 1, France.

Labbas M., (2015). *Modélisation hydrologique de bassins versants périurbains et influence de l'occupation du sol et de la gestion des eaux pluviales. Application au bassin de l'Yzeron (130 km²).* Thèse de l'Université de Grenoble – IRSTEA Lyon, 388 P.

Labbas M., Branger F., Braud I., (2015). Développement et évaluation d'un modèle hydrologique distribué périurbain prenant en compte différents modes de gestion des eaux pluviales. Application au Bassin de l'Yzeron (150 km²), *La Houille Blanche*, 5, 84-91. https://doi.org/10.1051/lhb/20150059

Lacour C., Joannis C., Chebbo G., (2009). *Amélioration potentielle de ta gestion des effluents de temps de pluie grâce à des mesures de turbidité.* TSM, 7-8, 50-58.

Lafont M., Jézéquel C., Vivier A., Breil P., Schmitt L., Bernoud S., (2010). Refinement of biomonitoring of urban water courses by combining descriptive and ecohydrological approaches. *Ecohydrological & Hydrobiololgical Journal* (10) 1, 3-11.

Lagadec L.-R., (2017). *Évaluation et le développement de la méthode pour la cartographie IRIP tempête de ruissellement intense. Application au contexte de chemin de fer.* Thèse de Doctorat Université Grenoble Alpes-IRSTEA, France, 336 P.

Larmet H., (2007). *Mobilisation et transfert de Zn, Cd, cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : influence des conditions hydrodynamiques.* Thèse de doctorat Université Grenoble 1 – ENTPE, France, 327 P.

Lassabatere L., Angulo-Jaramillo R., Goutaland D., Letellier L., Gaudet J.-P., Winiarski T., Delolme C., (2010). Effect of the settlement of sediments on water infiltration in two urban infiltration basins. *Geoderma* 156, 316 -325.

Layton A., McKay L., Williams, D. Garrett, V., Gentry R., Sayler G., (2006). Development of Bacteroides 16S rRNA Gene TaqMan-Based Real-Time PCR Assays for Estimation of Total, Human, and Bovine Fecal Pollution in Water. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 4214-4224.

Lazarova V. (ed.), Asano T., Bahri A., and Anderson J., (2013). *Milestones in Water Reuse : The Best Success Stories,* IWA Publishing. [online] https://doi.org/10.2166/9781780400716

Le Coustumer S., (2008). *Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales.* Thèse de Doctorat INSA de Lyon, France & PhD Monash University of Melbourne, Australie, 427 P.

Le Coustumer S., Fletcher T. D., Deletic A., Barraud S. and Lewis J. F., (2009). Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management : influences of design and operation. *Journal of Hydrology.* 376, 16-23.

Le Coustumer S., Fletcher T. D., Deletic A., Barraud S. and Poelsma P., (2012). The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters, a large-scale column study. *Water Research*, 46 (20), 6743-6752.

Lepioufle J.-M., (2009). *Définition et implémentation d'une description des précipitations suffisamment complète pour permettre une bonne appréciation de l'aléa pluviométrique et la genèse de champs pluviométriques aptes à être utilisés en entrée de modèles hydrologiques spatialisés.* École doctorale Terre, Univers, Environnement. L'Institut National Polytechnique de Grenoble. Juillet 2009.

Lepot M., (2012). *Mesurage en continu des flux polluants de MES et DCO en réseau d'assainissement.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 257 P.

Lipeme Kouyi G., Barraud S., Becouze-Lareure C., *et al,* (2018). *Caractérisation des sédiments d'un bassin de retenue-décantation des eaux pluviales et éléments pour la gestion.* TSM, 9, 65-75.

Lipeme Kouyi G., Visiédo R., Volte E., (2014). Construction for monitoring and controlling the flow and the quality of effluents in a discharge Manifold. *International Patent*, n° WO 2013/083932.

Lombard V., Toloméo S., Bertrand-Krajewski J.-L., Debray R., Comte C., De Bénédittis J., (2010). Conception et mise en place de stations de mesure des flux polluants dédiées à la gestion intégrée d'un système d'assainissement. 7th International conference NOVATECH, Lyon, France, 27 juin-1er juillet 2010, 10 P.

Lund J. W., Freeston D. H., Boyd T. L., (2011). Direct utilization of geothermal energy 2010. *Worldwide review. Geothermic*s, 40 (3), 159-180.

Mahaut V., (2009). *L'eau et la ville, le temps de la réconciliation – Jardins d'orage et nouvelles rivières urbaines.* Thèse de doctorat Ecole Polytechnique de Louvain, Belgique, 429 P.

Maire P., (2011). *Étude multidisciplinaire d'un développement durable du sous-sol urbain.* Thèse de doctorat École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 225 P.

Marmonier P., Maazouzi C., Foulquier A., Navel S., Francois C., Hervant F., Mermillod-Blondin F., Vienney A., Barraud S., Togola A., Piscart C., (2013). The use of crustaceans as sentinel organisms to evaluate groundwater ecological quality. *Ecological Engineering* 57, 118-132.

Marti R., Bécouze-Lareure C., Ribun S., Marjolet L., Bernardin Souibgui C., Aubin J.-B., Lipeme Kouyi G., Wiest L., Blaha D., Cournoyer B., (2017a). Bacteriome genetic structures of urban deposits are indicative of their origin and impacted by chemical pollutants. *Scientific Reports*, 7. Article number : 13219 (2017), https://doi org/10.1038/s41598-017-13594-8 (consulté le 11/10/2021).

Marti R., Ribun S., Aubin J.-B., Colinon C., Petit S., Marjolet L., Gourmelon M., Schmitt L., Breil P., Cottet M., Cournoyer B., (2017b). Human-Driven Microbiological Contamination of Benthic and Hyporheic Sediments of an Intermittent Peri-Urban River Assessed from MST and 16S rRNA Genetic Structure Analyses. *Frontiers in Microbiology* 8. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00019

Martinelli I., (1999). *Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans un sol urbain : Vers une approche globale et pluridisciplinaire.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 203 P.

Martinon A., Wilkinson M.G., (2011). Selection of optimal primer sets for use in a duplex sybr green-based, real-time polymerase chain reaction protocol for the detection of listeria monocytogenes and staphyloccocus aureus in foods : duplex real-time PCR. *Journal of Food Safety* 31, 297-312.

Bibliographie (suite)

Mate Marin A., (2017). *Uncertainty analysis of the DSM-flux stage-discharge relationship : comparison between GUM and Monte Carlo approaches.* 23rd European Junior Scientist Workshop, Chichilianne (France), May 2017.

Mate Marin A., (2019) *Approche systémique pour évaluer la capacité du DSM-flux à protéger les milieux aquatiques récepteurs – Amélioration de la surveillance et quantification des flux de contaminants rejetés par les déversoirs d'orage.* Thèse INSA Lyon, France, 371 P.

Menberg, K., Blum, P., Schaffitel, A. et Bayer, P., (2013). Long-term evolution of anthropogenic heat fluxes into a subsurface urban heat island. *Environmental science & technology*, 47 (17), 9747-9755.

Mermillod-Blondin F., Foulquier A., Maazouzi C., Navel S., Negrutiu Y., Vienney A., Simon L., Marmonier P., (2013). Ecological assessment of groundwater trophic status by using artificial substrates to monitor biofilm growth and activity. *Ecological Indicators*, 25 : 230-238.

Mermillod-Blondin F., Nogaro G., Datry T., Malard F. and Gibert J., (2005). Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution*, 134, 57-69.

Mermillod-Blondin F., Simon L., Maazouzi C., Foulquier A., Delolme C., & Marmonier P., (2015). Dynamics of dissolved organic carbon (DOC) through stormwater basins designed for groundwater recharge in urban area : assessment of retention efficiency. *Water Research*, 81 : 27-37.

Métadier M., Bertrand-Krajewski J.-L., (2010). Traitement de séries chronologiques de turbidité continues à court pas de temps pour l'estimation des masses de MES et de DCO rejetées en milieu urbain par temps de pluie. *La Houille Blanche*, 2, 77-85.

Métadier M., Bertrand-Krajewski J.-L., (2011). Assessing dry weather flow contribution in TSS and COD storm event loads in combined sewer systems. *Water Science and Technology*, 63 (12), 2983-2991.

Métadier M., Bertrand-Krajewski J.-L., (2012). The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Research*, 46 (20), 6836-6856.

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.* Thèse de doctorat INSA Lyon, 409 P.

Mieszkin S., Furet J.-P., Corthier G., Gourmelon M., (2009). Estimation of Pig Fecal Contamination in a River Catchment by Real-Time PCR Using Two Pig-Specific Bacteroidales 16S rRNA Genetic Markers. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, 3045-3054.

Mieszkin S., Yala J. F., Joubrel R., Gourmelon M., (2010). Phylogenetic analysis of Bacteroidales 16S rRNA gene sequences from human and animal effluents and assessment of ruminant faecal pollution by real time PCR. *Journal of Applied Microbiology*, 108, 974-984.

Mignot E., Bonakdari H., Knothe P., Lipeme Kouyi G., Bessette A., Rivière N., Bertrand-Krajewski J.-L., (2012). Experiments and 3D simulations of flow structures in junctions and their influence on location of flowmeters. *Water Science & Technology,* 66 (6), pp 1325-1332.

Momplot A., Lipeme Kouyi G., Mignot E., Riviere N., Bertrand-Krajewski J.-L., (2017). Typology of the flow structures in dividing open channel flows. *Journal of Hydraulic Research*, 55 (1), 63-71.

Momplot A., (2014). *Modélisation 3D des écoulements en réseau d'assainissement – évaluation des modèles RANS pour le cas des écoulements au droit d'ouvrages spéciaux.* Thèse de doctorat INSA de Lyon, France, 206 P.

Moura P., (2008). *Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain.* Thèse de doctorat INSA de Lyon. France, 363 P.

Mourad M., (1999). OTHU : *Étalonnage des appareils de mesure et premier regard sur le traitement, la critique et la validation de données.* Villeurbanne (France) : INSA Lyon, Rapport URGC-HU, 264 P.

Mourad M., (2005) *Modélisation de la qualité des rejets urbains de temps de pluie : sensibilité aux données expérimentales et adéquation aux besoins opérationnels.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 245 P.

Muris M., (2004). *Caractérisation du transport colloidal du zinc en milieu sableux.* Thèse de doctorat université Grenoble – ENTPE, France, 227 P.

Namour Ph., Schmitt L., Eschbach D., Moulin B., Fantino G., Bordes C., Breil P., (2015). Stream pollution concentration in riffle geomorphic units (Yzeron basin, France), *Science of the Total Environment* (532), 80-90.

Navratil O., Boukerb M.A., Perret F., Breil P., Caurel C., Schmitt L., Lejot J., Petit S., Marjolet L., Cournoyer B., (2020). Responses of streambed bacterial groups to cycles of low flow and erosive floods in a small peri urban stream. *Ecohydrology* 13 (4). https://doi.org/10.1002/eco.2206 (consulté le 11/10/2021).

Navratil O., Breil, P., Schmitt, L., Groprêtre, L., Albert, M-.B., (2013). Hydrogeomorphic adjustements of stream channels disturbed by urban runoff (Yzeron River basin, France). *Journal of Hydrology*, 485, 24-36.

Nogaro G., (2007). *Influence des dépôts de sédiments fins sur le fonctionnement physique et biogéochimique des interfaces sédimentaires aquatiques : Interactions avec les processus de bioturbation.* Thèse de doctorat Université Lyon 1, France, 144 P.

Nogaro G., Mermillod-Blondin F., (2009). Stormwater sediment and bioturbation influences on hydraulic functioning, biogeochemical processes, and pollutant dynamics in laboratory infiltration systems. *Environmental Science and Technology*, 43, 3632-3638.

Nogva H.K., Rudi K., Naterstad K., Holck A., Lillehaug D., (2000). Application of 5-Nuclease PCR for Quantitative Detection of Listeria monocytogenes in Pure Cultures, Water, Skim Milk, and Unpasteurized Whole Milk. *Applied and Environmental Microbiology*, 66, 4266-4271.

Paquier A., (2009). Projet RIVES : *Risques d'inondation en ville et évaluation de scénarios. Rapport scientifique final.* 145 P. https://hal.inrae.fr/hal-02592265/document (consulté le 11/10/2021).

Paquier A., Mignot E., Bazin P.-H. (2015). From hydraulic modelling to urban flood risk, Procedia Engineering, Special issue Toward integrated modelling of urban systems, *Procedia Engineering*, 115, 37-44.

Parent C., (2004) *Étude en systèmes artificiels de laboratoire des effets de rejets urbains de temps de pluie sur les communautés périphytiques : influence des facteurs d'exposition.* Thèse de Doctorat Université Lyon 1 – ENTPE, France, 240 P.

Passerat J., Ouattara N.K., Mouchel J.-M., Rocher V., Servais P., (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine river. *Water Research*, 45, 893-903.

Patouillard C., Toussaint J.-Y., Vareilles S., (2013). *Changements climatiques et résistances aux changements. Premières considérations à partir de l'étude de la diffusion des Techniques Alternatives d'assainissement. 1970-2010. Le cas de l'agglomération lyonnaise et du pays de Galles.* Villeurbanne : INSA de Lyon, 67 P.

Perrault P., (1674). *De l'origine des fontaines*, Pierre Le Petit, Imprimeur, Paris, 1674, 59 P. (Référence historique : le premier bilan hydrologique connu sur le bassin de la Seine) – lc.cx/perrault1674

Persson J., (2000). The Hydraulic Performance of Ponds of Various Layouts. *Urban Water*, 2 (3), 243-250. http://dx.doi.org/10.1016/S1462-0758 (00) 00059-5

Petit S., (2012). *Écologie et dangerosité des Pseudomonas aeruginosa des milieux aquatiques anthropisés.* Thèse de doctorat Université Lyon 1, France.

Pigneret M., (2018). *Réponses écophysiologiques à une pollution d'origine anthropique chez un organisme sentinelle et conséquences sur le fonctionnement des bassins d'infiltration.* Thèse de doctorat Université Lyon 1, France, 180 P.

Pinasseau L., Wiest L., Volatier L., Mermillod-Blondin F., Vulliet E., (2020). Emerging polar pollutants in groundwater : Potential impact of urban stormwater infiltration practices. *Environmental Pollution*, 266, Part 2, 115387.

Pozzi A.C.M., Bouchali R., Marjolet L., Cournoyer B., (2021). *The tpm metabarcoding DNA sequence database for taxonomic allocations using the Mothur and DADA2 bio-informatic tools. (Version 2.0.0).* Zenodo Article 4492211. https://doi.org/10.5281/zenodo.4492211

Proton A., (2008). *Étude hydraulique des tranchées de rétention/infiltration.* Thèse de doctorat INSA de Lyon. France, 299 P.

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 université Lyon 3, 528 P.

Bibliographie (suite)

Renard F., (2016). Local influence of south-east France topography and land cover on the distribution and characteristics of intense rainfall cells. *Theoretical and Applied Climatology*, 128 (1), 393-405.

Renard F., Alonso C., (2019). *A comparison of two weather type classifications for evidence of climate trends on intense rainfall in the context of local climate change.* UrbanRain18, 11th International Workshop on Precipitation in Urban Areas, Pontresina, Suisse, 5 P.

Renard F., Alonso L., (2019). *Rainfall trend in Lyon in the context of climate change : an increase in rainfall at risk according to two weather type classifications.* 10th International conference NOVATECH, Lyon, France, p. 179.

Renard F., Alonso L., Fitts Y., Hadjiosif A., Comby J., (2019). Evaluation of the Effect of Urban Redevelopment on Surface Urban Heat Islands. *Remote Sensing*, 11, 299.

Rey F., Gosselin F. et Doré A. (coord.), (2014). *Ingénierie écologique : action par et-ou pour le vivant ?* Éditions Quae, 165 P.

Riedel T.E., Thulsiraj V., Zimmer-Faust A.G., Dagit R., Krug J., Hanley K.T., Adamek K., Ebentier D.L., Torres R., Cobian U., Peterson S., Jay J.A., (2015). Long-term monitoring of molecular markers can distinguish different seasonal patterns of fecal indicating bacteria sources. *Water Research*, 71, 227-243.

Sandoval S., (2017). *Mesurages en continu et modélisation dynamique des flux polluants dans les systèmes d'assainissement urbains.* Equipe DEEP – INSA Lyon.

Sanzana P., Gironás J., Braud I., Branger F., Rodriguez F., Vargas X., Hitschfeld N., Muñoz J.-F., Vicuña S., Meijia A., Jankowfsky S., (2017). A GIS-based urban and peri-urban landscape representation toolbox for hydrological distributed modeling, *Environmental Modelling & Software*, 91, 168-185.

Sarrazin B., (2012). *Réseaux hydrographiques naturels et anthropiques extraits de MNT et d'imagerie spatiale. Vision multi-échelle pour une aide à la modélisation distribuée.* École doctorale Terre, Univers, Environnement. Thèse de Doctorat Université Grenoble – IRSTEA Lyon, France, 268 P.

Saulais M., (2011) *Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention : Caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé.* Thèse de doctorat de l'INSA Lyon – ENTPE, France, 245 P.

Schiavone S., Coquery M., (2011). *Guide d'échantillonnage et de prétraitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la DCE* – Rapport Cemagref.

Schmitt L., (2007). Fiche technique OTHU n° 14 : *Une méthode de typologie hydro-géomorphologique d'états de référence de cours d'eau : vers un outil de gestion des hydrosystèmes périurbains*, 2007, 4p. (actualisée en juin 2011) – https://lc.cx/FicheOTHU14

Schmitt L., Grosprêtre L., Breil P., Namour Ph. Lafont M., Delile H., Eschbach D., Jacob-rousseau N., Cournoyer B., (2016). L'hydromorphologie, une dimension-clé pour l'étude interdisciplinaire des petits hydrosystèmes périurbains (bassin de l'Yzeron, France), *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, (67) 161-179.

Schmitt L., Lafont M., Trémolières M., Jezequel C., Vivier A., Breil P., Namour Ph., Valin K., Valette L., (2011). Using hydro-geomorphological typologies in functional ecology : Preliminary results in contrasted hydrosystems. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 539-548.

Schmitt L., Valette L., Valin K., Piégay 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.

Sébastian C., (2013). *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants.* Thèse de doctorat de l'INSA Lyon. 318 P.

Sébastian C., Becouze-Lareure C., Lipeme Kouyi G., Barraud S., (2015). Event-based quantification of emerging pollutant removal for an open stormwater retention basin - loads, efficiency and importance of uncertainties. *Water Research*, 72, 239-250.

Seurinck S., Defoirdt T., Verstraete W., Siciliano S.D., (2005). Detection and quantification of the human-specific HF183 Bacteroides 16S rRNA genetic marker with real-time PCR for assessment of human faecal pollution in freshwater. *Environmental Microbiology* 7, 249-259.

Simon H. A., (1991). *Science des systèmes, science de l'artificiel*, Dunod, 229 P.

Stedtfeld R.D., Guo X., Stedtfeld T.M., Sheng H., Williams M.R., Hauschild K., Gunturu S., Tift L., Wang F., Howe A., Chai B., Yin D., Cole J.R., Tiedje J.M., Hashsham S.A., (2018). Primer set 2.0 for highly parallel qPCR array targeting antibiotic resistance genes and mobile genetic elements. FEMS *Microbiology Ecology*, 94. https://doi.org/10.1093/femsec/fiy130

Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Alexander L.V., Allen S.K., Bindoff N.L., Bréon F.-M., Church J.A., Cubasch U., Emori S., Forster P., Friedlingstein P., Gillett N., Gregory J.M., Hartman D.L., Jansen E., B. Kirtman B., Knutti R., Krishna Kumar K., Lemke P., Marotzke J., Masson-Delmotte V., Meehl G.A., Mokhov I.I., Piao S., Ramaswamy V., Randall D., Rhein M., Rojas M., Sabine C., Shindell D., Talley L.D., Vaugha D.G. n et Xie S.-P., (2013). In : *Changements climatiques 2013: Les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat* [Stocker, T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S.K., Boschugn J., Nauels A., Xia Y., Bex V. et Midgley P.M. (dir. pub.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni et New York (NY), États-Unis d'Amérique.

Tedoldi D., Ghassan C., Pierlot D. Kovacs Y., Gromaire M.-C., (2016). Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems : A literature review. *Science of the Total Environment* 569 – 570 (2016) 904-926.

Torres A., (2008). *Décantation des eaux pluviales dans un ouvrage réel de grande taille : éléments de réflexion pour le suivi et la modélisation.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 374 P.

Toussaint J.-Y., Vareilles S., (2011). *Les conditions de réception des systèmes extensifs de gestion des eaux pluviales. L'exemple des pilotes de Craponne et du prototype de Marcy l'Étoile*, Livrable 1 « Cadre d'analyse et premières enquêtes (2009-2011) », rapport programme : ANR-08-ECOT-Oox ANR PRECODD 2008 « Systèmes extensifs pour la gestion et le traitement des eaux urbaines par temps de pluie », Villeurbanne, INSA Lyon, France.

Toussaint J.-Y., (2009). *Les usages et les techniques*, in Jean-Marc Stebe et Hervé Marchal (dir.), Traité sur la ville, Presses universitaires de France, Paris, 461-512.

Toussaint J.-Y., Vareilles S., (2010). Handicap et reconquête de l'autonomie. Réflexions autour du rapport entre convivialité des objets et autonomie des individus. Le cas des dispositifs techniques et spatiaux de l'urbain, *Geographica Helvetica*, 4/65, 249-256.

Toussaint J.-Y., Vareilles S., (2013). *Les conditions de réception des systèmes extensifs de gestion des eaux urbaines, l'exemple des pilotes de Craponne et du prototype de Marcy l'Étoile*, Livrable 2 « Les études de cas (2011-2013) », rapport programme : ANR-08-ECOT-Oox ANR PRECODD 2008 « Systèmes extensifs pour la gestion et le traitement des eaux urbaines par temps de pluie », Villeurbanne, INSA Lyon, France. [avec la collaboration Sébastien Ah Leung].

Vautrin F., (2019). *Milieu urbain et actinomycètes pathogènes, cas particulier des bassins d'infiltration.* Thèse de Doctorat Université Lyon 1, France. 307 P.

Vautrin F., Pujic P., Paquet C., Bergeron E., Mouniée D., Marchal T., Salord H., Bonnet J.-M., Cournoyer B., Winiarski T., Louzier V., Rodriguez-Nava V., (2021). Microbial risk assessment of Nocardia cyriacigeorgica in polluted environments, case of urban rainfall water. *Computational and Structural Biotechnology Journal*, 19, 384-400.

Vázquez-Suñé E., Sánchez-Vila X., Carrera J., (2005). Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to barcelona, spain. *Hydrogeology Journal*, 13 (3), 522-533.

Vivier A., (2006). *Effet écologique de rejets urbains de temps de pluie sur deux cours d'eau péri-urbains de l'ouest lyonnais et un ruisseau phréatique en plaine d'Alsace.* Thèse de doctorat Université Louis-Pasteur Strasbourg – Cemagref, 260 P.

Voisin J., (2017). *Influence des pratiques de recharge des aquifères par des eaux pluviales sur les communautés microbiennes des nappes phréatiques.* Thèse de Doctorat Université Lyon 1, France, 195 P.

Bibliographie (suite)

Voisin J., Cournoyer B., Marjolet L., Vienney A., Mermillod-Blondin F., (2020). Ecological assessment of groundwater ecosystems disturbed by recharge systems using organic matter quality, biofilm characteristics and bacterial diversity. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 3295-3308.

Voisin J., Cournoyer B., Vienney A., Mermillod-Blondin F., (2018). Aquifer recharge with stormwater runoff in urban areas : Influence of vadose zone thickness on nutrient and bacterial transfers from the surface of infiltration basins to groundwater. *Science of the Total Environment* 637 : 1496-1507.

Wagner I., Breil P., (2013). The role of ecohydrology in creating more resilient cities, *Ecohydrology & Hydrobiology*, 13 (2), 113-134.

Weyrauch P., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Plume S., von Seggern D., Heinzmann B., Schroeder K., Rouault P., (2010). Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams. *Water Research,* 44, 4451-4462.

Wilkinson M.D., Dumontier M., Aalbersberg I.J., Appleton G., Axton M., Baak A., Blomberg N., Boiten J., Da Silva Santos L. B, Bourne P.E., Bouwman J., Brookes A.J., Clark T., Crosas M., Dillo I., Dumon O., Edmunds S., Evelo C.T., Finkers R., Gonzalez-Beltran A., Gray A.J.G., Groth P., Goble C., Grethe J.S., Heringa J., t Hoen P.A.C., Hooft R., Kuhn T., Kok R., Kok J., Lusher, S.J., Martone M.E., Mons A., Packer A.L., Persson B., Rocca-Serra P., Roos M., van Schaik R., Sansone S., Schultes E., Sengstag T., Slater T., Strawn G., Swertz M.A., Thompson M., Van Der Lei J., Van Mulligen E., Velterop J., Waagmeester A., Wittenburg P., Wolstencroft K., Zhao J., Mons B., (2016). *Comment : The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship*, Scientific Data, vol. 3.

Yan H., (2013). *Métrologie et modélisation hydrodynamique 2D/3D de la sédimentation en bassin de retenue d'eaux pluviales urbaines.* Thèse de doctorat INSA Lyon, France, 238 P.

Yan H., Lipeme Kouyi G., Gonzalez-Merchan C., Bécouze-Lareure C., Sébastian C., Barraud S., Bertrand-Krajewski J.-L., (2014). Computational Fluid Dynamic modeling of flow and particulate contaminants sedimentation in an urban stormawater detention and settling basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8), 5347-5356.

Yan H., Vosswinkel N., Ebbert S., Lipeme Kouyi G., Mohn R., Uhl M., Bertrand-Krajewski J.-L., (2020). Numerical investigation of particles'transport, deposition and resuspension under unsteady conditions in constructed stormwater ponds. *Environmental Sciences Europe*, 32, 76. Open access https://doi.org/10.1186/s12302-020-00349-y

Zhu X., (2019). *Expérimentations et modélisation 3D du transport et de la décantation des micro-polluants dans les bassins de retenue-décantation – Prise en compte des caractéristiques physico-chimiques.* Thèse INSA Lyon.

Abréviations

Les abréviations employées dans l'ouvrage sont explicitées ci-dessous :

ADN : Acide DésoxyriboNucléique, contenant l'ensemble du génome

BR : Bassin de Retenue/décantation des eaux pluviales

BI : Bassin d'infiltration des eaux pluviales

CME : Concentrations Moyennes Événementielles

COD : Carbone Organique Dissous

CS : Contrôle à la Source des eaux pluviales

CSR : Chaussée à Structure Réservoir

DBO5 : Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DO : Déversoir d'Orage

DSM-flux : Dispositif de Surveillance et de Maîtrise de flux déversés

EP : Eaux pluviales

ETM : Éléments Traces Métalliques

FAIR : Findable Accessible Interoperable and Reusable (Trouvables, Accessibles, Interopérables et Réutilisables)

FTP : File Transfert Protocol (protocole permettant d'échanger des fichiers sur internet)

GEMAPI : GEstion des Milieux Aquatiques et Prévention des Inondations

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

IHM : Interface Homme-Machine

IWA : International Water Association (association internationale de l'eau)

LIDAR : Light Detection and Ranging (détection et estimation de la distance par laser)

MES : Matières En Suspension

MNT : Modèle Numérique de Terrain

MV : (Courbes) Masses-Volumes

NTU : Nephelometric Turbidity Unit (Unité standard de mesure de la turbidité)

NQE : Normes de Qualité Environnementale

OD : Oxygène Dissous

ODTSU : Objets et Dispositifs Techniques et Spatiaux de l'Urbain

OFB : Office Français de la Biodiversité

OTHU : Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine

PBDE : PolyBromoDiphénylEther (retardateurs de flamme)

PCR : Polymerase Chain Reaction (réaction en chaîne par polymérase)

PNEC : Predicted No Effect Concentrations (concentrations prédites sans effets)

POP : Polluants Organiques Persistants

RUTP : Rejets Urbains de Temps de Pluie

SIG : Système d'Information Géographique

STEP : Station d'épuration/Station de traitement des eaux usées

TA : Techniques Alternatives de gestion des eaux pluviales aussi bien centralisées qu'à la source

ONEVU : Observatoire Nantais des Environnements Urbains

OPUR : Observatoire d'hydrologie urbaine en Île-de-France

Remerciements

Cet ouvrage est le résultat d'un travail collectif de longue haleine dont les nombreux contributeurs méritent d'être chaleureusement remerciés.

Plus de 60 scientifiques et professionnels de la gestion de l'eau en ville ont, en effet, accepté de mettre en commun les acquis de la recherche et de leurs expériences de gestion pour formaliser un corpus de connaissances pointues en matière de gestion des eaux pluviales urbaines. Ils ont réussi, forts de la direction assurée par Laëtitia Bacot (GRAIE), Sylvie Barraud (INSA Lyon) et Gislain Lipeme Kouyi (INSA Lyon), le défi complexe de la synthèse et de l'accessibilité des connaissances sans jamais trahir la rigueur des résultats.

Un grand merci également à tous les membres du comité de pilotage, engagés dans la rédaction des différents chapitres de cet ouvrage, dont la ténacité et l'engagement ont été remarquables : Sylvie Barraud, INSA Lyon – Pascal Breil, INRAE Lyon – Jean-Luc Bertrand-Krajewski, INSA Lyon – Flora Branger, INRAE Lyon – Isabelle Braud, INRAE Lyon – Fréderic Cherqui, INSA Lyon/Université Lyon 1 – Benoit Cournoyer, VetAgro Sup/Université Lyon 1 – Philippe Namour, INRAE Lyon – Oldrich Navratil, Université Lyon 2 – Gislain Lipeme Kouyi, INSA Lyon – Florent Renard, Université Lyon 3.

Cet ouvrage n'aurait pas vu le jour sans la mobilisation active et constante du GRAIE, qui assure l'animation du dispositif de recherche OTHU et la valorisation de ses travaux. Chargé de l'édition de cette publication, il s'est mobilisé pour mettre en dialogue scientifiques et acteurs de l'eau, coordonner leurs productions et s'assurer que les connaissances ainsi rassemblées soient accessibles au plus grand nombre : merci à Laëtitia Bacot et Vivien Lecomte.

Enfin, la réalisation de ce livre doit aussi beaucoup au soutien pérenne qu'apportent l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, la Métropole de Lyon, le Ministère de l'enseignement supérieur de la recherche et de l'innovation, de la Région Auvergne Rhône Alpes à l'observatoire et à H_2O'Lyon dont sont issus les rédacteurs scientifiques de ce projet.

graie
PÔLE
EAU & TERRITOIRES

Ouvrage édité par le GRAIE
Campus LyonTech La Doua
66 bd Niels Bohr – CS 52132
69603 Villeurbanne Cedex - France
www.graie.org

Design et réalisation : Toufik Boumessaoud / www.ideogram.fr
Crédit photo de la couverture : © Laetitia Bacot
Impression : Imprimerie Faurite, 01 Miribel – Avril 2022
N° ISBN : 978-2-917199-10-7-9782917199107

L'OTHU est un laboratoire de recherche hors murs mis en place en 1999. C'est une structure fédérative de recherche reconnue par le Ministère de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur (FED 4161) depuis mai 2011.

Il repose sur des dispositifs de mesure installés sur le système d'assainissement de la Métropole de Lyon et sur les milieux récepteurs recevant les effluents issus de ce système. L'OTHU constitue le support de travaux de recherche menés par plus de 85 chercheurs, issus de 12 équipes de recherche lyonnaises, en étroite collaboration avec les acteurs de terrain.

www.othu.org

Fédération d'équipes de recherche OTHU – 4161

Partenaires de l'Observatoire

En lien