



**HAL**  
open science

## Chapitre 5. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie urbaine et la gestion des eaux pluviales

Hervé Andrieu, Emmanuel Berthier, Fabrice Rodriguez, Véronique Ruban,  
Cathy Wery

► **To cite this version:**

Hervé Andrieu, Emmanuel Berthier, Fabrice Rodriguez, Véronique Ruban, Cathy Wery. Chapitre 5. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie urbaine et la gestion des eaux pluviales. Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action - rapport d'ESCO INRA- IFSTTAR, INRA, pp.450-504, 2017. hal-01930668

**HAL Id: hal-01930668**

**<https://hal.science/hal-01930668>**

Submitted on 22 Nov 2018

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

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



# SOLS ARTIFICIALISÉS ET PROCESSUS D'ARTIFICIALISATION DES SOLS : DÉTERMINANTS, IMPACTS ET LEVIERS D'ACTION

RAPPORT DE L'EXPERTISE SCIENTIFIQUE COLLECTIVE - DÉCEMBRE 2017



IFSTTAR

Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE) de l'INRA  
Bertrand Schmitt, INRA, directeur

Responsables scientifiques :  
Béatrice Béchet, IFFSTAR  
Yves Le Bissonnais, INRA  
Anne Ruas, IFFSTAR

Coordination du projet :  
Maylis Desrousseaux et Pauline Marty, INRA, DEPE

Contacts:  
Béatrice Béchet : [beatrice.bechet@ifsttar.fr](mailto:beatrice.bechet@ifsttar.fr)  
Yves Le Bissonnais : [yves.le-bissonnais@inra.fr](mailto:yves.le-bissonnais@inra.fr)  
Anne Ruas : [anne.ruas@ifsttar.fr](mailto:anne.ruas@ifsttar.fr)  
Bertrand Schmitt: [bertrand.schmitt@inra.fr](mailto:bertrand.schmitt@inra.fr)

Le rapport d'expertise scientifique a été sollicité conjointement par les ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture et l'Ademe. Il a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA. Le rapport d'expertise, la synthèse et le résumé sont disponibles sur le site web de l'INRA ([www.inra.fr](http://www.inra.fr)).

Pour citer ce document

Béchet B. (coord.), Le Bissonnais Y. (coord.), Ruas A. (coord.), Aguilera A., André M., Andrieu H., Ay J.-S., Baumont C., Barbe E., Beaudet-Vidal L., Belton-Chevallier L., Berthier E., Billet Ph., Bonin O., Cavailhès J., Chancibault K., Cohen M., Coisson T., Colas R., Cornu S., Cortet J., Dablanc L., Darly S., Delolme C., Fack G., Fromin N., Gadal S., Gauvreau B., Géniaux G., Gilli F., Guelton S., Guérois M., Hedde M., Houet T., Humbertclaude S. (expert technique), Jolivet L., Keller C., Le Berre I., Madec P. (expert technique), Mallet C., Marty P., Mering C., Musy M., Oueslati W., Paty S., Polèse M., Pumain D., Puissant A., Riou S., Rodriguez F., Ruban V., Salanié J., Schwartz C., Sotura A., Thébert M., Thévenin T., Thisse J., Vergnès A., Weber C., Werey C., Desrousseaux M, 2017, Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols, Déterminants, impacts et leviers d'action. INRA (France), 609 pages.



## **Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols, déterminants, impacts et leviers d'action**

**Rapport d'expertise scientifique collective réalisé** à la demande des Ministères  
**en charge de l'environnement et de l'agriculture, et de l'Ademe**

Coordinateurs scientifiques :  
Béatrice Béchet, Yves Le Bissonnais,  
Anne Ruas

INRA DEPE  
Décembre 2017





## Avant-propos

Formidable réservoir de biodiversité, les sols sont essentiels à de nombreux services écosystémiques tels que la production alimentaire ou la régulation du climat, des crues, de la qualité de l'eau ou de l'air. Face à des demandes croissantes et antagonistes en logement, zones d'activités économiques, infrastructures, nourriture, matières premières, énergie et espaces de nature, cette ressource limitée et non renouvelable aux échelles de temps humaines est soumise à une forte concurrence d'usage et à des pressions qui peuvent en dégrader la qualité ou en limiter la disponibilité. Dans ce contexte, l'« artificialisation des sols » est souvent considérée, voire dénoncée, comme un des principaux facteurs de dégradation des sols et de pertes de terres agricoles.

C'est pourquoi les pouvoirs publics, qui tentent de réguler ce phénomène sans pour autant y parvenir, ont sollicité une Expertise scientifique collective (ESCo) à l'IFSTTAR et à l'INRA pour proposer un état des connaissances scientifiques disponibles sur les déterminants et les conséquences de l'artificialisation des sols ainsi que sur les leviers d'action qui permettraient d'en limiter l'extension et/ou les impacts environnementaux. Portée par les ministères en charge respectivement de l'environnement (Commissariat général au développement durable, CGDD, Ministère de la transition écologique et solidaire, MTES) et de l'agriculture (Direction générale de la performance économique et environnementale des entreprises, DGPE, Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, MAA) et l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), cette demande se décline en quatre temps :

- Il s'agit tout d'abord de tenter d'évaluer l'ampleur de l'artificialisation à l'échelle du territoire français, en s'appuyant au mieux sur la littérature scientifique, les rapports et études statistiques qui s'y essaient, et de préciser la position de la France par rapport aux autres pays de l'OCDE.
- Au-delà de ces éléments de mesure, la question des déterminants de l'artificialisation des sols et de leur éventuelle hiérarchie est centrale pour comprendre les évolutions de ce type de changements d'affectation des sols et voir se dessiner les tendances de l'artificialisation.
- Compte tenu des enjeux, il y a lieu d'identifier au mieux les impacts du phénomène tant sur l'environnement biotique et abiotique que sur les conditions de vie des populations et les dynamiques économiques et sociales. Une focalisation spécifique sur les impacts agricoles fait bien sûr explicitement partie des enjeux de la commande.
- Enfin, les leviers d'action qui permettraient de maîtriser l'artificialisation des sols et d'en limiter les impacts négatifs, méritent un examen particulier tant ils peuvent être nombreux, être convergents ou divergents entre eux ou avec d'autres instruments de politiques publiques.

Pour répondre à ces questions, l'IFSTTAR et l'INRA ont mis en place un dispositif classique d'ESCo (cf. Encadré) qui se fonde par principe sur des références scientifiques internationales certifiées relatives aux divers volets des questions posées. De ce fait, certains phénomènes, en particulier récents, ne peuvent être renseignés précisément, soit faute de travaux publiés, soit parce que les études disponibles ont été conduites dans des contextes trop éloignés des conditions observées en France. Ainsi, l'ESCo « Artificialisation des sols » a été confrontée à une difficulté peu commune due à la polysémie du terme. L'artificialisation des sols (« *Land take* ») telle qu'elle est entendue en France (et en Europe), est avant tout une notion statistique, utilisée en particulier au sein de la base de données *Corine Land Cover*, (CLC) mais son appréhension par les différentes disciplines scientifiques mobilisées pour cette expertise a révélé que ces dernières utilisent de préférences les notions d'urbanisation (« *Urbanization* ») ou d'imperméabilisation (« *Soil sealing* »). Or, les trois notions, même si elles se recouvrent en partie ne sont pas exactement synonymes, ce qui, tout en contribuant à la richesse du travail, en a accru la complexité. Par conséquent, la constitution du corpus bibliographique de cette expertise a nécessité de nombreux ajustements et plusieurs combinaisons de mots-clés afin que chaque discipline, approchant le phénomène au travers de concepts différents, puisse disposer d'une base fiable. En outre, les experts se sont livrés, selon les disciplines, à d'importants ajouts de références.

Cinquante-cinq experts francophones, d'origines institutionnelles diverses (Inra, Ifsttar, CNRS, Université de Saint-Etienne, Paris 1, Brest, etc.) ont été mobilisés pour l'ESCo "Artificialisation des sols". Certains d'entre eux ont assuré la coordination de chacun des volets de l'expertise et participé aux croisements des points de vue, les autres ayant plus spécifiquement contribué au(x) chapitre(s) relatif(s) à leur strict domaine de spécialité. Les compétences des experts sont, compte tenu de l'ampleur des questions, variées ; elles relèvent de l'économie, de la géographie, de l'écologie, de la pédologie, de l'hydrologie, de l'agronomie, du droit, etc.

Les résultats de l'expertise sont étayés par un corpus bibliographique d'environ 2 500 références, constitué par deux professionnels de l'information scientifique et technique (Inra et Ifsttar), et composé essentiellement d'articles scientifiques auxquels se sont ajoutés quelques données statistiques, ouvrages et rapports techniques (cf. Annexe). Les experts en ont extrait et assemblé les éléments pertinents pour éclairer les questions posées.

L'ESCo ne fournit ni avis ni de recommandations, ni de réponses opérationnelles aux questions posées par les gestionnaires. Elle réalise un état des connaissances, le plus complet possible, des déterminants et impacts liés à l'artificialisation des sols en France et tache d'en identifier les leviers d'action, à travers une approche pluridisciplinaire associant sciences du vivant et sciences économiques et sociales. Elle met en relief les problématiques spécifiques à ce phénomène.

## L'expertise scientifique collective (ESCO), principes et méthodes

La présente ESCo, réalisée conjointement par l'Inra et l'Ifsttar, a été conduite selon les principes de l'expertise collective et la démarche mise en œuvre par la Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études (DEPE) de l'Inra.

### L'expertise scientifique en appui aux politiques publiques

La mission d'expertise en appui aux politiques publiques de la recherche publique a été réaffirmée par la Loi d'orientation de la recherche (2006). L'apport d'argumentaires scientifiques à l'appui de positions politiques est désormais une nécessité dans les négociations internationales. Or, les connaissances scientifiques sont de plus en plus nombreuses et produites dans des domaines très variés, difficilement accessibles en l'état aux décideurs et parties prenantes. L'activité d'ESCO se définit comme une activité d'examen critique et d'assemblage des connaissances disponibles dans des champs très divers du savoir et pertinents pour éclairer l'action publique.

### La charte de l'expertise scientifique

Cette activité est régie par la charte nationale de l'expertise de 2011 qui énonce des principes de conduite de l'exercice, dont le respect garantit la robustesse des argumentaires produits. Cette charte énonce quatre principes fondateurs :

- La compétence se décline au niveau des organismes, qui n'engagent des expertises que dans leur domaine de compétences, et au niveau des experts qui sont qualifiés sur la base de leurs publications scientifiques ;
- La pluralité s'entend aussi bien d'un point de vue pluridisciplinaire en associant systématiquement sciences de la vie et sciences humaines et sociales que d'un point de vue disciplinaire en vue de favoriser l'expression des controverses et de l'exercice critique pour une mise en perspective des connaissances. Elle se manifeste également dans la diversité des origines institutionnelles des experts.
- L'impartialité est garantie par la connaissance des liens éventuels des experts avec des acteurs socio-économiques (mentionnés dans une déclaration d'intérêts remplie par chaque expert), et par la diversité du collectif d'experts ;
- Enfin, la transparence se traduit par la production de documents d'analyse et de synthèse mis à disposition de tous.

### Définition et fonctionnement de l'ESCO

L'ESCO établit un état des lieux des connaissances scientifiques académiques dont sont extraits et assemblés les éléments pour répondre aux questions posées par les commanditaires. Les questions adressées à l'Inra et à l'Ifsttar ont été énoncées dans un cahier des charges qui est le résultat d'une itération entre les commanditaires et les organismes de recherche, fixant les limites et le contenu de l'expertise. Un comité de suivi, réuni autour des commanditaires, sert d'interface entre les experts et les commanditaires et veille au bon déroulement des travaux. Un comité consultatif d'acteurs, réunissant un ensemble large de représentants des parties prenantes, permet l'expression des enjeux portés par chacun et est un lieu de mise en débat des premiers résultats du travail.

Les experts, réunis en un collectif d'experts animé par un ou plusieurs pilotes scientifiques, rédigent chacun une contribution faisant état des références bibliographiques utilisées. L'ensemble des contributions forme le rapport d'expertise qui est mis en ligne sur le site des organismes de recherche. Les pilotes et experts sont responsables du rapport. Une synthèse et un résumé destinés aux commanditaires et au débat public en sont extraits.

Les organismes de recherche, Ifsttar et Inra, s'engagent sur les conditions dans lesquelles se déroule le processus d'expertise : qualité du travail documentaire, mise à jour des sources bibliographiques, transparence des discussions entre les experts, animation du groupe de travail et rédaction des documents de synthèse et de communication sous une forme qui concilie rigueur scientifique et lisibilité par un public plus large.

## Experts auteurs du rapport d'expertise et conduite du projet

### Experts

Béatrice Béchet (pilote scientifique), IFSTTAR, IRSTV  
Yves Le Bissonnais (pilote scientifique), INRA, LISAH  
Anne Ruas (pilote scientifique), IFSTTAR, COSYS –  
LISIS

Anne Aguilera (coord.), IFSTTAR, LVMT  
Michel André, IFSTTAR, AME LTE, Bron  
Hervé Andrieu (coord.), IFSTTAR – IRSTV  
Jean-Sauveur Ay, INRA, CESAER  
Catherine Baumont, Univ. Bourgogne Franche-Comté,  
LEDI

Eric Barbe (coord.), IRSTEA, TETIS  
Laure Beaudet-Vidal, AgroCampus Ouest, EPHOR  
Leslie Belton-Chevallier, IFSTTAR, LVMT  
Emmanuel Berthier, CEREMA  
Philippe Billet, Univ. Lyon 3, CNRS - UMR 5600 - EVS-  
IDE

Olivier Bonin, IFSTTAR, LVMT  
Jean Cavailhès (coord.), INRA, CESAER  
Katia Chancibault, IFSTTAR IRSTV  
Marianne Cohen (coord.), Univ. Paris I, UMR ENeC  
Thomas Coisnon, Univ. d'Angers, EGS  
Robert Colas, Univ. Paris VII, LADYSS  
Sophie Cornu (coord.), Inra, GSE  
Jérôme Cortet, CNRS CEFE, Univ. de Montpellier 3  
Laetitia Dablanc (coord.), IFSTTAR, SPLOTT  
Ségoène Darly, Univ. Paris VIII, Ladyss  
Cécile Delolme (coord.), Univ. Paris est, UMR Ecol  
Hydrosyst Nat & Anthropises  
Valérie Facchinetti-Mannone, Théma, UMR 6049 CNRS,  
Université Bourgogne Franche-Comté

Gabrielle Fack, Univ. Paris I, CES  
Nathalie Fromin, CNRS CEFE  
Sébastien Gadal, Univ. Aix-Marseille, UMR Espace  
Benoît Gauvreau, IFSTTAR AME LAE  
Ghislain Géniaux (coord.), INRA, SAD  
Frédéric Gilli, Sc. Po. Paris  
Sonia Guelton, Univ. Paris Est, Lab'Urba

Marianne Guérois, CNRS, Géographie-Cités  
Mickaël Hedde (coord.), INRA, Pessac, Unité ECOSYS  
Thomas Houet, CNRS, LETG  
Sylvain Humbert-Claude (expert technique), INSEE  
Laurence Jolivet, IGN, COGIT  
Catherine Keller, Univ. Aix Marseille, CEREGE  
Iwan Le Berre, LETG, Brest Géomer, IUEM-Ubo  
Pierre Madec (expert technique), Sc. Po. Paris, OFCE  
Clément Mallet, IGN, Matis  
Pauline Marty, UTT de Troyes  
Catherine Mering (coord.), Université Paris VII, PRODIG  
Marjorie Musy (coord.), Cerema Ouest  
Walid Oueslati, Univ. d'Angers  
Sonia Paty, Univ. Lyon Saint Etienne, GATE  
Mario Polèse (coord.), INRS, Centre urbanisation culture  
société, Canada  
Denise Pumain, CNRS, Géographie-Cités, Paris  
Anne Puissant, Université de Strasbourg, Lab. Image,  
ville, environnement  
Stéphane Riou, Univ. Lyon Saint Etienne, GATE  
Fabrice Rodriguez, IFSTTAR - GERS - EE  
Véronique Ruban, IFSTTAR – IRSTV  
Julien Salanié, Univ. Saint Etienne, Gate  
Christophe Schwartz, Univ. de Lorraine, LES  
Aurélié Sotura, Ecole d'économie de Paris  
Mariane Thébert, IFSTTAR, LVMT  
Thomas Thévenin, Théma, UMR 6049 CNRS, Univ.  
Bourgogne Franche-Comté  
Jacques Thisse, Professeur émérite à l'Univ. catholique  
de Louvain, Belgique  
Alan Vergnès, CNRS CEFE, Univ. de Montpellier 3  
Christiane Weber (coord.), CNRS, TETIS  
Caty Wery, IRSTEA, GESTE, Strasbourg

Experts ayant contribué ponctuellement : S. Barraud  
(INSA Lyon), G. Chebbo (LEESU, ENPC), J.F. Deroubaix  
(LEESU, ENPC), J. Gaspéri (LEESU, U. Paris 12), M.C.  
Gromaire (LEESU), N. Le Nouveau (CEREMA), L. Oudin  
(IRSTEA), D. Ramier (CEREMA), J. Sage (CEREMA)

### Conduite du projet

Maylis Desrousseaux (coord.), INRA, DEPE, Paris :  
conduite du projet, rédaction et coordination éditoriale  
(démarrage du projet par Pauline Marty)  
Isabelle Savini, INRA, DEPE, Paris : suivi du projet,  
rédaction et coordination éditoriale  
Kim Girard, INRA, DEPE, Paris : logistique  
Fanny Boursault, INRA, DEPE, Paris : logistique

### Supervision

Antoine Frémont, IFSTTAR, Directeur scientifique adjoint  
Bertrand Schmitt, INRA, Directeur de la DEPE

### Documentation

Natacha Bufquin, IFSTTAR  
Sophie Le Perchec, INRA, Rennes





## Table des matières

AVANT-PROPOS.....	3
EXPERTS AUTEURS DU RAPPORT D'EXPERTISE ET CONDUITE DU PROJET.....	5
TABLE DES MATIERES.....	7
INTRODUCTION GENERALE.....	13
<i>L'« artificialisation des sols », un objet scientifiquement ambigu.....</i>	13
PARTIE 1 – LA MESURE ET LES TENDANCES DE <b>L'ARTIFICIALISATION</b> DES SOLS.....	17
CHAPITRE 1. LA MESURE ET LES TENDANCES <b>DE L'ARTIFICIALISATION</b> DES SOLS.....	18
1. DEFINITIONS DE L'ARTIFICIALISATION.....	21
1.1. <i>Objet de la mesure.....</i>	22
2. METHODES ET DONNEES POUR MESURER L'ARTIFICIALISATION.....	23
2.1. <i>Les données de télédétection : diversité, intérêts et limites.....</i>	23
2.2. <i>Les méthodes de traitement des images satellite.....</i>	25
3. DYNAMIQUE DE L'ARTIFICIALISATION ET USAGE DE LA MESURE.....	26
3.1. <i>Mesure de l'artificialisation en France.....</i>	27
3.2. <i>Modélisation rétrospectives et prospectives.....</i>	31
3.3. <i>Incertitude sur la mesure du changement issue de la modélisation.....</i>	32
4. CONCLUSION.....	33
4.1. <i>Bilan et perspectives.....</i>	33
4.2. <i>Directions de recherche et d'actions futures.....</i>	35
ANNEXE. QUELQUES ELEMENTS POUR MIEUX COMPRENDRE LES ECARTS ENTRE ESTIMATIONS DE L'ARTIFICIALISATION.....	37
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES.....	48
CHAPITRE 2. LES TENDANCES <b>DE L'ARTIFICIALISATION</b> DES SOLS.....	57
1. DES TENDANCES DE L'URBANISATION EN FRANCE ET EN EUROPE.....	57
1.1. <i>L'Europe dans le processus d'urbanisation mondial.....</i>	57
1.2. <i>La France en position intermédiaire dans un processus de diffusion spatiale.....</i>	61
1.3. <i>Facteurs spécifiques pour interventions potentielles et perspectives.....</i>	65
1.4. <i>Conclusion.....</i>	66
2. POURQUOI « ARTIFICIALISER » LE SOL ? REGARD SUR LES DETERMINANTS DE LA CROISSANCE DES VILLES ET LA DEMANDE DE TERRES URBAINES AMENAGEES.....	66
2.1. <i>Causes et origines de l'urbanisation.....</i>	67
2.2. <i>Causes de la concentration urbaine : économies d'agglomération.....</i>	69
2.3. <i>Démographie, habitat et consommation de l'espace.....</i>	72
2.4. <i>Nouveaux espaces urbanisés : l'attrait croissant des aménités naturelles.....</i>	74
2.5. <i>Synthèse et conclusion.....</i>	76
3. L'URBANISATION EST-ELLE UN MAL ?.....	78
3.1. <i>L'urbanisation : un bref survol historique.....</i>	79
3.2. <i>L'analyse économique des villes.....</i>	82
3.3. <i>Les villes post-industrielles.....</i>	83
4. CONCLUSION.....	86
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES.....	89
PARTIE 2 - LES IMPACTS ET DETERMINANTS SOCIAUX, ECONOMIQUES, SPATIAUX ET REGLEMENTAIRES DE <b>L'ARTIFICIALISATION</b> DES SOLS.....	95
CHAPITRE 1. DETERMINANTS ET IMPACTS DE LA CONSTRUCTION SUR DES TERRES AGRICOLES, FORESTIERES OU SEMI-NATURELLES DUE AUX DYNAMIQUES FONCIERES ET IMMOBILIERES.....	96
1. LES DYNAMIQUES FONCIERES ET IMMOBILIERES DE LA VILLE DETERMINENT L'OCCUPATION DES TERRES.....	99
1.1. <i>L'occupation de l'espace par le prisme de l'économie urbaine.....</i>	99
1.2. <i>La régulation de l'espace urbain par les politiques publiques.....</i>	102
1.3. <i>Le renouvellement de l'espace urbain en pratique.....</i>	104
1.4. <i>Conclusion.....</i>	108
2. LES DYNAMIQUES FONCIERES ET IMMOBILIERES DE LA COURONNE PERIURBAINE DETERMINENT LA CONSTRUCTION SUR DE NOUVELLES TERRES.....	109
2.1. <i>Des formes de développement variées en milieu périurbain.....</i>	110
2.2. <i>Les comportements des ménages influencent la localisation et la forme des constructions en milieu périurbain.....</i>	110
2.3. <i>L'impact des décisions des propriétaires fonciers sur les modalités de l'offre immobilière en milieu périurbain.....</i>	112
2.4. <i>Les politiques publiques ont des effets différenciés sur les constructions périurbaines.....</i>	113
2.5. <i>Conclusion.....</i>	115

3. DYNAMIQUES DE L'ARMATURE URBAINE, METROPOLISATION, ENTREPRISES ET CONSOMMATION DE TERRES .....	116
3.1. <i>L'économie contemporaine conduit à une agglomération des activités dans et autour de grandes régions métropolitaines</i> .....	117
3.2. <i>Spécialisation sectorielle et fonctionnelle des territoires régionaux autour des grands cœurs métropolitains et conséquences sur la consommation de foncier</i> .....	120
4. LA VALEUR PATRIMONIALE DES CONSTRUCTIONS SUR DES TERRES NOUVELLES .....	121
4.1. <i>Évaluer la valeur des constructions et des terrains en comptabilité nationale</i> .....	122
4.2. <i>Les constructions et les terrains qui les supportent représentent l'essentiel du patrimoine économique national</i> .....	125
4.3. <i>La valeur patrimoniale des constructions sur terres nouvelles</i> .....	127
4.4. <i>Conclusion</i> .....	130
5. CONTRIBUTION DE LA CONSTRUCTION SUR DES TERRES NOUVELLES A LA CROISSANCE ECONOMIQUE ET A LA CREATION D'EMPLOI .....	131
5.1. <i>Quelle place du secteur de la construction dans l'économie française ?</i> .....	131
5.2. <i>Quels besoins de construction ?</i> .....	132
5.3. <i>Quel impact d'un choc de production dans le secteur du Bâtiment ?</i> .....	134
6. IMPACTS SOCIO-SPATIAUX INEGALITAIRES DES MARCHES FONCIERS ET IMMOBILIERS.....	136
6.1. <i>La localisation des groupes sociaux dans l'économie urbaine et dans la réalité</i> .....	136
6.2. <i>Les inégalités socio-spatiales de constructions nouvelles résultant d'autres mécanismes</i> .....	139
6.3. <i>Résumé</i> .....	141
7. L'IMPACT DES POLITIQUES PUBLIQUES SUR LES MARCHES IMMOBILIERS .....	142
7.1. <i>Les politiques d'aides au logement</i> .....	143
7.2. <i>Les politiques d'aides localisées (place-based policies)</i> .....	147
8. LA FISCALITE .....	148
8.1. <i>Le lien entre la fiscalité sur le foncier et l'étalement urbain</i> .....	149
8.2. <i>Choix de l'instrument fiscal optimal</i> .....	150
8.3. <i>Conclusion</i> .....	153
9. CONCLUSION DU CHAPITRE .....	153
9.1. <i>Consommation de terres par l'urbanisation et étalement urbain</i> .....	153
9.2. <i>Géographie, économie géographique et consommation de terres des systèmes urbains et métropolitains</i> .....	155
9.3. <i>Effets sur l'ensemble de l'économie de la consommation de terres par l'urbanisation</i> .....	158
9.4. <i>La fiscalité foncière et les aides publiques au logement</i> .....	159
9.5. <i>Les acteurs des politiques publiques foncières et immobilières</i> .....	161
ANNEXE : AUDITIONS D'EXPERTS.....	162
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	168
CHAPITRE 2. PERIURBANISATION DES MENAGES, MODES DE VIE, MOBILITES .....	183
1. STRATEGIES RESIDENTIELLES, MODES DE VIE ET MOBILITE DES MENAGES PERIURBAINS.....	183
1.1. <i>La périurbanisation des ménages, principal moteur de l'artificialisation des sols en France</i> .....	183
1.2. <i>Les logiques de la périurbanisation des ménages</i> .....	185
1.3. <i>Périurbanisation et durabilité : les controverses</i> .....	189
1.4. <i>Vers une périurbanisation durable ? Enjeux et leviers d'action</i> .....	191
2. ARTIFICIALISATION DES SOLS : DETERMINANTS SOCIO-DEMOGRAPHIQUES, RISQUES NATURELS ET SOCIAUX, ENJEUX POLITIQUES .....	192
2.1. <i>Caractéristiques et moteurs de l'artificialisation des sols liée à la croissance urbaine</i> .....	192
2.2. <i>Risques et conflits autour de l'artificialisation des sols ou un revers variable de la médaille</i> .....	197
2.3. <i>Des arbitrages politiques : quelle politique de « contention » de l'urbanisation ?</i> .....	200
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	202
<b>CHAPITRE 3. L'ARTIFICIALISATION PAR LES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT, DES DETERMINANTS DU PROJET AUX IMPACTS SUR L'OCCUPATION DES SOLS.....</b>	<b>210</b>
1. LES DETERMINANTS DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS PAR LES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT .....	211
1.1. <i>Mise en perspective de la question des « effets structurants » des infrastructures de transport</i> .....	211
1.2. <i>Approche multiscalair des enjeux liés à l'aménagement de nouvelles infrastructures de transport</i> .....	213
2. L'ARTIFICIALISATION PAR LES RESEAUX TECHNIQUES : DU THEME A LA METHODE .....	214
2.1. <i>Modes de transport et impacts de l'artificialisation</i> .....	214
2.2. <i>Méthodologie d'analyse des interactions transport-artificialisation</i> .....	215
3. CONCLUSION.....	216
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	217
CHAPITRE 4. ETALEMENT LOGISTIQUE ET ARTIFICIALISATION DES SOLS.....	221
1. LES ENTREPOTS ET LEUR AUGMENTATION DANS LES GRANDES AGGLOMERATIONS .....	221
1.1. <i>Qu'est-ce qu'un entrepôt ?</i> .....	221
1.2. <i>Une augmentation du nombre d'entrepôts dans les grandes agglomérations</i> .....	222
2. DEUX EXEMPLES, EN FRANCE ET AUX ETATS-UNIS .....	223

2.1. <i>L'Île-de-France, territoire logistique</i> .....	223
2.2. <i>Les entrepôts à Atlanta et Los Angeles</i> .....	224
3. <b>L'ÉTALEMENT LOGISTIQUE</b> .....	226
4. <b>LES ENTREPÔTS REVIENDRONT-ILS EN ZONE DENSE ?</b> .....	227
5. <b>LES COMPÉTENCES D'AMÉNAGEMENT : QUELLE PLANIFICATION DE LA LOGISTIQUE ?</b> .....	228
6. <b>CONCLUSION</b> .....	232
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	233
<b>CHAPITRE 5. L'ARTIFICIALISATION DES LITTORAUX : DETERMINANTS ET IMPACTS</b> .....	235
1. <b>UN LITTORAL ATTRACTIF, MAIS CONTRAINT</b> .....	235
1.1. <i>Un espace limité</i> .....	235
1.2. <i>L'haliotropisme, concentration de la population et des activités</i> .....	235
1.3. <i>Des ressources variées</i> .....	236
1.3 <i>Un système dynamique, ouvert et complexe</i> .....	236
2. <b>LES DETERMINANTS DE L'ARTIFICIALISATION DU LITTORAL</b> .....	238
2.1. <i>Déterminants géographiques « classiques »</i> .....	238
2.2. <i>Déterminants socio-économiques « modernes »</i> .....	239
2.3. <i>Un retour programmé des déterminants physiques</i> .....	241
2.4. <i>Déterminants législatifs et réglementaires</i> .....	241
3. <b>IMPACTS DE L'ARTIFICIALISATION DU LITTORAL</b> .....	243
3.1. <i>Un quart des littoraux modifié par les activités humaines</i> .....	243
3.2. <i>Un défaut congénital : des aménagements statiques sur un littoral dynamique</i> .....	243
3.3. <i>Des impacts environnementaux multi-scalaires</i> .....	244
3.4. <i>Impacts socio-économiques</i> .....	245
3.5. <i>Changements globaux et impacts à long termes</i> .....	247
4. <b>SYNTHESE ET CONCLUSION</b> .....	247
4.1. <i>Synthèses des résultats majeurs</i> .....	247
4.2. <i>La difficulté d'établir un diagnostic partagé</i> .....	248
4.3. <b>Leviers d'action</b> .....	249
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	251
<b>CHAPITRE 6. ASPECTS JURIDIQUES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS</b> .....	255
1. <b>CONTEXTE</b> .....	255
1.1. <i>Controverses juridiques autour de l'artificialisation</i> .....	255
1.2. <i>Absence de politique générale de lutte contre l'artificialisation</i> .....	256
1.3. <i>Absence de réglementation cadre de protection des sols</i> .....	257
2. <b>LES VOIES JURIDIQUES DE L'ARTIFICIALISATION</b> .....	258
2.1. <i>La libération de l'étalement urbain</i> .....	258
2.2. <i>Les contraintes de la production du construit</i> .....	259
2.3. <i>L'absence de réglementation des résidences secondaires</i> .....	259
2.4. <i>Le renforcement des règles contentieuses en faveur de l'urbanisation</i> .....	259
2.5. <i>Les incitations fiscales à l'utilisation des sols</i> .....	261
3. <b>LES VOIES DE LA PROTECTION CONTRE L'ARTIFICIALISATION</b> .....	262
3.1. <i>La protection de certains espaces contre l'occupation des sols</i> .....	262
3.2. <i>La protection des sols supports de production</i> .....	264
3.3. <i>La caractérisation juridique de l'occupation des sols</i> .....	265
3.4. <i>L'anticipation de l'artificialisation dans les évaluations environnementales</i> .....	265
3.5. <i>La compensation de l'artificialisation</i> .....	266
3.6. <i>Les dissuasions fiscales à l'artificialisation</i> .....	267
4. <b>LES VOIES DE LA DENSIFICATION</b> .....	267
4.1. <i>La libération de la densité et de l'espace urbains</i> .....	267
4.2. <i>L'encadrement de la densification</i> .....	268
4.3. <i>Le renforcement des conditions de l'artificialisation</i> .....	268
4.4. <i>Les incitations financières et fiscales à la densification</i> .....	269
5. <b>CONCLUSION</b> .....	271
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	271
<b>PARTIE 3 - LES IMPACTS DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS</b> .....	273
<b>CHAPITRE 1. LES DETERMINANTS DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS EN ZONES RURALES ET PERIURBAINES ET LES IMPACTS SUR L'AGRICULTURE</b> .....	274
INTRODUCTION.....	274
1. <b>QUALITE AGRICOLE DES TERRES ET ARTIFICIALISATION</b> .....	277
1.1. <i>Qualité agricole d'une terre</i> .....	278
1.2. <i>Artificialisation et autres dimensions de la qualité agricole des terres</i> .....	279

1.3. Conclusion.....	280
2. LA RENTE AGRICOLE ET SES FACTEURS.....	281
2.1. Facteurs internes à l'agriculture.....	282
2.2. Facteurs externes à l'agriculture.....	284
2.3. Conclusion.....	285
3. AMENITES ET PRESSION FONCIERE LE LONG DU CONTINUUM URBAIN-RURAL.....	286
3.1. Aménités et équilibre spatial intra-métropolitain.....	288
3.2. Aménités et équilibre spatial inter-métropolitain.....	290
3.3. Synthèse.....	295
4. POLITIQUE PUBLIQUE ET ARTIFICIALISATION EN MILIEU RURAL.....	296
4.1. Le zonage.....	296
4.2. Offre foncière constructible et effets prix.....	299
4.3. Les zonages et leur changement.....	300
4.4. La protection des zones agricoles et naturelles.....	302
4.5. Conclusion.....	302
5. POLITIQUES AGRICOLES ET DYNAMIQUES TERRITORIALES DE L'ARTIFICIALISATION.....	304
5.1. Impacts des facteurs sectoriels de la restructuration agricole.....	305
5.2. Modulations attribuables aux politiques agricoles.....	307
5.3. Effets de modulation spécifiques à certains contextes territoriaux.....	310
5.4. Conclusion.....	313
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES.....	314
CHAPITRE 2. QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS ARTIFICIALISÉS.....	330
1. INTRODUCTION.....	330
1.1. La caractérisation des sols artificialisés : une approche encore très récente.....	330
1.2. Traitement du corpus bibliographique.....	331
2. TYPOLOGIE DES SOLS ARTIFICIALISES ET CLASSIFICATION.....	331
2.1. Préambule.....	331
2.2. Spécificité des sols artificialisés.....	332
2.3. Sols artificialisés et développement d'une typologie partagée : l'exemple des sols urbains.....	333
2.4. La prise en compte des sols artificialisés dans les classifications.....	334
2.5. Vers une nécessaire proposition de typologie ?.....	336
3. CARACTERISTIQUES ET PROPRIETES DES SOLS EN MILIEU ARTIFICIALISE.....	337
3.1. Caractéristiques pédologiques des sols en milieu artificialisé.....	338
3.2. Propriétés physiques.....	340
3.3. Erosion des sols en milieu artificialisé.....	341
3.4. Caractéristiques physico-chimiques des sols artificialisés.....	343
3.5. Carbone organique.....	344
3.6. Eléments traces métalliques et métalloïdes.....	347
3.7. Polluants organiques.....	351
4. CE QU'IL FAUT RETENIR DES CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES SOLS ARTIFICIALISES.....	352
5. INDICATEURS DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS.....	352
5.1. Le concept d'indicateurs et d'indices de la qualité des sols : objectifs et construction.....	353
5.2. Indicateurs d'artificialisation.....	354
5.3. La place et la prise en compte des sols urbains dans de tels indices.....	355
6. REMEDIATION – REHABILITATION – REVERSIBILITE.....	358
6.1. Analyse de méthode anti-érosive en milieu urbain.....	358
6.2. Les apports de matière organique comme processus de remédiation.....	358
6.3. Remédiation des zones minières.....	359
6.4. Remédiation des sols industriels.....	359
6.5. Pédogenèse des sols artificialisés, une forme de réversibilité de l'artificialisation ?.....	360
6.6. La construction de sols.....	360
6.7. Les conditions de la réversibilité des usages.....	361
7. LIMITES DES ETUDES DISPONIBLES ET IDENTIFICATION DES BESOINS DE RECHERCHE.....	362
ANNEXE 1. AUDITION D'EXPERT.....	363
ANNEXE 2. TABLEAUX DE DONNEES.....	365
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITÉES.....	382
CHAPITRE 3. EFFET DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LES ORGANISMES DES SOLS.....	400
1. INTRODUCTION.....	400
1.1. Biodiversité du sol.....	400
1.2. Indicateurs écologiques.....	401
1.3. Cadrage et méthodologie des recherches bibliographiques.....	402
2. EFFETS SUR LES DIFFERENTS GROUPES D'ORGANISMES.....	404



2.1. Microorganismes .....	404
2.2. Méso- et micro-invertébrés .....	408
2.3. Macrofaune .....	411
3. CONCLUSIONS .....	414
3.1. <i>L'impact négatif de l'artificialisation sur la macrofaune</i> .....	414
3.2. <i>Analyse transversale</i> .....	414
3.3. <i>Hypothèses de liens entre artificialisation et effets sur le vivant</i> .....	415
3.4. <i>Limites et identification des besoins de recherche</i> .....	416
3.5. <i>Leviers d'action</i> .....	417
3.6. <i>Contribution aux « questions transversales »</i> .....	417
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	418
CHAPITRE 4. BIODIVERSITE ET FRAGMENTATION DES PAYSAGES .....	427
1. EFFET DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES HABITATS ET LEUR FRAGMENTATION .....	428
2. HYPOTHESES SOUS-JACENTES AUX EFFETS DE L'ARTIFICIALISATION SUR LA BIODIVERSITE ET METHODOLOGIES MOBILISEES .....	430
3. EFFETS DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES ESPECES ET LES COMMUNAUTES VEGETALES .....	431
4. EFFET DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES ESPECES ET GROUPES D'ESPECES ANIMALES .....	434
5. EFFETS DES INFRASTRUCTURES ROUTIERES ET FERREES ET DES ZONES MINIERES SUR LA FAUNE .....	437
6. SYNTHESE SUR LES EFFETS DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES PAYSAGES ET COMPARAISON FAUNE-FLORE .....	438
CONCLUSION GENERALES ET LEVIERS D'ACTION .....	440
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	443
CHAPITRE 5. IMPACT DE L'URBANISATION SUR L'HYDROLOGIE URBAINE ET LA GESTION DES EAUX PLUVIALES .....	450
1. MODIFICATIONS DES PROCESSUS PHYSIQUES ET IMPACT SUR LE BILAN HYDROLOGIQUE .....	450
1.1. <i>Modification des processus hydrologiques par l'artificialisation</i> .....	451
1.2. <i>Impact de l'artificialisation sur le bilan hydrologique</i> .....	453
1.3. <i>Synthèse et perspectives</i> .....	459
2. CONSEQUENCES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LA QUALITE DES EAUX PLUVIALES .....	459
2.1. <i>Sources et voies de transferts des polluants</i> .....	460
2.2. <i>Caractérisation des eaux pluviales</i> .....	461
2.3. <i>Impacts des rejets d'eaux pluviales sur les milieux aquatiques</i> .....	467
2.4. <i>Conclusions et perspectives</i> .....	468
3. LA GESTION ALTERNATIVE DES EAUX PLUVIALES, UN MOYEN DE DESIMPERMEABILISER LES SURFACES URBAINES ? .....	469
3.1. <i>Introduction et généralités sur le thème</i> .....	469
3.2. <i>Focus sur les performances hydrologiques</i> .....	471
3.3. <i>Focus sur les performances environnementales</i> .....	474
3.4. <i>Focus sur les autres fonctions des dispositifs de gestion des eaux pluviales : la plurifonctionnalité</i> .....	480
3.5. <i>Besoin de connaissances et besoins opérationnels</i> .....	481
4. ACTEURS, TERRITOIRES, GOUVERNANCE ET GESTION .....	483
4.1. <i>Introduction</i> .....	483
4.2. <i>Une politique de gestion des eaux pluviales : quels enjeux, quel(s) service(s) public(s) et quelle(s) compétence(s) ?</i> .....	483
4.3. <i>Quels instruments de politique de gestion intégrée des eaux pluviales ?</i> .....	486
4.4. <i>Quels risques sont appréhendés aujourd'hui et quelle gestion des incertitudes ?</i> .....	488
4.5. <i>Quels systèmes, quels patrimoines, à quels coûts pour quels services ?</i> .....	489
5. LIMITES DES ETUDES ACTUELLES ET IDENTIFICATION DES BESOINS DE RECHERCHE .....	491
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES .....	491
CHAPITRE 6. PHYSIQUE DE L'ENVIRONNEMENT URBAIN .....	505
1. INTRODUCTION .....	505
1.1. <i>Choix de fils conducteurs pour les études</i> .....	505
1.2. <i>Densité, formes urbaines et types de surfaces, quelques repères</i> .....	506
2. IMPACTS CLIMATIQUES .....	507
2.1. <i>Notions préliminaires</i> .....	507
2.2. <i>L'échelle de la surface : étude des matériaux et des surfaces urbaines</i> .....	520
2.3. <i>Le fragment urbain : forme et matériau</i> .....	524
2.4. <i>La ville : occupation des sols</i> .....	526
2.5. <i>Conclusion</i> .....	529
3. CONSEQUENCES ENVIRONNEMENTALES - QUALITE DE L'AIR .....	529
3.1. <i>Artificialisation et pollution de l'air : problématique et questionnement</i> .....	530
3.2. <i>Urbanisation et pollution de l'air : analyse bibliographique</i> .....	532
3.3. <i>Artificialisation des sols / extension urbaine et pollution de l'air - Conclusions</i> .....	545
3.4. <i>Elements conclusifs, connaissances scientifiques et leviers d'action</i> .....	551

4. ACOUSTIQUE.....	552
4.1. Avant-propos.....	552
4.2. Usages et sources sonores.....	554
4.3. Effets directs de l'artificialisation des sols sur la propagation sonore (effets de frontières).....	555
4.4. Effets indirects de l'artificialisation des sols sur la propagation sonore (effets météo).....	563
4.5. Perceptions croisées.....	568
4.6. Conclusion sur les effets de l'artificialisation des sols sur l'environnement sonore.....	569
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES.....	569
CONCLUSION DU RAPPORT DE L'EXPERTISE.....	592
<i>Pourquoi une ESCo sur l'artificialisation des sols ?</i> .....	592
<i>Le préalable de la définition de l'artificialisation, des termes associés et de l'objet d'étude « sol »</i> .....	592
<i>Les questions traitées dans l'ESCo « Artificialisation des sols »</i> .....	593
1. <i>L'évaluation de la nature et de l'ampleur de l'artificialisation des sols</i> .....	594
2. <i>Des impacts environnementaux très divers mais corrélés entre eux</i> .....	596
3. <i>L'impact de l'artificialisation sur les terres et la production agricoles</i> .....	599
4. <i>Les facteurs de l'artificialisation des sols</i> .....	599
5. <i>Des démarches et des leviers très divers à combiner pour limiter l'ampleur et l'impact de l'artificialisation</i> .....	601
6. <i>Des besoins d'étude ou de recherches identifiés par l'expertise</i> .....	605
<i>Conclusion générale</i> .....	608
ANNEXES.....	609
ANNEXE 1. LE CAHIER DES CHARGES DE L'ESCO.....	609
ANNEXE 2. ....composition du groupe d'experts.....	618
ANNEXE 3. ....CORPUS BIBLIOGRAPHIQUE.....	620

# Chapitre 5. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie urbaine et la gestion des eaux pluviales

*Auteurs : Hervé Andrieu (coord.), Emmanuel Berthier, Fabrice Rodriguez, Véronique Ruban, Cathy Wery  
Avec les contributions de : S. Barraud, Ghassan Chebbo, José-Frédéric Deroubaix, Johnny Gaspéri, Marie-Christine Gromaire, Nathalie Le Nouveau, Régis Moilleron, Ludovic Oudin, David Ramier, Jérémie Sage*

L'urbanisation modifie le fonctionnement hydrologique, en augmentant fortement les flux de ruissellement et le risque d'inondation qui en résulte, mais elle affecte également la qualité des eaux ruisselées qui se chargent en polluants au contact des matériaux (enveloppe bâtie, revêtements de sol, mobilier urbain, véhicules...) et lessivent les polluants issus des activités anthropiques et déposés sur les surfaces.

La prise en charge des eaux urbaines fait appel à des systèmes (réseaux) d'assainissement, dont le développement, motivé par une question de salubrité et de santé publique, remonte au XIX<sup>e</sup> siècle. Pour transporter les eaux usées hors de la ville, les urbanistes et ingénieurs ont fait le choix d'utiliser le réseau d'évacuation des eaux pluviales existant (option dite du réseau unitaire). Le traitement des eaux usées s'est développé dans la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle. Afin de ne pas surcharger les stations d'épuration, des réseaux séparatifs, distincts pour les eaux usées et les eaux pluviales, ont ensuite été prônés. Il s'agissait d'évacuer rapidement ces eaux pluviales de ruissellement urbain vers l'exutoire des bassins versants. Il a fallu attendre les années 1970-80 pour que les impasses techniques et environnementales résultant du transfert le plus rapide possible des eaux pluviales vers le milieu naturel apparaissent clairement, comme par exemple les inondations urbaines et les pics de pollution liés aux rejets directs dans le milieu naturel lors des événements pluvieux. La création d'ouvrages de stockage et de décantation des eaux pluviales a tout d'abord été privilégiée. Le contrôle à la source des eaux pluviales, décliné en France sous l'appellation de "techniques alternatives" (au "tout tuyau") apparaît maintenant comme une solution durable de gestion des eaux urbaines de temps de pluie. Cette évolution marque un tournant en réintroduisant les différentes composantes du cycle de l'eau, et notamment l'infiltration dans la prise en charge des eaux urbaines. Simultanément, l'eau en ville redevient un atout environnemental, un élément d'agrément. Des efforts importants sont consacrés à la restauration des cours d'eau urbains.

L'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie est présenté en quatre parties. La première partie est consacrée à l'influence de l'urbanisation et de l'artificialisation des sols qui en résulte sur les processus physiques du cycle de l'eau et sur le bilan hydrologique. Les conséquences de l'urbanisation sur la qualité des eaux pluviales urbaines font l'objet de la seconde partie. La troisième partie présente les méthodes et dispositifs de contrôle à la source des eaux pluviales. La quatrième partie aborde la gestion des eaux pluviales en termes de politiques locales, de gouvernance et de gestion des services publics.

## 1. Modifications des processus physiques et impact sur le bilan hydrologique

*Auteurs : Emmanuel Berthier, avec des contributions de David Ramier et Jérémie Sage (Cerema Île-de-France), et Ludovic Oudin (laboratoire Metis de l'université Pierre-et-Marie Curie)*

L'artificialisation des sols modifie les processus hydrologiques dans la canopée urbaine, en surface, et dans le sous-sol, et ceci sur des épaisseurs significatives (typiquement de plusieurs mètres à quelques dizaines de mètres).

Ces modifications et les impacts induits sont abordés dans la littérature scientifique, y compris via des articles de synthèse récents (sans exhaustivité, (Bach *et al.*, 2014 ; Fletcher *et al.*, 2013 ; McGrane, 2016 ; Salvadore *et al.*, 2015 ; Schirmer *et al.*, 2013 ; Vogel et Moore, 2016 ). La revue bibliographique proposée ici est donc avant tout basée sur ces articles de synthèse, complétée par le parcours du corpus fournis par l'Esco. 190 articles issus du corpus ont été identifiés comme potentiellement intéressants, et finalement une vingtaine ont été lus en détail.

Cette note est structurée en 2 parties : une première résumant l'état des connaissances sur les modifications des processus physiques hydrologiques induites par l'artificialisation (échelle spatiale généralement fine, typiquement inférieure au km<sup>2</sup>), et une seconde sur une sélection d'impacts sur le bilan hydrologique et les milieux récepteurs (échelle spatiale typiquement supérieure au km<sup>2</sup>). Cette note porte uniquement sur les flux et stocks quantitatifs (*cf.* sujet 2 pour l'impact sur la qualité de l'eau) et dans le cadre d'une gestion traditionnelle des eaux pluviales (*cf.* sujet 3 pour l'impact de techniques alternatives).

## 1.1. Modification des processus hydrologiques par l'artificialisation

Il est distingué 3 compartiments pour décrire les modifications des processus physiques : la surface, le sol, et les aménagements dans le sol.

### 1.1.1. Les modifications des flux à l'interface sol-atmosphère.

L'artificialisation se traduit par « l'imperméabilisation » de la surface : les vocabulaires surfaces « imperméables », « imperméabilisées », « revêtues », « artificielles » sont utilisés.

#### A l'échelle de la surface individuelle imperméabilisée

Les travaux menés à l'échelle de surfaces individuelles imperméabilisées (toits, tronçons de voiries, parkings, ...) montrent un fort accroissement du ruissellement entraînant une forte réduction de l'infiltration et de l'évapotranspiration (synthèse par Redfern *et al.* (2016). La littérature souligne toutefois que ses surfaces conservent un réel comportement hydrologique avec des pertes au ruissellement non négligeables à l'échelle de l'année et lors des événements pluvieux fréquents (synthèse par Redfern *et al.* (2016), et voir aussi Ramier *et al.* (2011), Ragab *et al.* (2003a; Ragab *et al.*, 2003b) et Hollis et Ovenden, (1988a; b). Ces pertes ont une double origine :

- l'infiltration au travers du matériau de surface. Les taux observés sur des surfaces pavées sont assez élevés : Rocheta *et al.* (2017) mesurent à l'aide d'un infiltromètre double anneau des infiltrations de 50 mm/h sur des pavés traditionnels au Portugal. Sur des enrobés bitumineux, qui recouvrent traditionnellement les voiries, Ramier *et al.* 2004 (2004) et Letellier *et al.* (2010) mesurent des infiltrations variant entre 0,05 mm/h et 5 mm/h, soit des valeurs équivalentes à celles trouvées sur des sols naturels argileux ou limoneux-argileux ;
- l'évaporation de l'eau interceptée sur la surface, et souvent dans une moindre mesure, de l'évaporation d'eau du sol au travers du matériau de surface. Les valeurs disponibles proviennent souvent d'estimation à partir de bilan hydrologique : Ramier *et al.* (2011) estime l'évaporation à environ 20% des précipitations annuelles sur 2 tronçons de chaussées, Ragab *et al.* (2003a ; Ragab *et al.*, 2003b), l'estime entre 9 et 25% sur 6 pans de toits en pente recouverts par des tuiles, Ramier *et al.* (2004) à 25% sur 3 plaques expérimentales d'enrobé bitumineux (*cf.* aussi le paragraphe 2.b de cette note).

Il est aussi à noter que les surfaces non-horizontales imperméabilisées (murs, toitures en pente, ...) interceptent une partie de la composante horizontale des pluies (qui apparaît dès lors que le vent est significatif) et que cette composante peut produire localement et rapidement du ruissellement (Blocken et Carmeliet, 2015; Blocken *et al.*, 2013).

#### A l'échelle de petits bassins versants

A l'exutoire de petits bassins versants pluviaux (typiquement inférieur à quelques km<sup>2</sup>), cet accroissement du ruissellement avec l'imperméabilisation se retrouve (Guan *et al.*, 2015; Miller *et al.*, 2014 ; Sillanpaa et Koivusalo, 2015 ; Valtanen *et al.*, 2014 ; Yao *et al.*, 2016a ; Yao *et al.*, 2016b). La variabilité du ruissellement observée sur des surfaces individuelles d'un événement à l'autre se retrouve à l'échelle du bassin versant, et est même accrue du fait du comportement des surfaces « naturelles » (*cf.* 1.b) et des interactions sol-réseau (*cf.* 1.c). Berthier *et al.* (1999) ont suivi pendant 7 ans le ruissellement issu de 2 petits bassins versants pluviaux dans les environs de Nantes (France), avec un habitat de type lotissement. Le coefficient de ruissellement moyen obtenu lors d'un événement pluvieux est de 0,26 sur les deux bassins versants, alors que les coefficients d'imperméabilisation sont de 0,37 et 0,35 ; ces coefficients de ruissellement sont en outre très variables d'un événement pluvieux à l'autre (Figure 1).

Le lien entre ruissellement et surfaces imperméabilisées est aussi dépendant de la part de ces surfaces qui sont effectivement/réellement connectées au réseau, part qui peut être très variable d'un bassin versant à l'autre et qui reste très difficile à connaître (Ebrahimian *et al.*, 2016 ; Huang *et al.*, 2008; Seo *et al.*, 2013 ). En reprenant l'exemple de Berthier *et al.* (1999), les coefficients d'imperméabilisation totaux sur les 2 bassins versants sont de 0,45 et 0,47.

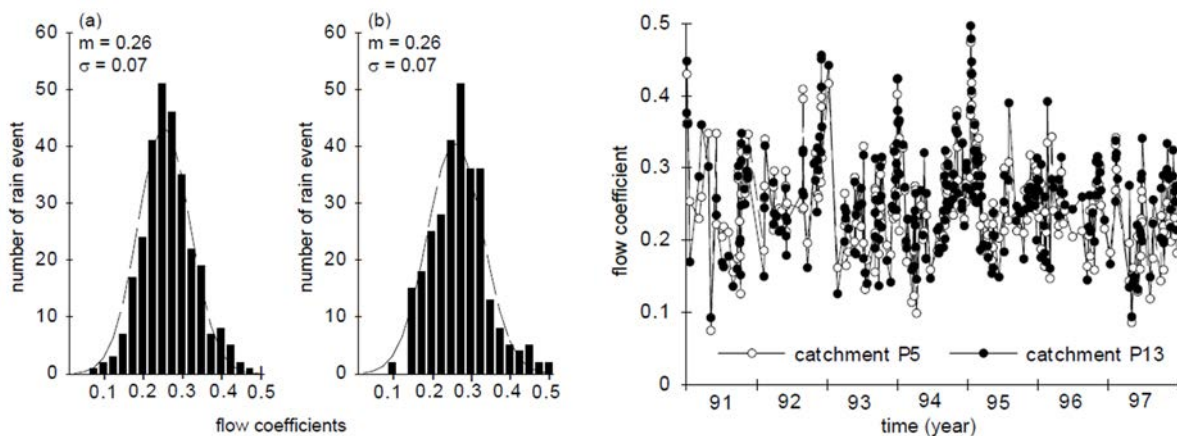


Figure 1. Variabilité des coefficients de ruissellement observés sur 2 petits bassins versants urbains (tirés de Berthier et al., 1999)

### 1.1.2. Les modifications du sol

Certaines des modifications physiques, chimiques, et biologiques du sol (*cf.* aussi Thèmes Physique et physico-chimie des sols, et Biologie et écologie du sol) ont des effets sur les processus hydrologiques et les écoulements d'eau.

#### Modifications impactant l'hydrologie

Les écoulements d'eau sont conditionnés par la structure et la texture d'un sol considéré comme un milieu poreux. Selon McGrane (2016), les modifications liées à l'artificialisation sur ces caractéristiques sont les suivantes : i) le compactage du sol, du fait des travaux et des usages, réduit la (macro)porosité si importante pour assurer l'infiltration ; ii) l'usage fréquent de « remblais » (mélange du sol en place, apport d'autres sols, voire « création » d'un nouveau sol y compris avec des matériaux artificiels) modifient les structure et texture du sol, iii) la réduction de la matière organique, fréquente du fait de l'artificialisation, modifie la texture.

#### Comportement des surfaces « perméables »

Le comportement hydrologique des espaces verts (zones non-imperméabilisées et végétalisées) dans les milieux artificialisés est généralement très différent de celui de l'espace initial. Les dynamiques temporelles et spatiales de l'infiltration et des écoulements de sub-surface s'avèrent plus conditionnées par les effets de l'artificialisation plutôt que par les caractéristiques initiales du sol, comme cela est souvent supposé (McGrane, 2016). Gregory *et al.* (2006) mettent en évidence que le compactage de sols sableux sous des ouvrages d'infiltration du Nord de la Floride (USA) réduit de 70% à 99% les flux d'infiltration.

### 1.1.3. De nouveaux termes puits et sources

Le sol artificialisé, et en particulier le sol urbain, est affecté par de multiples réseaux à l'origine de nouveaux termes puits et sources pour les écoulements d'eau.

#### Echanges d'eau entre le sol et les réseaux d'eaux

Les réseaux d'alimentation et d'évacuation d'eau ne sont pas parfaitement étanches et les volumes échangés avec le sol peuvent être importants (Fletcher *et al.* 2013). Ces échanges dépendent principalement (McGrane, 2016) de :

- la densité des réseaux, plus elle est élevée, plus les échanges sont potentiellement fréquents et importants. Dans les grandes villes américaines, la densité des réseaux d'évacuation (eaux pluviales et usées) se situe entre 10 et 20 km/km<sup>2</sup> (Mc Pherson, 1974) ;
- l'état des réseaux, plus ils sont mal posés et anciens et plus les échanges sont accrus ;
- le contexte hydrogéologique, en particulier le niveau de la nappe superficielle et la perméabilité du sol. C'est surtout les échanges avec les réseaux d'évacuation (infiltration dans le réseau ou exfiltration depuis le réseau) qui sont conditionnés par ce contexte (Bhaskar *et al.*, 2016). Plus la nappe est élevée, plus les infiltrations risquent d'être importantes et les exfiltrations réduites ; une perméabilité élevée du sol va aussi favoriser les échanges sol-réseaux, dans les deux sens.



Chisala et Lerner (2008) évaluent l'exfiltration à partir d'un réseau d'eaux usées à 0,01-0,1 l/s/km de réseau. En considérant le cas d'étude de la ville de Nottingham (UK), cette exfiltration est estimée à l'équivalent de 10 mm par an d'eaux usées qui rejoindraient le sol urbain.

A partir de mesures à l'exutoire d'un petit bassin versant de Nantes (France), Rodriguez *et al.* (2013) évaluent à 32% des précipitations annuelles les infiltrations d'eau dans les réseaux d'eaux pluviales et usées ; Berthier *et al.* (2004) estiment à 20% ces infiltrations sur un autre bassin versant de la même région ; dans ces 2 cas d'étude, les infiltrations d'eaux du sol représentent donc des volumes annuels équivalents à ceux produits par le ruissellement de surface !

Les fuites des réseaux d'eau potable, sous-pression, sont généralisées. Elles peuvent représenter un terme non négligeable du bilan hydrologique d'un bassin versant urbain : Rodriguez *et al.* (2013) estiment qu'elles représentent 10% des précipitations annuelles à l'échelle d'un petit bassin versant urbain de 30 ha.

### Prélèvements et apports ponctuels

L'artificialisation est aussi souvent associée à la création de prélèvements et apports ponctuels d'eau qui vont influencer les écoulements souterrains et le bilan hydrologique. Il est rencontré des pompages d'eau afin d'alimenter la ville. Un sur-pompage, fréquent dans les pays en voie de développement (McGrane, 2016), des nappes superficielles entraînent des abaissements, qui ont comme conséquences des difficultés pour continuer à les exploiter, la réduction de la capacité auto-épuratoire du sol, et l'apparition de risques de mouvement de terrain (Ozdemir, 2015). Inversement une diminution des pompages, comme dans le département de la Seine-Saint-Denis (France) du fait de la désindustrialisation, provoque une remontée des nappes superficielles.

## 1.2. Impact de l'artificialisation sur le bilan hydrologique

Les enjeux écologiques et sociaux qui peuvent être impactés par les effets présentés précédemment se déclinent généralement à des échelles spatiales larges (bassin versant / agglomération / territoire). Ces impacts résultent de la combinaison de ses effets, avec une grande variabilité spatiale et temporelle sur un même site et d'un site à l'autre. Il apparaît ainsi des tendances dans l'impact de l'artificialisation, mais aussi de nombreuses exceptions : chaque événement, chaque site peut-être quasiment un cas particulier.

Le premier outil privilégié pour évaluer l'impact est l'observation, mais cette observation est rendue compliquée et lourde du fait des grandes variabilités spatiales et temporelles des processus et d'impact ; c'est pourquoi la littérature contient plus de travaux de modélisation (Bach *et al.*, 2014; Fletcher *et al.*, 2013).

### 1.2.1. Impact de l'artificialisation sur les régimes hydrologiques des cours d'eau<sup>6</sup>

Cet impact est largement étudié dans la littérature : les résultats montrent que s'est encore une question très ouverte, du point des vues de l'impact mais aussi des méthodes et outils à utiliser (Salavati *et al.*, 2016).

#### L'impact sur les débits

De nombreuses études ont porté sur l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins versants, en étudiant différentes caractéristiques de l'écoulement, notamment en hautes eaux (intensité du pic de crue, temps de réaction du bassin) ou à l'étiage (écoulement de base, débit caractéristique de l'étiage). Si l'imperméabilisation et la construction d'un réseau d'évacuation des eaux pluviales sont souvent mis en avant (Jacobson, 2011), d'autres effets peuvent modifier significativement les débits dans les cours d'eau : la modification du réseau hydrographique naturel (Motta et Tucci, 1984), de nouveaux bassins de rétention ou barrages (FitzHugh & Vogel 2011), des pompages et des transferts inter-bassins (Claessens *et al.*, 2006), des rejets de station d'épuration (Barringer *et al.* 1994). Cette multiplicité de modifications et d'effets peuvent aboutir à des compensations et rendre difficile de synthétiser les résultats à partir des nombreux cas étudiés dans la littérature (Brath *et al.*, 2006). Les observations ne sont pas toujours cohérentes avec les impacts attendus d'augmentation des occurrences et intensités de crue (Brandes *et al.*, 2005 ; Kauffman *et al.*, 2009) et de diminution des débits moyens (Rozell, 2010) ; (Bhaskar *et al.*, 2016). Si la question est de quantifier l'impact de l'artificialisation, il est donc important de dépasser les cas d'étude et d'essayer de travailler sur un large échantillon de bassins versants (Salavati *et al.*, 2016).

Le travail de Braud *et al.* (2013) sur le bassin versant péri-urbain de l'Yzeron dans la région de Lyon (Fr, 150 km<sup>2</sup>) est particulièrement illustratif du cas d'étude. L'analyse est réalisée à partir de mesures de pluie et de débits distribuées sur le bassin, dont une mesure de débit sur un déversoir d'orage du réseau d'assainissement unitaire. Les résultats indiquent une décroissance des débits spécifiques de l'amont à l'aval, sauf pour les forts débits, alors que le taux d'urbanisation augmente

---

<sup>6</sup> avec des contributions de L. Oudin

de l'amont vers l'aval. Sur les sous-bassins versants où un déversoir d'orage est présent, les forts débits spécifiques sont augmentés alors que la fréquence des débits journaliers nuls est réduite. Sur une petite partie du bassin, les eaux usées traitées par une station d'épuration peuvent être l'unique source de débit pendant plusieurs semaines. Les débits moyens sont réduits sur la majorité des sous-bassins versants urbanisés. Les débits lors des crues fréquentes sont augmentés par l'artificialisation, et en particulier par les rejets des réseaux unitaires, mais peu modifiés lors des fortes crues pendant lesquelles les parties rurales du bassin versant jouent un rôle prépondérant. Les rejets des réseaux urbains sur le bassin versant sont constitués, à l'échelle annuelle, de 30% par de l'infiltration d'eau du sol et de 40% de ruissellement pluvial (le reste est de l'eau usée) ; les auteurs avancent que ce taux élevé d'infiltration peut expliquer la diminution des débits moyens.

Salavati *et al.* (2016) ont mené un travail moins détaillé mais sur un échantillon de 24 bassins versants urbains américains de caractéristiques variées ; la figure 2 synthétise les résultats obtenus :

- les débits moyens annuels (Mean Flow) et les débits de crue (Q95) augmentent en moyenne, augmentations qui restent modérées, et même si pour environ la moitié des bassins, cette tendance n'est pas statistiquement significative ;
- les variations des débits d'étiage (Q05) sont plus significatives statistiquement mais réparties quasi équitablement entre des augmentations et des diminutions !

Il est aussi à noter que les augmentations observées sur les débits moyens et forts sont indépendantes du taux d'urbanisation (ce taux caractérise ici plutôt l'extension des zones urbaines sur le bassin versant plutôt que leur densité).

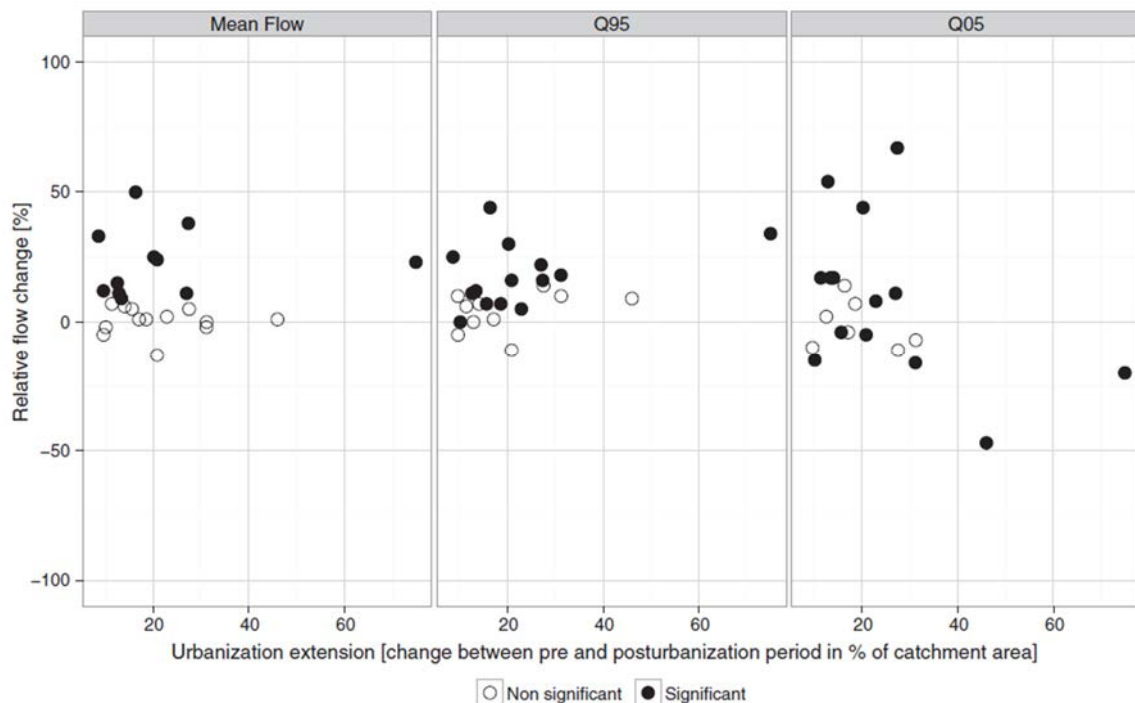


Figure 2. Impact de l'urbanisation sur les débits moyens annuels, de crues, et d'étiages (sur 24 bassins versants américains et en fonction du taux d'urbanisation ; tiré de Salavati *et al.* 2016).

### Méthodologies pour étudier ces impacts

L'approche usuelle consiste à avoir des données historiques sur l'artificialisation (typiquement des bases de données d'occupation du sol) et sur les régimes hydrologiques (mesures de pluies et débits, éventuellement distribuées sur le bassin versant). Un premier challenge consiste à en déduire des indicateurs quantitatifs d'évolution : évaluer un taux d'imperméabilisation à partir de données d'occupation du sol (Miller *et al.*, 2014), quelles caractéristiques de l'hydrogramme doit-on prendre en compte (Braud *et al.*, 2013 ; Homa *et al.*, 2013) ? L'une des difficultés est aussi que cette approche de confrontation des évolutions de l'artificialisation et du régime hydrologique présuppose qu'il n'y a pas d'autres facteurs pouvant modifier l'hydrologie ; c'est une hypothèse forte au vu de la variabilité climatique naturelle (c'est par exemple le cas en Amérique du Nord dans l'étude de Salavati *et al.* (2016). Cette variabilité climatique naturelle empêche en effet d'effectuer des tests statistiques de tendance/cassure sur les débits seuls, et ils existent diverses approches qui essaient de s'en affranchir :

- les approches s'appuyant sur l'analyse conjointe d'observations de débits de bassins urbanisés et de bassins non urbanisés situés à proximité (DeWalle *et al.*, 2000) ; (Homa *et al.*, 2013). Ces études comparatives peuvent s'effectuer sur un couple de bassins (dits bassins appariés) ou sur un échantillon plus large de bassins avec un gradient d'urbanisation important permettant de dégager des comportements généraux des bassins à l'urbanisation. L'avantage de ces approches réside dans

leur simplicité mais elles reposent fortement sur la disponibilité de données hydrométriques sur de longues chroniques (avant et après l'urbanisation sur les bassins urbains). La proximité spatiale entre les bassins urbanisés et les bassins de référence non urbanisés est importante car elle garantit une homogénéité en termes de climat. Par ailleurs, ces approches se limitent à l'analyse historique de l'impact urbain et excluent l'analyse prospective sur des scénarios d'urbanisation ;

- les approches s'appuyant sur des modèles conceptuels (Hejazi et Moglen, 2008; Salavati *et al.*, 2016). Ces modèles nécessitent en général un calage de paramètres. La représentation physique des processus n'est pas prise en compte explicitement mais implicitement au travers des paramètres de calage. ; classique consiste à caler le modèle sur une période avant l'urbanisation et à simuler l'écoulement pour la période après l'urbanisation en conservant les paramètres obtenus pour la période avant urbanisation (Hejazi et Moglen, 2008). Ainsi, la simulation du modèle sur la période après l'urbanisation représente l'écoulement qui se serait produit si l'urbanisation n'avait pas eu lieu sur le territoire du bassin versant. Ces approches sont moins exigeantes en termes de données nécessaires mais elles sont sensibles aux incertitudes inhérentes à la modélisation hydrologique. Par ailleurs, comme il est difficile de relier la valeur des paramètres à des caractéristiques physiques du bassin (et en particulier au développement urbain), ces modèles ne permettent pas de faire des analyses prospectives ;

- les approches s'appuyant sur des modèles à base physique permettant de tenir compte explicitement du changement d'occupation du sol (Furusho *et al.*, 2013; Niehoff *et al.*, 2002). Ces études sont surtout utilisées pour apporter des estimations de changement de comportement du bassin versant suite à une urbanisation planifiée ou scénarisée. La quantité de données nécessaires à l'implémentation de tels modèles rend possible leur application à quelques bassins bien renseignés, voire instrumentés, mais rend difficile leur utilisation sur plusieurs bassins versants (Niehoff *et al.*, 2002). Comme les approches fondées sur la modélisation conceptuelle, les approches par modélisation à base physique présentent aussi des incertitudes qu'il est nécessaire de quantifier et de mettre en perspective des impacts hydrologiques simulés de l'urbanisation.

### 1.2.2. Impacts de l'artificialisation sur l'évapotranspiration<sup>7</sup>

L'évapotranspiration est un flux du bilan hydrologique historiquement peu considéré dans les milieux artificialisés et souvent difficile à renseigner. Il est l'objet de plus en plus de travaux ces dernières décennies, entre autre car il est couplé avec le bilan énergétique et donc influence l'ambiance thermique des villes (le favoriser permettrait de réduire l'îlot de chaleur urbain ; lien avec le Thème Environnement urbain de l'Esco). Comprendre et reproduire l'évapotranspiration sont donc identifiés comme un enjeu fort pour l'hydrologie urbaine dans plusieurs articles de synthèse (Fletcher *et al.*, 2013; McGrane, 2016).

#### Impacts de l'artificialisation sur le flux d'évapotranspiration

Dans des conditions naturelles et sous des climats non-extrêmes, l'évapotranspiration (ET) est un terme important du bilan hydrologique, généralement bien supérieure à 50% des précipitations annuelles (sur des forêts, l'ET est estimée entre 60% et 95%). L'ET est réduite par l'artificialisation car les revêtements de surface limitent l'évaporation issue du sol et annule la transpiration des végétaux (sauf dans le cas de surfaces revêtues végétalisées). Le Tableau 1 synthétise quelques résultats d'ET au-dessus de zones artificielles, obtenus par mesures et/ou par modélisation. L'ET n'est pas nulle au-dessus des surfaces imperméabilisées, en particulier l'évaporation de la pluie interceptée en surface est souvent non négligeable (Farreny *et al.*, 2011; Ragab *et al.*, 2003a; Ragab *et al.*, 2003b ; Ramier *et al.*, 2011). La végétation urbaine joue aussi un rôle important, et parfois dans des conditions thermiques et radiatives qui peuvent augmenter cette quantité (Jacobs *et al.*, 2015 ; Onishi *et al.*, 2010). Comme dans des conditions naturelles, l'ET au-dessus de milieux artificiels a une grande variabilité journalière (cycle diurne) et saisonnière (flux plus important en été) (Fletcher *et al.*, 2013).

A partir d'un modèle distribué d'hydrologie urbaine, Li (2015) évalue l'impact du développement d'une ZAC sur une superficie de 338ha aux alentours de Paris (France). La zone est imperméabilisée à 14% en situation initiale (8% de voirie et 6% de toit), et à 34% en situation future (19% de voirie et 15% de toit). Dans le bilan hydrologique annuel simulé, l'ET est initialement de 69%, avec 7% d'évaporation et 62% de transpiration, et en situation future, l'ET est réduite à 61%, dont 7% d'évaporation et 53% de transpiration. Une imperméabilisation de 20% de la zone d'étude réduit donc l'ET à hauteur de 8% des précipitations (la réduction porte sur la transpiration des végétaux, l'évaporation de surface restant équivalente).

Dans la littérature, il est aussi souligné que la réduction du flux d'ET liée à l'artificialisation peut être partiellement compensée par l'irrigation artificielle des espaces verts (O'Driscoll *et al.*, 2010). De façon anecdotique, Grimmond *et al.* (1993) mesurent au mois d'août les bilans énergétiques issus d'une prairie « naturelle » et d'un lotissement : les résultats indiquent que l'ET est plus élevée au-dessus du lotissement qui comprend de nombreuses pelouses irriguées.

---

<sup>7</sup> avec des contributions de D. Ramier

Références	Type de zone source	Evapo(transpi)ration (% pluies annuelles)	Méthodes d'estimation
(Ragab <i>et al.</i> , 2003a)	Toitures en tuile de pentes et orientations variables (5 pans, Angleterre)	9-25%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Farreny <i>et al.</i> , 2011)	Toitures (Barcelone, Espagne)	Tuiles, pente 30°: 16% Plaque de métal, pente 30°: 8% Plastic, pente 30°: 9% Gravier, plat : 38%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Gromaire <i>et al.</i> , 2013)	Toitures végétalisées extensives (6 compartiments, Paris, France)	50-70%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Ramier <i>et al.</i> , 2011)	Tronçons de voirie (2 tronçons plats, Nantes, France)	20%	Résidu du bilan hydrologique simulé
(Ragab <i>et al.</i> , 2003b)	3 Parkings et 1 Tronçon de voirie (Angleterre)	21-24%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Rodriguez <i>et al.</i> , 2013)	Zone urbaine de 30 ha, imperméabilisée à 49% (Nantes, France)	46%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Li, 2015)	ZAC de 338ha, imperméabilisée à 34% (environ de Paris, France)	61%	Modèle hydrologique
(Berthier <i>et al.</i> , 2006)	Lotissement de 4,7ha, imperméabilisé à 45% (Nantes, France)	48% et 33%	Comparaison de 2 modèles
(Grimmond et Oke, 1991)	Zone urbaine de 21 ha, imperméabilisée à 40%, importance de l'irrigation (Vancouver, Canada)	32%	Mesures et modèle

Tableau 1. Importance de l'évapo(transpi)ration au-dessus de zone artificielles

### Un flux avec encore des méconnaissances

Beaucoup d'auteurs soulignent que le flux d'ET restent un flux assez méconnu en milieu artificiel (Fletcher *et al.*, 2013 ; McGrane, 2016 ; O'Driscoll *et al.*, 2010)... C'est un flux d'interface, entre le sol et l'atmosphère, conditionné par ces 2 compartiments qu'il est alors nécessaire d'observer ou de modéliser. C'est aussi un flux qui intervient dans les deux bilans hydrologique et énergétique, son étude nécessite donc des collaborations entre les hydrologues et les climatologues des milieux artificialisés.

*La mesure* : décrire l'ET correctement nécessite d'acquérir des mesures en continu (infrajournalière), sur le long terme (plusieurs saisons) et si possible sur différents types de surface dont les superficies peuvent être relativement faibles: quelques centaines de m<sup>2</sup> seulement. L'estimation de l'évapotranspiration peut se faire de différentes manières soit par utilisation de formules théoriques utilisant des données météorologiques (Choisnel, 1988) soit par des mesures directes ou indirectes (Nouri *et al.*, 2013). Comme le soulignent Di Giovanni *et al.* (2011), ces techniques sont à l'origine développées pour l'agriculture et utilisent certaines hypothèses inhérentes à ce milieu : monoculture bien irriguée, hauteur de plantes uniforme, grande superficie. Le dispositif de mesure largement utilisé pour différents types de couverts (forêts, vignes, cultures...) et sous différents climats (continentales, semi-arides...) est la mesure par Eddy-Covariance (noté EC par la suite). C'est une mesure de flux turbulents à partir de mesures à haute fréquence de vitesse du vent et de vapeur d'eau dans l'air (Burba, 2013). Cette méthode a été utilisée en milieu urbain ces dernières années : 64 stations de mesures ont été recensées (Grimmond et Christen, 2012) au-dessus de zones sources de grandes superficies. Le flux d'ET ainsi mesuré est une intégration de l'apport de différentes occupations du sol concernées par la zone source (footprint), et cette zone source varie en fonction des conditions de vent. A une échelle spatiale plus représentative des surfaces individuelles, les mesures directes de l'évapotranspiration généralement utilisées sont réalisées avec des lysimètres (Voyde *et al.*, 2010) ; Di Giovanni *et al.* (2011) pour des toitures végétalisées et Ramier *et al.* (2011) pour des voiries). La surface d'étude est alors réduite au m<sup>2</sup> voire moins, et peut ne plus être représentative de la centaine de m<sup>2</sup>. Les mesures peuvent également être difficiles à mettre en œuvre car elles nécessitent des conditions expérimentales spécifiques (en particulier aux limites des lysimètres). D'autres dispositifs tels que des chambres à ET in-situ ou en laboratoire (Starke *et al.*, 2011) ont également été testés : cependant, ces méthodes sont là encore limitées à des superficies très petites, de l'ordre du m<sup>2</sup> et sont difficiles à réaliser de manière continue (par exemple Bouyer *et al.* (2014). Les mesures indirectes par bouclage des bilans d'énergie ou hydrique sont généralement utilisées quand les mesures directes ne peuvent pas être mises en œuvre : elles sont obligatoirement lourdes car nécessitent de mesurer tous les autres termes (Nouri *et al.*, 2013) et certaines méthodes posent encore questions (Foken *et al.*, 2006).

La plupart des mesures par EC en milieu artificiel ont donc pour objectif d'étudier l'écosystème urbain et à ce titre se font pour de grandes surfaces. La hauteur de mesure la plus faible relevée dans la base Urbaflex est de 12 m (Grimmond et Christen, 2012). Le rare exemple de mesure par EC dans un environnement urbain contraint a été réalisé lors de la campagne de mesure FluxSap (Rodriguez, 2014). Des mesures de flux d'évapotranspiration furent réalisées dans le jardin d'un pavillon de la ville de Nantes (De Munck et Lemonsu, 2012). Lors de cette campagne, la position des capteurs a été abaissée par rapport

à ce qui se fait habituellement afin de circonscrire les surfaces contribuant au flux d'ET à la superficie du jardin. L'analyse de ces mesures indique que les flux semblent sous-estimés (De Munck et Lemonsu, 2012) et que les conditions de validité des mesures ne sont pas toujours atteintes (Salam, 2015).

*La modélisation* : les modélisations de l'hydro-climatologie urbaine sont de plus en plus fréquentes, certaines sont basées sur des modèles de transferts sol-plante-atmosphère (SVAT en anglais) dédiés aux milieux artificiels (voir par exemple l'article d'inter-comparaison de modèle de Best et Grimmond (2014)). Ces modèles ne détaillent pas toujours les multiples processus qui ont lieu dans les 2 compartiments atmosphère et sol, ni tous les termes des bilans hydrologique et énergétique dans ces compartiments, et enfin ni tous les couplages qui lient ces deux bilans. Des auteurs indiquent en particulier qu'il est important de bien représenter les comportements des surfaces imperméabilisées (Wouters *et al.*, 2015) ; (Ramamurthy et Bou-Zeid, 2014) ; (Lemonsu *et al.*, 2007).

### 1.2.3. Impacts de l'artificialisation sur les fluctuations des nappes superficielles<sup>8</sup>

L'artificialisation en modifiant le cycle hydrologique va impacter l'hydrogéologie et les nappes. C'est en 1<sup>er</sup> lieu les nappes superficielles, généralement à surface libre, qui vont être touchées. Les enjeux autour de ces nappes superficielles sont nombreux, humains et écologiques (Bhaskar *et al.*, 2016).

La représentation de l'impact de l'artificialisation sur les nappes superficielles est longtemps demeurée excessivement simple, avec l'idée que le développement urbain se traduisait nécessairement par une réduction de la recharge des nappes<sup>9</sup> (Bhaskar *et al.*, 2016). Or de manière générale, l'impact de l'urbanisation sur les eaux souterraines, et en particulier sur le niveau des nappes reste aujourd'hui incertain, la littérature scientifique faisant état de conséquences variables d'une étude à l'autre (Barron *et al.*, 2013 ; Bhaskar *et al.*, 2016 ; Fletcher *et al.*, 2013 ; McGrane, 2016) Certains travaux ont ainsi pu mettre en évidence un lien entre le développement urbain et l'abaissement du niveau des nappes (Hardison *et al.*, 2009 ; Hayashi *et al.*, 2009 ; Lee *et al.*, 2005) alors que d'autres suggèrent que l'altération des surfaces naturelles et les apports des réseaux souterrains peuvent conduire à une élévation du niveau de ces dernières, ou à défaut de leur recharge (Zhang et Kennedy, 2006) ; (Musloff *et al.*, 2010) (voir Barron *et al.* (2013) ; (Bhaskar *et al.*, 2016) ; (McGrane, 2016) pour des références supplémentaires). Une grande diversité d'approches peut être utilisée pour évaluer l'incidence du développement urbain sur le niveau des nappes. La complexité des processus en jeu, le manque d'observation ainsi que l'importance de l'échelle considérée soulèvent cependant de nombreux problèmes méthodologiques incitant à prendre un certain recul par rapport aux résultats de la littérature (Schirmer *et al.*, 2013).

#### Processus conduisant à une diminution de la recharge ou du niveau des nappes

Le développement urbain s'accompagne d'une augmentation des surfaces revêtues supposée limiter l'infiltration et la recharge des nappes. Néanmoins, l'étude du comportement des surfaces urbaines suggère que ces dernières pourraient bien souvent participer à l'alimentation des nappes, notamment parce que donnant localement lieu à des flux d'infiltration importants (Salvadore *et al.*, 2015 ; Schirmer *et al.*, 2013 ; Wiles et Sharp, 2008). Des travaux suggèrent en outre que l'effet de cette « imperméabilisation » des sols sur le niveau des nappes pourrait avoir été largement surestimé (Bhaskar *et al.*, 2016 ; Haase, 2009 ; Thomas et Tellam, 2006), notamment parce que compensé par d'autres modifications du bilan hydrologique et en particulier la réduction de l'évapotranspiration (Li, 2015).

L'artificialisation des sols s'accompagne généralement du développement de réseaux souterrains d'évacuation des eaux (usées ou pluviales). Lorsque le niveau des nappes se trouve supérieur au niveau des réseaux d'assainissement, ces derniers, dont l'étanchéité s'avère souvent imparfaite, peuvent alors collecter des volumes non-négligeables d'eaux souterraines (Bhaskar *et al.*, 2016 ; Boukhemacha *et al.*, 2015 ; Musloff *et al.*, 2010 ; Rutsch *et al.*, 2006). La présence d'infrastructures souterraines en milieu urbain (tunnels, parkings...) peut (1) donner lieu à des modifications locales du niveau des nappes parce que faisant obstacle aux écoulements souterrains (Attard *et al.*, 2016 ; Vazquez-Sune *et al.*, 2005), et (2) influencer de façon plus globale le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant parce que nécessitant de prélever des volumes considérables. Les prélèvements d'eau depuis le sous-sol pour des usages industriels ou domestiques peuvent également représenter un terme non négligeable du bilan hydrique d'un bassin versant urbain et se traduire par un abaissement du niveau des nappes (Hoque *et al.*, 2007 ; Salvadore *et al.*, 2015). À l'heure actuelle, ce phénomène affecte majoritairement les pays en voie de développement (McGrane, 2016 ; Mikita *et al.*, 2011).

#### Processus donnant lieu à une augmentation de la recharge ou à une élévation du niveau des nappes

L'impact de la réduction des flux d'infiltration vers le sous-sol due à l'artificialisation des sols peut être compensée par une diminution de l'évapotranspiration (Barron *et al.*, 2013 ; Li, 2015 ; Salvadore *et al.*, 2015). Des apports « extérieurs » sont

---

<sup>8</sup> avec des contributions de J.Sage

<sup>9</sup> Dans cette note, le terme « recharge » représente le flux d'eau qui rejoint effectivement la nappe, c.à.d. le bilan (infiltration – remontée d'eau) au niveau du toit de la nappe



également susceptibles de contribuer à la recharge des nappes en milieu urbain. Si les volumes apportés par les réseaux d'assainissement sont généralement négligeables, la contribution des réseaux d'eau potable peut en revanche s'avérer conséquente (et représenter jusqu'à 50% de la recharge à l'échelle annuelle ; (Salvadore *et al.*, 2015). En outre, des apports tels que l'irrigation des espaces verts peuvent également participer à l'alimentation des nappes. Le déclin industriel, et donc la réduction des prélèvements, s'accompagne dans certaines aires urbaines d'une remontée du niveau des nappes (Beretta *et al.*, 2004 ; Ducci et Sellerino, 2015; Vazquez-Sune *et al.*, 2005). La présence de structures souterraines pourrait faciliter les écoulements préférentiels dans le sous-sol urbain et favoriser la recharge des nappes ; peu d'éléments scientifiques permettent cependant d'appuyer ce résultat. De façon plus anecdotique, l'abaissement du niveau des nappes consécutif à des prélèvements pourrait être partiellement compensé par une recharge plus importante provoquée par une augmentation des gradients hydrauliques entre zones non-saturée et saturée (Mikita *et al.*, 2011). Dans certains cas (modes d'aménagement peu denses), la destruction de la végétation résultant de l'artificialisation d'un bassin versant peut se traduire par une réduction de la transpiration et donc une augmentation de la recharge (Hassane *et al.*, 2016).

En résumé, la figure 3 récapitule les nombreux facteurs qui conditionnent les fluctuations des nappes superficielles, en distinguant les facteurs « naturels » des facteurs liés à l'artificialisation. Cette multiplicité de facteurs, dont les poids diffèrent selon le cas d'étude, explique la diversité des réactions relevée dans la littérature.

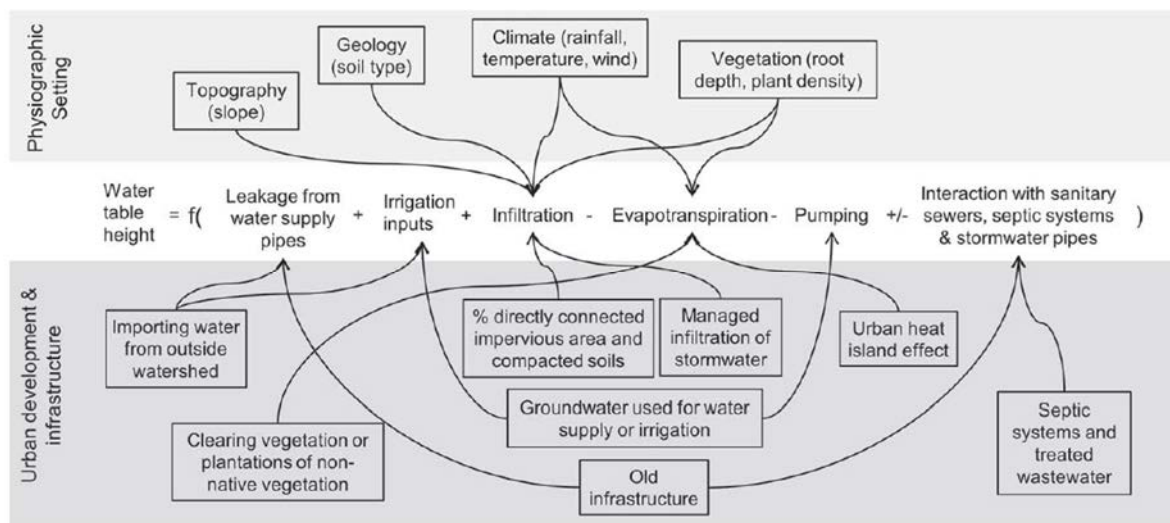


Figure 3. Ensemble des facteurs conditionnant les fluctuations des nappes superficielles en milieu artificiel (tiré de Bhaskar *et al.* 2016)

### Problèmes méthodologiques

Il est important de souligner qu'une grande diversité d'approches a pu être utilisée pour évaluer l'incidence de l'artificialisation sur la recharge et le niveau des nappes. De manière générale, les observations disponibles ne permettent le plus souvent pas d'évaluer directement cette incidence, en particulier à l'échelle de la ville. Initialement, l'impact de l'occupation des sols et de l'artificialisation sur le bilan hydrologique et le niveau des nappes a surtout été abordé à travers l'étude de débits en rivière, et plus particulièrement du « débit de base » (supposé être essentiellement attribuable aux apports des nappes souterraines) (Bhaskar *et al.*, 2016). Pour les études s'intéressant plus spécifiquement au niveau des nappes ou à la recharge, différentes démarches ont également pu être mobilisées (Schirmer *et al.*, 2013), avec (1) des bilans reposant sur des observations, (2) des modèles simples pour lesquels l'artificialisation est uniquement abordée à travers l'occupation des sols et (3) des modèles intégrés cherchant à décrire l'ensemble des interactions entre le sol et le milieu construit.

L'évolution du climat constitue probablement un point de vigilance pour les études s'appuyant sur des périodes longues d'observation. Les résultats de Jeppesen *et al.* (2011) montrent ainsi que l'impact du développement de l'aire urbaine de Copenhague sur le niveau des nappes a été au cours des dernières décennies assez largement compensé par l'évolution du climat.

### 1.3. Synthèse et perspectives

Les modifications des processus hydrologiques liées à l'artificialisation sont nombreuses et variées. Elles sont conditionnées par de nombreux facteurs, dont l'organisation spatiale des surfaces artificielles et des réseaux dans le sous-sol. Il en résulte des impacts généralement complexes à identifier et très variables d'un cas d'étude à l'autre. La figure 4 propose une tentative de synthèse en renseignant les impacts attendus selon la littérature sur une série de flux et stock d'eau.

En perspectives, la littérature souligne régulièrement que l'impact de l'artificialisation sur le comportement hydrologique des bassins versants est encore une question très ouverte, et de nombreux besoins sont identifiés (cf. cette note). De façon générale, il en ressort 3 points à souligner:

- i) L'intérêt d'observer de façon la plus détaillée possible cet impact. Cet effort, obligatoirement lourd, doit se concentrer sur un nombre restreint de cas, en cours d'urbanisation ou urbanisé, avec des mesures en continu, de long-terme, et spatialisée (cf. par exemple le réseau français des observatoires en hydrologie urbaine). Les bases de données ainsi constituées sont précieuses pour bien comprendre les processus physiques et pour alimenter les développements et évaluations de modèles ;
- ii) Multiplier les cas d'étude. C'est une approche complémentaire à la précédente : l'évaluation des impacts y sera sûrement plus incertaine et l'analyse moins physique, du fait de données moins complètes et précises, mais les tendances seront plus robustes (cf. par exemple le travail de Salavati *et al.* (2016) sur les débits) ;
- iii) Poursuivre le développement de modèles détaillés en hydrologie urbaine: ces modèles doivent idéalement intégrer les divers compartiments (atmosphère, sol, réseau...), être spatialisés, pouvoir simuler de longues chroniques (plusieurs années), être basés sur des processus physique, et si possible prendre en compte les interactions/rétroactions avec d'autres enjeux (climat et énergie, physico-chimie de l'eau et des sols, biologie et écologie du sol).

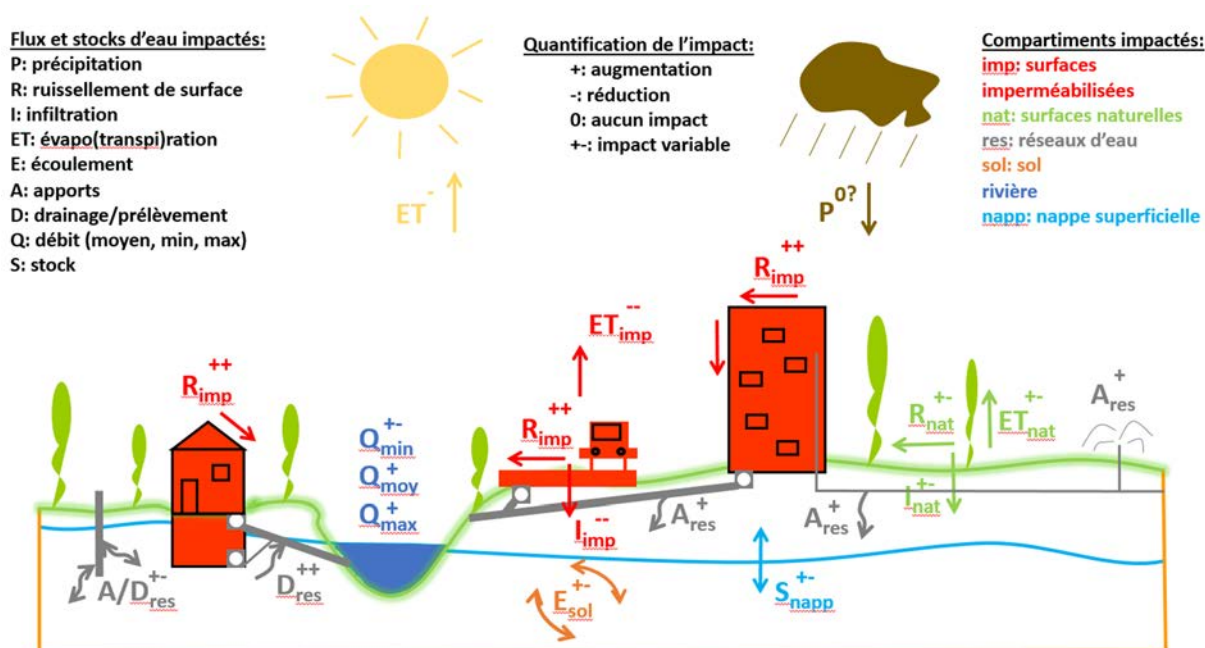


Figure 4. Synthèse de l'impact de l'artificialisation sur les flux et stocks d'eau

## 2. Conséquences de l'artificialisation des sols sur la qualité des eaux pluviales

Auteurs : Véronique Ruban, Johnny Gaspéri, Marie-Christine Gromaire, Ghassan Chebbo, Régis Moilleron

Depuis les années 1970, une imperméabilisation importante des sols en France et en Europe est observée. Cette artificialisation se traduit en particulier par l'accroissement des surfaces imperméabilisées et l'étalement urbain. Selon la définition donnée par le Ministère de la transition écologie et solidaire, les sols artificialisés recouvrent les sols bâtis et les sols revêtus et stabilisés (routes, voies ferrées, parkings, chemins...). Le ministère de l'Agriculture retient une définition plus large, qui recouvre également d'autres « sols artificialisés », comme les chantiers, les terrains vagues, et les espaces verts artificiels. L'artificialisation correspond à un changement d'utilisation, laquelle n'est pas nécessairement irréversible.

Les principales conséquences environnementales de l'imperméabilisation des sols sont connues et sont de plusieurs ordres. Elles sont d'ordres hydrauliques en modifiant le cycle de l'eau, en aggravant les phénomènes de ruissellement pluviaux et en diminuant l'infiltration naturelle de l'eau dans le sol et son pouvoir filtrant. Les conséquences environnementales peuvent être également chimiques, avec le transfert de nombreux polluants susceptibles d'être véhiculés dans les eaux de ruissellement puis transférer vers les milieux récepteurs. Depuis plusieurs décennies, les rejets urbains de temps de pluie suite aux charges

polluantes qu'ils véhiculent sont considérés comme une source importante de dégradation des milieux aquatiques (Brombach et al., 2005 ; Burton et Pitt, 2002 ; Clark et al., 2002; Fam et al., 1987 ; Gromaire et al., 2001 ; Pitt et Maestre, 2005 )

Dès lors qu'un sol est artificialisé, les infrastructures urbaines (chaussées, béton, mobilier urbain), le bâti ou les activités qui s'y déroulent sont susceptibles d'émettre différents polluants. S'il est à ce jour impossible de dresser un inventaire exhaustif des différents sources de polluants sur un sol artificialisé, les apports liés au trafic routier (gaz d'échappement, fuites d'huile, usure des pneumatiques, etc.) ou ceux liés aux matériaux de construction ont été particulièrement étudiés.

Pendant longtemps les recherches sur les eaux de ruissellement ont porté sur les nutriments et/ou autres polluants traditionnels (matières en suspension (MES), la pollution organique (DCO et DBO5), l'azote ou le phosphore ou encore quelques micropolluants tels que certains métaux lourds et les hydrocarbures (Brown et Peake, 2006). Depuis les années 2000, le nombre de polluants étudiés dans les eaux de ruissellement a augmenté considérablement (Barbosa et al., 2012 ; Zgheib et al., 2012). On recherche aujourd'hui de nombreux pesticides et biocides, des perturbateurs endocriniens tels que les phthalates, les alkylphénols et le bisphénol A (Bjorklund et al., 2009) ou encore des polluants prioritaires de la Directive Cadre européenne sur l'Eau n°2000/60/CE (Eriksson et al., 2007) ; (Lamprea et Ruban, 2011a) , (Lamprea et Ruban, 2011b) ; (Zgheib et al., 2012).

Ce chapitre a pour objet l'impact de l'artificialisation des sols sur la qualité des eaux pluviales. Dans une première partie, les principales sources de polluants sur un sol artificialisé sont présentées. La seconde partie s'attache à la qualité des eaux pluviales. Dans la mesure où les différentes recherches menées sur les eaux pluviales ont montré que leur qualité variait selon l'échelle spatiale du bassin versant considéré, il convient de différencier les eaux de ruissellement à l'échelle de la parcelle (de 1 à 2 ha) des eaux de ruissellement à l'aval de bassins versants de plus grandes tailles. La dernière partie du chapitre sera consacrée à l'impact sur le milieu récepteur.

## 2.1. Sources et voies de transferts des polluants

Pour une large gamme de polluants, les recherches sur les eaux pluviales attestent d'une production locale importante due au lessivage des surfaces urbaines (toitures, bâtis), des véhicules, des matériaux de construction, du mobilier urbain ou encore des activités qui s'y déroulent (Thorpe et Harrison, 2008) (Figure 5).

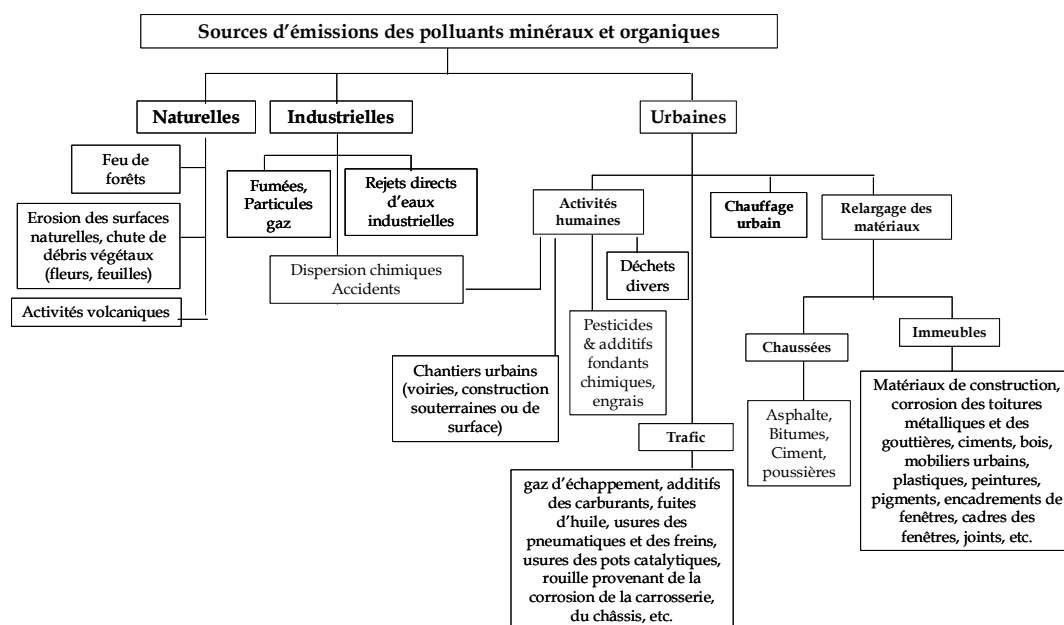


Figure 5. Sources diffuses des polluants minéraux et organiques en milieu urbain (Zgheib, 2009)

Les émissions polluantes liées au trafic automobile ont été particulièrement étudiées. Ces émissions peuvent être liées : 1) aux émissions depuis le véhicule (gaz d'échappement, usure de certains consommables tels que les plaquettes de frein et les pneumatiques), 2) aux pertes de fluides sur la chaussée et 3) au lessivage des consommables automobiles (Figure 5). Selon plusieurs études, il apparaît clairement que le trafic est la source très majoritaire d'émission d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et une source importante de métaux dans les eaux de ruissellement. L'abrasion des garnitures de freins apparaît comme une source importante de Cu, et dans une moindre mesure de Sb, Cd, Zn et Pb. L'usure des pneumatiques représente une source importante de Zn. Dans la mesure où les véhicules sont composés d'une multitude de pièces (joints, pièces en plastiques, etc.), d'autres familles de polluants sont susceptibles d'être relarguées par les consommables

automobiles. Parmi ces familles, on retrouve les alkylphénols et alkylphénols éthoxylés utilisés dans les pneumatiques, certains phtalates ou bisphénols utilisés dans des pièces plastiques ou des protecteurs UV comme la benzophénone. De même les huiles et carburants sont composés d'un grand nombre d'additifs. Les huiles (huiles moteur et lubrifiantes) contiennent notamment des HAP, du Sb ou encore du Zn. Certains lave-glaces, liquides de freins ou de refroidissement contiennent des alkylphénols et du bisphénol A.

Parmi les matériaux de construction, de nombreuses études s'intéressent aux constituants des toitures (rampants et accessoires) car ils sont des sources significatives de métaux (Cd, Cu, Pb et Zn). Ainsi, des émissions importantes en métaux ont été rapportées pour certaines toitures métalliques (Forster, 1999 ; Lamprea, 2009 ; Sainte, 2010). Leurs concentrations varient selon l'âge et le type de toiture ainsi que les matériaux utilisés. Les toitures bétonnées ou certains éléments de toitures en PVC (gouttières, volets) peuvent émettre des alkylphénols, du bisphénol A, mais aussi des organoétains.

D'autres travaux se focalisent enfin sur le lessivage de biocides à partir de bois de construction (Miyachi et Mori, 2008; Schoknecht et al., 2003), des revêtements de façades (Bucheli et al., 1998 ; Burkhardt et al., 2012; Jungnickel et al., 2008 ; Schoknecht et al., 2009) ou de toitures végétalisées. A titre d'exemple, des émissions importantes de diuron ou d'isoproturon peuvent être observées suite à la construction de nouvelles infrastructures urbaines. Si le matériau en lui-même peut être à l'origine des émissions polluantes, la contamination des eaux de ruissellement peut être également liée à l'application de produits, durant la mise en œuvre du matériau ou lors des opérations de maintenances et d'entretien. Parmi ces produits, on peut citer l'exemple des pesticides, fertilisants et autres produits chimiques employés pour l'entretien des matériaux ou des espaces urbains privés ou publics. Parmi les pesticides et biocides fréquemment rencontrés, on peut citer la carbendazine, le diuron, le glyphosate et l'AMPA son produit de dégradation et l'isoproturon.

Pour certains polluants comme les polybromodiphényléthers (PBDE), les alkylphénols, le bisphénol A et les phtalates, les sources de contamination sont multiples car ces molécules sont utilisées dans une large gamme de produits et révèlent des applications très diversifiées. De ce fait, la contribution relative des différentes sources à la contamination des eaux de ruissellement est encore très mal cernée.

Enfin, des travaux récents (Chérin, 2017 ; Gasperi et al., 2014) montrent que pour un large panel de molécules, les retombées atmosphériques ne contribuent que minoritairement à la pollution observée aux exutoires. Leur contribution n'excède généralement pas 30%, et confirme ainsi une production locale importante, notamment pour des molécules telles le BPA, les APnEO et les PBDE jusqu'ici très peu étudiées dans les eaux pluviales. Cette production est à relier au lessivage des surfaces urbaines, immeubles et véhicules.

## 2.2. Caractérisation des eaux pluviales

Les recherches menées ces dernières années sur les eaux de ruissellement et plus particulièrement celles entreprises dans le cadre des observatoires en hydrologie urbaine (réseau URBS) démontrent la présence de nombreux polluants dans les eaux de ruissellement. Quel que soit le type de bassin versant, de nombreuses molécules sont ubiquistes et sont retrouvées dans tous les types d'eau. Un récapitulatif des travaux de thèse de Sally Zgheib qui se sont attachés à la recherche de 88 molécules dans les eaux pluviales illustre ce propos (Figure 6).

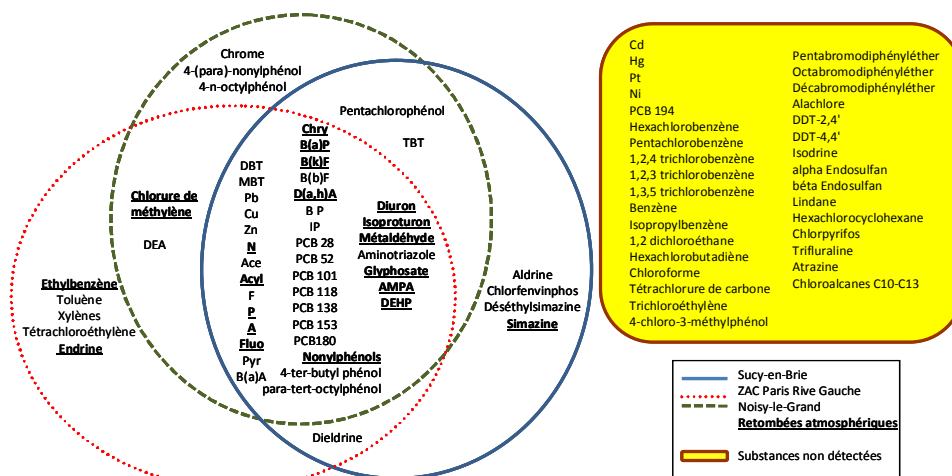


Figure 6. Schéma récapitulatif de la présence des 88 substances dans les eaux pluviales (Zgheib, 2009)

Malgré l'ubiquité de certaines molécules entre les différents types d'eau, on note clairement que les eaux pluviales à l'échelle de la parcelle ou du quartier sont moins contaminées comparativement à celles collectées à l'échelle de bassin versant de plus grande taille, et ce pour un grand nombre de polluants. Cette observation induit une typologie de la contamination selon la surface urbaine considérée.

## 2.2.1. Eaux de ruissellement à l'échelle de la parcelle ou du quartier

### Niveau de concentration

Plusieurs études ont été menées sur la qualité des eaux pluviales à l'échelle de la parcelle ou du quartier. Pour de nombreux polluants, une contamination des eaux pluviales plus faible que celle à l'aval de grands bassins versants drainés par des réseaux séparatifs est en effet observée (Bressy, 2010). Ce résultat pourrait s'expliquer en partie par les effets de transport des eaux pluviales dans les réseaux et du mélange d'effluents provenant de zones d'activité variables. Il est en effet possible que les effluents se chargent en contaminants, par possible remise en suspension des stocks et/ou mauvais branchements, et perdent la spécificité de leur provenance. Pour les alkylphénols et les HAP, les concentrations mesurées dans les eaux pluviales du bassin versant amont correspondent aux valeurs les plus faibles mesurées à l'aval des réseaux séparatifs. Pour le Cu et le Pb, les concentrations mesurées à l'amont sont systématiquement inférieures aux plus faibles valeurs mesurées à l'aval.

Des travaux récents montrent cependant, pour quelques cas particuliers, que les concentrations à l'échelle de la parcelle peuvent être équivalentes ou inférieures à celles mesurées aux exutoires des réseaux séparatifs suite à l'aménagement de techniques alternatives ou d'autres infrastructures de gestion dont les matériaux peuvent relarguer certains contaminants. Dans le cas de toitures végétalisées, des risques de relargage de métaux par les différents substrats constitutifs de ces toitures ont été en effet mis en avant (Gromaire et al., 2011; Robert-Sainte et al., 2009) ; Schwager et al. (2014; Schwager et al., 2015). Des relargages de pesticides par ces ouvrages sont également envisageables suite à des traitements locaux ou à des éléments d'étanchéité (Jiang et al., 2012).

Dans le cas du Zn, la tendance inverse peut être observée, avec des concentrations parfois 2 à 3 fois plus élevées en amont que celles mesurées à l'aval des réseaux pluviaux (Bressy, 2010). Ces fortes concentrations peuvent découler des matériaux de couverture utilisés.

Bien que plus faible que les eaux de ruissellement à l'aval de bassin, cette contamination reste cependant très variable d'un événement pluvieux à un autre selon la parcelle considérée et significative pour certains micropolluants dont les concentrations sont supérieures aux normes de qualité environnementale (NQE, Directive 2013/39/EC) pour les HAP, le nonylphénol (NP) et certains métaux traces.

Dans le cas des pesticides, les niveaux observés dans les eaux de ruissellement dépendent du type de surface, des doses utilisées et des propriétés physico-chimiques des molécules utilisées (Blanchoud et al., 2004). Dans le cas d'un herbicide épandu sur une surface urbaine, le temps écoulé entre l'application et l'événement pluvieux intervient également sur le transfert.

A l'échelle amont, certains biocides peuvent être soit émis par des éléments constitutifs du bâti (façade ou toitures végétalisées) soit de l'entretien de ces infrastructures. A titre d'exemple, Delamain et al. (2016) observent systématiquement le mécoprop dans les effluents en sortie de toitures végétalisées (jusqu'à 8 µg.L<sup>-1</sup>). Ce résultat pourrait s'expliquer par la couche bitumineuse d'étanchéité du toit, le mécoprop étant une matière active utilisée comme agent anti-racine dans cette couche afin d'empêcher la pénétration des racines (Eawag, 2009). Des études ont montré que cet herbicide issu de l'hydrolyse du préventol B2 intégré aux membranes, pouvait être lessivé par les eaux de ruissellement (Bucheli et al., 1998 ; Vialle et al., 2013 ; Wittmer et Burkhardt, 2009). Delamain et al. (2016) observent également fréquemment le glyphosate et l'AMPA dans les eaux de ruissellement (0,22-0,56 µg.L<sup>-1</sup>). Ceci est cohérent avec une utilisation de glyphosate pour l'entretien de certains bâtiments et surfaces à proximité. Dans les eaux de ruissellement, la carbendazime reste quantifiable (0,04-0,06 µg.L<sup>-1</sup>) (Delamain et al., 2016), même si son utilisation comme produit phytopharmaceutique est interdite en France depuis 2008. Elle pourrait provenir de peintures extérieures pouvant comporter des fongicides (Burkhardt et al., 2007). Thuyet et al. (Thuyet et al., 2012) signalent la présence d'imidacloprid et de fipronil dans des eaux de lessivage de béton. Enfin, Van-de-Voorde et al. (Van de Voorde et al., 2012) rapportent des concentrations en composés d'ammonium quaternaire (utilisé comme nettoyant et déamoussant) dans des eaux de toitures allant jusqu'à 27 mg.L<sup>-1</sup>.

Tableau 2. Comparaison des concentrations en micropolluants dans les eaux de ruissellement amont avec les normes de qualité environnementales

Métal µg L <sup>-1</sup> Organiques ng L <sup>-1</sup>	Gamme de valeurs	Référence	NQE
As	5-10	(Delamain et al., 2016)	0,83*
Cd	<LQ	(Delamain et al., 2016)	0,08-0,25*
Cr	2	(Delamain et al., 2016)	3,4

\*Arrêté du 27/07/2015 du Ministère de la transition écologique et solidaire, NQE-MA : valeur moyenne annuelle eaux de surface intérieures, directive



Cu	15 5-30	(Bressy, 2010) (Delamain <i>et al.</i> , 2016)	1,0*
Ni	3	(Delamain <i>et al.</i> , 2016)	4,0*
Ti	1-4	(Delamain <i>et al.</i> , 2016)	2**
V	4-5	(Delamain <i>et al.</i> , 2016)	2,5**
Pb	10 3	(Bressy, 2010) (Delamain <i>et al.</i> , 2016)	1,2*
Zn	600 70-90	(Bressy, 2010) (Delamain <i>et al.</i> , 2016)	7,8*
∑14 HAP	1 000	(Bressy, 2010)	
NP	500	(Bressy, 2010)	300*
OP	35	(Bressy, 2010)	100*
mécoprop	0,22-0,85	(Delamain <i>et al.</i> , 2016)	
carbendazime	0,07	(Delamain <i>et al.</i> , 2016)	

2013/39/UE du parlement européen et du conseil.  
\*\*Valeurs guides environnementales (Ineris, 2015)

## Répartition dissous-particulaire des polluants

L'étude de la répartition des micropolluants entre les phases dissoute (< 0,45 µm) et particulaire permet de mieux comprendre leur comportement dans les eaux pluviales. La distribution des micropolluants intervient sur leur devenir dans l'environnement et par conséquent, sur leur impact au sein des milieux aquatiques. Les conditions physico-chimiques du milieu, la biodisponibilité ou encore la toxicité de l'élément sont autant de paramètres pouvant entraîner l'évolution de la spéciation des métaux (Varrault *et al.*, 2012). La connaissance de cette distribution dissous/particulaire est également importante dans l'hypothèse d'un traitement éventuel des eaux.

Les travaux de Bressy (2010) montrent que la contamination des eaux pluviales n'est pas exclusivement particulaire comme il est souvent pensé. Ce paradigme a d'ailleurs fortement orienté les gestionnaires vers des systèmes de traitement par décantation. Certains paramètres sont en effet majoritairement véhiculés par les particules (HAP > 90%, Pb, Cr > 80%), mais d'autres sont répartis entre les deux fractions (Cu, HAP légers, etc.) ou majoritairement dissous (Zn et alkylphénols). Ce constat est partagé par Lamprea (2009) pour les eaux de ruissellement de toitures. Ses travaux ont en effet montré que le Zn et le Cd se trouvent principalement dans la phase dissoute. En revanche, le Cr est présent majoritairement sous forme particulaire. Pour le Cu, le Ni et le Pb, la répartition entre les phases dissoute et particulaire varie selon le type de toiture.

### *Conséquences opérationnelles dans la gestion des eaux pluviales*

Compte tenu des niveaux de concentrations dans les eaux de ruissellement à l'échelle de la parcelle, la tendance en hydrologie urbaine est désormais de gérer les eaux pluviales au plus près de la source, en essayant d'infiltrer une partie importante des volumes ruisselés. En hydrologie, ce concept est appelé « gestion amont ». Au niveau des types d'ouvrages à mettre en place pour leur traitement, le choix ne doit pas se borner uniquement à des traitements par décantation : d'une part les eaux pluviales amont sont plus dissoutes qu'à l'aval, et d'autre part la cible du traitement n'est plus uniquement les matières en suspension, mais également des substances prioritaires dont certaines sont majoritairement dissoutes.

## 2.2.2. Eaux de ruissellement à l'aval de réseau séparatif pluvial

### Niveau de concentration

Les eaux pluviales à l'exutoire de réseaux séparatif ont été étudiées à travers différents programmes de recherches (Fuchs *et al.*, 2004; Smullen *et al.*, 1999). Si les métaux et les HAP ont été particulièrement étudiés, des travaux récents ont été menés dans le cadre du projet ANR INOGEV pour une large gamme de polluants. Ce projet qui figure parmi les plus aboutis sur la caractérisation des eaux pluviales s'intéressait à trois bassins versants urbains drainés par des réseaux d'assainissement séparatifs : le bassin versant de Sucs-en-Brie pour l'observatoire OPUR en région parisienne, le bassin versant de Pin Sec pour l'observatoire ONEVU à Nantes et le bassin versant de Chassieu pour l'observatoire OTHU à Lyon. Ces bassins versants présentent une diversité d'occupation du sol (pavillonnaire, résidentiel avec habitat collectif et individuel, industriel) tout en étant représentatifs des zones urbaines. Leurs surfaces s'étendent de 30 (Pin Sec) à 228 ha (Sucs) et leurs coefficients d'imperméabilisation varient entre 27 (Sucs) et 75% (Chassieu). Chassieu est une zone industrielle, alors que les deux autres bassins sont principalement résidentiels. Sucs est un quartier résidentiel avec une majorité de petites habitations familiales individuelles et des activités commerciales et professionnelles limitées (petits espaces de ventes et de services). Le bassin versant du Pin Sec est un quartier résidentiel avec principalement des immeubles d'habitations et des maisons individuelles. Les densités du trafic ont été respectivement évaluées à 60 000, 36 000 et 10 000 véhicules kilomètres parcourus par jour (véhicules.km j<sup>-1</sup>) à Sucs, Chassieu et Pin Sec. Une base de données très importante portant sur 77 micropolluants (Gasperi *et al.*, 2014) a ainsi été constituée. Les principaux résultats concernant les concentrations en métaux, HAP, pesticides, alkylphénols, bisphénol A (BPA) et PBDE dans les eaux pluviales à l'exutoire de ces trois bassins versants sont présentés ci-dessous.

Métaux. Les concentrations en métaux présentent une très forte variabilité spatiale (un ou plusieurs ordres de grandeur d'un échantillon à l'autre pour un même site de mesure). Les valeurs moyennes sont dans la même gamme de concentration que les mesures précédentes sur ces sites (Becouze-Lareure, 2010; Lamprea et Ruban, 2011a; Percot, 2012), mais plutôt dans la fourchette basse des données publiées dans la littérature (Rossi, 1998; Sabin et al., 2005). Le Zn (126-212 µg.L<sup>-1</sup>), le Cu (14-38 µg.L<sup>-1</sup>) et le Sr (29-113 µg.L<sup>-1</sup>) sont les plus abondants.

Le projet INOGEV fournit en outre des informations relativement nouvelles pour des métaux peu, voire pas documentés, comme As, Co, Mo, Pt, Sr, Ti et V. Pour le Mo (1-12 µg L<sup>-1</sup>, Q20 et Q80), Co (1-3,5 µg L<sup>-1</sup>), Pb (7-35 µg L<sup>-1</sup>), V (3-7 µg L<sup>-1</sup>), Ti (10-37 µg L<sup>-1</sup>) et Cd (0,12 à 0,42 µg L<sup>-1</sup>), les résultats ne montrent pas de différence d'un site à l'autre à l'échelle des trois bassins versants étudiés. Pour As, Cu, Cr, Ni, Zn et Sr, des différences entre les sites ont été relevées. Des concentrations plus élevées en Cr et Ni ont été mesurées à Chassieu, probablement en raison des activités industrielles locales. Des fortes concentrations en Cu, Zn, Sr et Ti ont été mesurées à Sucey. Ces métaux étant reconnus comme des traceurs du trafic automobile puisqu'ils peuvent provenir des garnitures de freins et des pneumatiques (Sternbeck et al., 2002; Thorpe et Harrison, 2008), les différences entre les sites sont essentiellement liées à des différences de densité de trafic. Si une typologie de contamination pour ces métaux peut être établie selon la densité de trafic, nous ne disposons pas à ce jour de de connaissance pour évaluer l'effet d'une limitation et/ou d'une fluidisation du trafic. La contamination en Zn peut également être attribuée à la lixiviation de toitures, de gouttières, mobilier urbain en zinc ou en acier galvanisé.

La plupart des concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement dépassent les normes de qualité environnementales (Tableaux 3 et 4) mettant ainsi en avant l'impact du bâti, des voiries et des activités humaines sur la qualité des eaux. Au-delà de ces molécules, d'autres études pointent la présence d'organoétains, de phtalates ou de chloroalcanes dans les eaux pluviales à des niveaux de quelques µg.L<sup>-1</sup> (Zgheib et al., 2011; 2012), mais à ce jour, les connaissances sur ces éléments sont très limitées.

Tableau 3. Comparaison des concentrations en métaux dans les eaux à l'exutoire de réseaux d'eaux pluviales avec les normes de qualité environnementales

Métal (µg.L <sup>-1</sup> )	Gamme de valeurs	Référence	NQE
As	1,36±1,3 - 4,48±3,19	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	0,83*
Cd	0,5-2,2 0,7 0,32±0,31	(Rossi, 1998) (El Mufleh, 2009) (Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	0,08-0,5*
Cr	3,0-195 2,1-20 3,2 2,1-14 1,3-16,2 2,8±2,1 -10,96±8,84	(Rossi, 1998) (Sabin <i>et al.</i> , 2005) (El Mufleh, 2009) (Lamprea et Ruban, 2011a) (Percot, 2012) (Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	3,4*
Co	3,45±3,13	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	0,3**
Cu	66,6-54,8 5,9-37 50-220 152 10,5-208,5 27,08±20,63 - 66,91±56,42	Base de données NURP (valeurs moyennes et médianes) (Sabin <i>et al.</i> , 2005) (Zgheib, 2009) (El Mufleh, 2009) (Percot, 2012) (Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	1,0*
Mo	7,68±13,09	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	
Ni	2,1-8,5 10 2,2-32 2,0-22,15 3,65±2,49 - 8,41±5,74	(Sabin <i>et al.</i> , 2005) (El Mufleh, 2009) (Lamprea et Ruban, 2011a) (Percot, 2012) (Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	4,0*
Pb	1,2-16 25-130 14 7,1-119,6	(Sabin <i>et al.</i> , 2005) (Zgheib, 2009) (El Mufleh, 2009) (Percot, 2012)	1,2*
Pt	< Limite quantification	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	
Sr	37,6±25,25 - 152,73±107,78	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	
Ti	27,8±28,6	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	2**
V	4,86±2,84	(Gasperi <i>et al.</i> , 2014)	2,5**
Zn	52-502 176-140 32-320 130-520 64-536	(Rossi, 1998) Base de données NURP (valeurs moyennes et médianes) (Sabin <i>et al.</i> , 2005) (Zgheib, 2009) (El Mufleh, 2009)	7,8*



	536 93.3-878.1 196.54±135.43 - 438.93±360.2	(Lamprea et Ruban, 2011a) (Percot, 2012) (Gasperi et al., 2014)	
--	---------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------	--

\* Arrêté du 27/07/2015 du Ministère de la transition écologie et solidaire, NOE-MA : valeur moyenne annuelle eaux de surface intérieures, directive 2013/39/UE du parlement européen et du conseil.

\*\*Valeurs guides environnementales (Ineris, 2015).

HAP. A l'instar des métaux, des concentrations en HAP plus importantes sur Sucey (2 791 ng.L<sup>-1</sup>) ont été observées comparativement aux bassins de Chassieu (908 ng.L<sup>-1</sup>) et Pin Sec (694 ng.L<sup>-1</sup>), suite à la plus forte densité de trafic sur ce site. Les concentrations les plus élevées ont été systématiquement trouvées à Sucey, qui présente la densité de trafic la plus importante. Ce constat a été opéré dans la bibliographie. Le bassin industriel de Chassieu génère les concentrations de HAP les plus faibles. Ces faibles concentrations de HAP étaient inattendues, en raison des nombreuses activités industrielles et logistiques sur ce bassin ainsi que de la proximité de la rocade lyonnaise, mais elles restent toutefois concordantes avec la faible densité de circulation au sein de ce bassin.

Tableau 4. Comparaison des concentrations en polluants organiques dans les eaux de ruissellement avec les normes de qualité environnementales

Elément (ng L <sup>-1</sup> )	Gamme de valeurs	Référence	NOE
Fluoranthène	116±77 - 468 ±417 57,5 15-131 169	(Gasperi et al., 2014) (Percot, 2012) (Lamprea, 2009) (Zgheib et al., 2011)	0,0063*
Pyrène	106±70 - 375±332 59,3 11-141 170	(Gasperi et al., 2014) (Percot, 2012) (Lamprea, 2009) (Zgheib et al., 2011)	0,024**
∑13 HAP	694±437 - 2791±2542	(Gasperi et al., 2014)	
∑16 HAP	3 300 104-862	(Zgheib et al., 2011) (Lamprea, 2009)	
BDE-209	66±66 - 630±1 012	(Gasperi et al., 2014)	
∑9 PBDE	63±64 - 777±1 010	(Gasperi et al., 2014)	
Glyphosate	337±807 2 150-3 270	(Gasperi et al., 2014) (Lamprea, 2009)	
Glufosinate	756±10 121 5	(Gasperi et al., 2014) (Percot, 2012)	
AMPA	824±7 077 230-350	(Gasperi et al., 2014) (Lamprea, 2009)	
Diuron	1 213±10 784 100-210	(Gasperi et al., 2014) (Lamprea, 2009)	
Isoproturon	88±929	(Gasperi et al., 2014)	
Carbendazime	213±1 355	(Gasperi et al., 2014)	
Mécoprop	3±7 5	(Gasperi et al., 2014) (Lamprea, 2009)	
BPA	552±510 <LD-107 000	(Gasperi et al., 2014) (Kalmykova et al., 2013)	
NP	359±228 LQ-7 300 160-920	(Gasperi et al., 2014) (Kalmykova et al., 2013) (Bressy et al., 2012)	

\*NOE provisoire (eaux de surface intérieures), circulaire 2007/23 du Ministère de la transition écologie et solidaire,

\*\*NOE-MA, Valeur Moyenne Annuelle (eaux de surface intérieures), directive 2013/39/UE du parlement européen et du conseil.

Pesticides. Parmi les pesticides les plus couramment détectés, le glyphosate (95-198 ng.L<sup>-1</sup>, Q20 et Q80), l'AMPA (16-469 ng.L<sup>-1</sup>), le diuron (25-795 ng.L<sup>-1</sup>) et le glufosinate (6-389 ng.L<sup>-1</sup>) sont prédominants dans les eaux pluviales. L'isoproturon (3-53 ng.L<sup>-1</sup>) et la carbendazime (7-195 ng.L<sup>-1</sup>) ont été quantifiés à de plus faibles niveaux, tandis que les concentrations de pesticides rémanents (mécoprop, 2,4-D et 2,4-MCPA) n'excèdent pas 5 ng.L<sup>-1</sup>. Etant donné le nombre limité d'évènements pluvieux (de 4 à 8 évènements selon le site), la différence de concentrations entre les sites n'a pas été testée. Malgré quelques études (Blanchoud et al., 2004 ; Huang et al., 2004 ; Quaghebeur et al., 2004), la présence de ces herbicides et leur gamme de concentrations dans les eaux pluviales restent encore mal documentées. De fortes concentrations en glyphosate ont été mesurées sur le bassin du Pin Sec, où l'utilisation de ce pesticide par les services municipaux est limitée. Des concentrations beaucoup plus faibles en diuron et carbendazime ont été observées à Chassieu comparativement à Sucey et Pin Sec. Même si l'utilisation reste limitée à des façades relativement nouvelles ou récemment rénovées, le diuron et la carbendazime peuvent être lessivés à partir de nouvelles peintures et de crépis antisalissures à de fortes concentrations (Burkhardt et al., 2007). La

plus forte proportion de bâtiments industriels à façades métalliques sur Chassieu et donc une probabilité moindre de lessivage de ces composés depuis les crépis et peintures de façades comparativement aux autres bassins, pourrait expliquer ces différences. Malgré son interdiction, le diuron pourrait encore être utilisé par les jardiniers privés ou s'être accumulé dans les sols. Des concentrations élevées d'herbicides ont été ponctuellement observées (1 500-3 000 ng.L<sup>-1</sup>) indépendamment du site ou de la période d'étude. Ces fortes concentrations dépendent de différents facteurs affectant la quantité de pesticides remobilisés, tels que la durée entre l'application et les précipitations, l'imperméabilisation des surfaces traitées ou les caractéristiques des événements pluvieux (Huang et al., 2004). La présence de composés d'ammonium quaternaire dans les eaux pluviales est signalée par Van de Voorde et al. (Van de Voorde et al., 2012) mais les concentrations sont faibles (0,2 µg.l<sup>-1</sup>) alors qu'elles atteignent 80 µg.g<sup>-1</sup> dans les matières en suspension.

PBDE. Parmi les PBDE détectés dans les eaux pluviales, le déca-BDE (BDE-209) est prédominant avec des concentrations variant de 23 à 251 ng.L<sup>-1</sup>. Les autres congénères varient globalement de 0,5 à 3,0 ng.L<sup>-1</sup>. Pour les tri- à hepta-BDE, le BDE-47 et BDE-99 sont les congénères les plus présents, avec des abondances moyennes relatives de 5 et 3%. Aucune autre donnée expérimentale sur les niveaux de PBDE dans les eaux pluviales n'est à ce jour disponible. Bien qu'aucune différence géographique n'ait été observée pour la contamination des RAT, des différences significatives d'un site à l'autre ont été observées pour la contamination des eaux pluviales. Des concentrations plus faibles en PBDE ont été effectivement trouvées à Sucy, par rapport aux autres bassins versants, mais aucune explication ne peut être fournie pour rendre compte de ces différences. Quel que soit le site, les concentrations en BDE-209 à l'exutoire des bassins ont été significativement plus élevées que celles mesurées dans les RAT au cours de cette étude (Σ8 PBDE, 0,4 à 8,6 ng.L<sup>-1</sup>) ou bien dans celles rapportées en Suède pour les zones urbaines (Σ8 PBDE, 2,5 à 14,4 ng.L<sup>-1</sup>, (Ter Schure et al., 2004).

Bisphénol A et alkylphénols. Pour ces molécules, aucune différence entre les sites n'a été observée. Les concentrations moyennes événementielles du BPA et du nonylphénol (NP) ont été respectivement estimées à 552 et 359 ng.L<sup>-1</sup> et apparaissent nettement plus élevées que celles rapportées pour l'eau de pluie à Paris (10-180 ng.L<sup>-1</sup> pour le BPA et <LD-167 ng.L<sup>-1</sup> pour le NP (Cladiere et al., 2013) mais équivalentes à celles des eaux de ruissellement et des lixiviats de décharges en Suède (<LD-107 000 ng.L<sup>-1</sup> pour le BPA et <LD-7300 ng.L<sup>-1</sup> pour le NP (Kalmykova et al., 2013). À l'échelle nationale, les niveaux de NP sont également comparables à ceux rapportés par Bressy et al. (Bressy et al., 2012), à savoir 160 à 920 ng.L<sup>-1</sup> (d10-d90). Indépendamment du site et de l'événement pluvieux considérés, les distributions des alkylphénols (alkylphénols et alkylphénols mono ou diéthoxylates) demeurent relativement homogènes et suivent l'ordre suivant: NP (42 ± 25%) > NP1EO (25 ± 11%) ≈ NP1EC (21 ± 9%) > NP2EO (12 ± 4%). Pour la première fois, la présence de NP1EC a été signalée dans les eaux pluviales, avec des concentrations nettement supérieures à celles mesurées dans les RAT (< 3 ng.L<sup>-1</sup>). Une corrélation positive des NP1EO et NP2EO avec le carbone organique dissous (COD) a été trouvée. La NOE définie pour le NP (300 ng.L<sup>-1</sup>) est souvent dépassée.

### Répartition dissous-particulaire des polluants

À l'exutoire de réseau séparatif, les métaux sont majoritairement liés à la phase particulaire (> 50%), excepté pour le Sr. Cette tendance est plus fortement prononcée pour Co, Cr, Pb et Ti, et dans une moindre mesure pour Cu. Les autres métaux (As, Cd, Ni, V, Mo et Zn) présentent un comportement intermédiaire puisque la phase particulaire varie de 48 ± 18% (As) à 63 ± 40% (Mo).

La répartition des polluants organiques entre les phases dissoute et particulaire dépend de leurs propriétés physico-chimiques. Les HAP sont préférentiellement associés aux particules, mais une différence nette entre les HAP de faible poids moléculaire (50% à 80% des HAP totaux) et les HAP de haut poids moléculaire (> 80%) est observable. Les PBDE sont très majoritairement associés aux particules. Pour ces composés, des solutions de gestion classiques basées sur la rétention et la décantation semblent être pertinentes (Pitt et al. 1995). Cette étude confirme cependant que la fraction dissoute peut être prédominante pour certains contaminants comme les pesticides, le BPA et les APnEO. Le BPA a été principalement observé dans la fraction dissoute. Pour les alkylphénols, la fraction particulaire ne dépasse pas 45%. Ceci pourrait être expliqué par les structures des APnEO (composés amphiphiles) ou encore par la non atteinte d'un équilibre dans le réseau séparatif. Pour les pesticides, le diuron, l'isoproturon, le glyphosate et le glufosinate sont majoritairement sous forme dissoute.

### 2.2.3. Rejets urbains de temps de pluie

Les eaux pluviales peuvent être gérées selon différents modes. Elles peuvent être gérées dès l'amont au sein de techniques alternatives – dans ce cas elles ne seront pas transférées à un réseau à proprement parlé – soit acheminées vers des réseaux séparatifs ou des réseaux unitaires. Selon le réseau, la qualité des eaux pluviales peut évoluer. À titre d'exemple, l'acheminement des eaux pluviales dans un réseau séparatif peut conduire ou non à un stockage couplée ou non à un traitement de ces eaux. Dans le cas de réseau unitaire, les eaux pluviales seront mélangées aux eaux usées et les volumes générés sont parfois tels qu'une partie de ces effluents unitaires de temps de pluie doit donc être rejetée dans l'environnement. L'appellation Rejets Urbains de Temps de Pluie (RUTP) est communément utilisée pour ces déversements.

A l'instar des eaux pluviales strictes, les RUTP ont été l'objet de différentes études (Gasperi et al., 2008; Gasperi et al., 2010). Les travaux menés en agglomération parisienne démontrent qu'un nombre important de polluants sont présentes dans les RUTP. Parmi les 88 substances recherchées, 49 substances ont été détectées dans les RUTP dont 12 polluants prioritaires et 8 substances dangereuses prioritaires; la plupart étant aussi détectées dans les eaux usées ou les eaux de ruissellement.

Pour la plupart des polluants organiques hydrophobes et des métaux particuliers, les concentrations des RUTP excèdent les concentrations observées pour les eaux usées et les eaux de ruissellement, due à la remise en suspension des dépôts formés au sein du réseau. Dans le cas des HAP, la contribution du réseau est estimée entre 35 et 70% de la charge totale (Gasperi et al., 2008). Pour les contaminants plus hydrophiles tels que les pesticides ou quelques métaux comme le Zn, le Cd et le Pb, les eaux de ruissellement semblent contribuer majoritairement à la pollution observée dans les RUTP. Dans le cas des métaux, les eaux pluviales semblent contribuer à minimum 60% de la charge polluantes des RUTP et ce quel que soit l'évènement pluvieux considéré. Les eaux usées apparaissent, quant à elles, comme la source majoritaire de composés organiques volatils. Des concentrations en DEHP et en organoétains comparables ont été observées entre tous les types d'eau.

### 2.3. Impacts des rejets d'eaux pluviales sur les milieux aquatiques

Les impacts des rejets d'eaux pluviales sont de nature physique, chimique, biologique, écologique, et sanitaire.

Les rejets, à des débits et des volumes parfois très élevés en fonction de l'intensité et de la hauteur des précipitations qui les ont générés, peuvent accroître de manière significative les débits et les vitesses d'écoulement des milieux aquatiques dans lesquels ils se produisent. Au droit des rejets, on observe des érosions localisées (affouillements) ou étendues, et parfois des phénomènes marqués d'incision et de creusement des lits des cours d'eau pouvant conduire à des modifications géomorphologiques significatives.

Les impacts chimiques des polluants traditionnels (MES, DCO/DBO5, N et P) ont été étudiés depuis de nombreuses années et sont directement liés à la présence des polluants transportés par les rejets pluviaux, qu'il s'agisse des eaux pluviales strictes ou des RUTP (Brombach et al., 2005 ; Clark et al., 2007; Pitt et Maestre, 2005 ). Zgheib (2009) a par ailleurs montré que l'évaluation de l'impact potentiel sur le milieu naturel du rejet direct des eaux pluviales, permet de mettre en évidence que des rejets de métaux (Cr, Pb, Cu et Zn), de DEHP, de nonylphénols, d'organoétains, de PCB et de HAP sont potentiellement toxiques pour le milieu aquatique indépendamment de l'occupation du sol considéré.

Lorsque les débits et volumes d'eaux pluviales déversés sont significatifs par rapport à ceux transitant dans les cours d'eau, on observe généralement une augmentation des concentrations des polluants concernés dans les milieux aquatiques.

Les rejets de MES peuvent entraîner des colmatages du lit et modifier, temporairement ou durablement, la composition des zones hyporhéiques. Les MES sont également le vecteur des polluants présents en phase particulaire. Les rejets de matière organique oxydable entraînent une baisse de la concentration en oxygène dissous des milieux aquatiques. Si cette baisse est suffisamment longue et prononcée, elle peut conduire à des mortalités piscicoles.

Buerge et al. (2006) indiquent, que pour les composés qui sont bien éliminés au sein de station d'épuration tels que le phosphore, les apports liés au RUTP peuvent être équivalents aux rejets des eaux traités. Les rejets d'azote et de phosphore, dans les milieux aquatiques avec des écoulements très lents ou relativement fermés (certaines baies, de même que les lacs et ruisseaux urbains par exemple) contribuent au phénomène d'eutrophisation.

Les concentrations en métaux, HAP et micropolluants organiques des milieux aquatiques sont également augmentées significativement par les rejets d'eaux pluviales. A l'échelle événementielle, les rejets de certains polluants (métaux, pesticides, HAP par exemple) dans les eaux pluviales peuvent représenter une contribution significative et parfois majeure des rejets urbains par rapport aux rejets des stations d'épuration. A titre d'exemple, Cladière (2012) souligne des apports significatifs d'alkylphénols et de Bisphénol A dans les RUTP comparativement aux flux transitant dans les milieux récepteurs. Benotti et Brownawell (2007) constatent pour certains résidus pharmaceutiques des augmentations de concentrations en zone estuarienne suite à des déversements de RUTP. A l'échelle annuelle, la contribution des eaux pluviales aux flux polluants totaux rejetés dans un milieu aquatique est variable selon les sites et les polluants. Dans le cas des alkylphénols et du bisphénol A, un bilan à l'échelle de l'Ile-de-France suggère que les eaux pluviales pourraient contribuer entre 20 et 60% des flux de polluants en Seine (Cladière, 2012).

Les impacts biologique et écologique affectent la biocénose des milieux aquatiques. Pour un certain nombre de substances (pesticides, certains métaux), les rejets d'eaux pluviales entraînent des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification le long des chaînes trophiques, pouvant conduire à terme à la disparition de certaines espèces (maladies, longévité plus faible, reproduction perturbée) et donc à la perturbation de l'écosystème et des populations présentes.

Les nombreux micropolluants organiques suivis plus récemment dans les eaux pluviales ont des conséquences sur les milieux aquatiques encore très mal documentées. Certaines substances semblent être bioaccumulables, écotoxiques et sont, pour certaines d'entre elles, reconnues comme des perturbateurs endocriniens susceptibles d'affecter les populations des milieux aquatiques.

Enfin, les rejets d'eaux pluviales ont des impacts sanitaires notables. Les concentrations élevées en germes de contamination fécale, bactéries et virus, peuvent conduire à la fermeture temporaire de zones de baignades ou d'activités nautiques en contact avec l'eau (surf par exemple). Ce constat est d'autant plus important lorsqu'il s'agit des RUTP, pour lesquels des concentrations importantes en pathogènes peuvent être observées (Passerat et al., 2011).

## 2.4. Conclusions et perspectives

En multipliant les surfaces bâties et les voiries, l'artificialisation des sols génère l'introduction d'une multitude de polluants dans les différents compartiments de l'environnement urbain (air, eaux, sédiments, sols). Les activités humaines contribuent aussi à l'introduction de ces contaminants dans les différents milieux et les modes de gestion de l'eau conditionnent la qualité et la quantité des polluants rejetés.

Concernant la gestion des eaux amont (à l'échelle de la parcelle ou du quartier), des travaux récents montrent, pour quelques cas particuliers, que les concentrations à l'échelle de la parcelle peuvent être équivalentes ou inférieures à celles mesurées aux exutoires des réseaux séparatifs suite à l'aménagement de techniques alternatives ou d'autres infrastructures de gestion dont les matériaux peuvent relarguer certains contaminants. Dans le cas de toitures végétalisées, des risques de relargage de métaux par les différents substrats constitutifs de ces toitures ont été en effet mis en avant

Au niveau des types d'ouvrages à mettre en place pour leur traitement, le choix ne doit pas se borner uniquement à des traitements par décantation : d'une part les eaux pluviales à l'amont contiennent une fraction plus importante de polluants dissous comparativement à l'aval, et d'autre part la cible du traitement n'est plus uniquement les matières en suspension, mais également un panel de substances dont certaines substances prioritaires majoritairement dissoutes (alkylphénols par ex.).

Toutefois, même si des études ont déjà été réalisées, il apparaît nécessaire de mieux caractériser le ruissellement amont, notamment pour orienter les solutions de gestion à la source et s'assurer que ces solutions ne génèrent pas plus de polluants que les modes de gestion « traditionnels ». Les travaux menés dans le cadre de l'appel à projets micropolluants de l'ONEMA « Innovations et changements de pratiques: lutte contre les micropolluants des eaux urbaines », permettront, entre autres, d'apporter des informations complémentaires sur l'efficacité des dispositifs de gestion des polluants mis en place pour traiter ces polluants.

### Sigles et abréviations

AMPA : Acide amino méthyl phosphonique	LQ : Limite de quantification
ANR : Agence National de la Recherche	MBT : Monobutyl étain
AP : Alkylphénols	MES : Matières en suspension
BPA : Bisphénol A	NQE : Norme de Qualité Environnementale
COV : Carbone organique volatil	NP : Nonylphénol
DBO5 : Demande biochimique en oxygène	ONEVU : Observatoire Nantais des Environnements Urbains
DBT : Dibutyl étain	OP : octylphénol
DCO : Demande chimique en oxygène	OPUR : Observatoire des Polluants Urbains
DEHP : di-2-éthylhexyle phtalate	OTHU : Observatoire de terrain en hydrologie urbaine
HAP Hydrocarbures aromatiques polycycliques	PBDE : polybromodiphénylethers
INOGEV : Innovations pour une gestion durable de l'Eau en Ville	RAT : Retombées atmosphériques totales
LD : Limite de détection	RUTP : Rejets urbains de temps de pluie

### 3. La gestion alternative des eaux pluviales, un moyen de désimpermeabiliser les surfaces urbaines ?

Auteur : F. Rodriguez, contributions : S. Barraud, M-C. Gromaire

#### 3.1. Introduction et généralités sur le thème

L'urbanisation conduit à artificialiser les sols notamment avec une croissance très importante des surfaces imperméables faisant reculer les surfaces naturelles ou agricoles. La figure 7 montre à titre d'exemple l'évolution des surfaces imperméables dans l'agglomération lyonnaise.

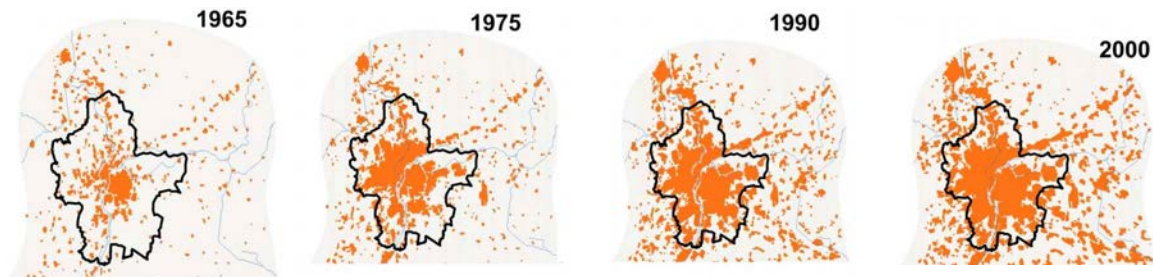


Figure 7. Evolution des surfaces imperméables (en orange) sur l'agglomération lyonnaise entre 1965 et 2000 (source : IRSTEA)

Or la gestion des eaux pluviales est indissociable des processus d'urbanisation et contribue, elle aussi, à une modification en profondeur des sols urbains. La figure 8 illustre à grands traits les tendances en termes de modification des processus hydrologiques engendrée par l'imperméabilisation. Elle montre notamment une diminution (i) des infiltrations profondes limitant la recharge des eaux souterraines, (ii) des infiltrations de sub-surface qui peuvent alimenter la végétation et préserver une certaine humidité du sol, (iii) de l'évapotranspiration et (iv) une augmentation des ruissellements superficiels qu'il est nécessaire de gérer.

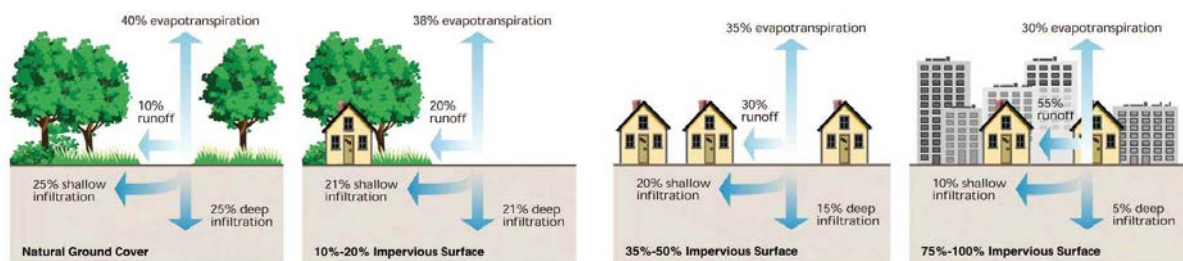


Figure 8. Effets de l'imperméabilisation sur les phénomènes hydrologiques (source : Federal Interagency Stream Restoration Working Group (1998))

L'histoire de la gestion de ces ruissellements montre plusieurs périodes. La plus ancienne et celle qui structure encore de manière importante les sols et sous-sols urbains est la gestion par réseau de canalisations souterraines qui a accompagné depuis le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle le développement urbain. Le principe était de conduire le plus rapidement possible des eaux de pluie vers les réseaux, eux-mêmes devant conduire le plus rapidement possible les eaux aux milieux aquatiques pour les éloigner de la ville. Le modèle d'alors, basé sur des concepts hygiénistes, était la « ville sèche », l'eau étant considérée comme une menace et une source potentielle de contamination notamment lorsqu'elle ne circule pas (eaux stagnantes).

La ville se densifiant et s'étendant, le principe du réseau a peu à peu été remis en question et ce, dès les années 70. En effet le défaut majeur du réseau de conduites est de concentrer, en des temps courts, des flux importants tant en termes de quantités (volumes, débits d'eau) que de pollution (lessivage des polluants déposés sur les surfaces ou constitutifs des surfaces urbaines, mais aussi érosion des sédiments formés dans les dispositifs d'assainissement (Gasperi *et al.*, 2010 ; Gromaire *et al.*, 2001). Cela s'est traduit par des problèmes d'inondations urbaines liés aux infrastructures elles-mêmes d'une part et par la pollution des milieux aquatiques de surface d'autre part. Cela a également contribué à complexifier la structure du sous-sol urbain : les réseaux enterrés (dont les réseaux d'assainissement) sont posés dans des tranchées qui constituent des zones de drainage préférentielles de par leurs propriétés hydrodynamiques spécifiques (perméabilité faible).



Ainsi en opposition à l'évacuation rapide, de nouvelles approches de gestion ont vu le jour avec pour objectif de « redonner » aux surfaces sur lesquelles se produit le ruissellement un rôle proche de celui qu'il avait pu avoir avant urbanisation (conditions de pré-développement). Ce sont, en France, les techniques alternatives (sous-entendu au réseau d'assainissement pluvial) ou encore les techniques compensatoires (sous-entendu des effets de l'urbanisation (Fletcher *et al.*, 2015).

Cela s'est traduit, dans un premier temps, par la conception de systèmes de gestion des EP qui permettent de restituer à l'aval des bassins versants urbains des quantités d'eau ou de polluants plus faibles (en débits, en volumes ou en charges polluantes). Les bassins de retenue et/ou d'infiltration centralisés placés à l'aval des bassins versants (dits aussi « end of pipe ») (figure 9a) ont été les plus utilisés et le sont encore. Ce sont des ouvrages régulés basés sur le stockage et l'infiltration. L'espace nécessaire à leur insertion dans le tissu urbain étant important et induisant des coûts d'acquisition de foncier élevés, ces dispositifs de contrôle ont été progressivement et dans un deuxième temps conçus pour être pluri-fonctionnels (bassin de retenue servant de terrain de sport, de jardin, plan d'eau aménagé pour la promenade...) (figure 9b).



Figure 9. a. bassin de retenue classique (étanche) ; b. bassin multifonction servant à la pratique du foot ; c. noue d'infiltration

Aujourd'hui les stratégies de gestion des eaux pluviales se sont encore infléchies vers des approches encore plus intégrées au projet urbain, faisant intervenir une plus large gamme de dispositifs gérant les eaux encore plus à la source (évitant au maximum le ruissellement (European Commission et Directorate-General for Research and Innovation, 2015). Elles font appel à des approches plus paysagères ré-introduisant davantage de nature en ville. On parle de re-perméabiliser la ville, de les renaturer (Carré et Deutsch, 2015; Cossais *et al.*, 2016), de déconnecter les eaux pluviales des réseaux (Sieker et Klein, 1998) (e.g. la métropole de Lyon a lancé un projet de « Ville perméable » (Grand Lyon, 2017), la ville de Paris met en place son Plan Pluie (Apur, 2015). Des solutions comme les noues, toitures végétalisées, les jardins de pluie, les chaussées réservoirs, les tranchées, les biofiltres gérant les eaux au plus près de leur lieu de production sont en plein essor et accompagnent l'urbanisation (figure 9c). Ces approches tendent à faciliter le développement de l'urbanisation à moindre coût (notamment dans les zones péri-urbaines) ou à la requalification / rénovation des quartiers en tissu dense en autonomisant les opérations. Elles tendent aussi à rendre un caractère plus « naturel » aux surfaces urbaines en contrebalançant les effets de l'urbanisation (amélioration des infiltrations de sub-surface et potentiellement des infiltrations plus profondes, renforcement des phénomènes d'évapotranspiration liés à la présence de végétation). Ces aménagements « naturalisés » restent cependant davantage des « objets de nature » (Ah-Leung *et al.*, 2013) ou des « techniques de nature » et sont donc à considérer, concevoir et gérer comme tels. Enfin la diminution des ruissellements et donc du lessivage des surfaces permet une limitation de l'entraînement des polluants dans les milieux récepteurs. Ces ouvrages sont, à ce titre, souvent associés à la dénomination « bioretention » dans la littérature anglosaxonne (Kazemi *et al.*, 2009; Thompson *et al.*, 2008) sans que le préfixe « bio » ait une signification bien claire. Dietz (2007) définit un ouvrage de biorétention comme une dépression végétalisée remplie d'un substrat filtrant, recueillant les eaux de ruissellement d'une surface imperméabilisée. Cette dénomination cherche principalement à marquer le rôle potentiellement épurateur des dispositifs favorisant les processus d'abattement de la pollution (filtration, adsorption et dégradation par les plantes) comme nous le verrons par la suite.

Cette évolution des approches de gestion à la source s'accompagne d'une évolution des services attendus des dispositifs : à l'efficacité en termes de gestion quantitative des eaux pluviales et des inondations et à l'efficacité en matière de gestion des flux polluants (abattement ou diminution des émissions anthropiques), s'ajoute très clairement une volonté d'une plus grande intégration à la ville créant des opportunités paysagères, une nouvelle vision de l'eau comme ressource et non plus uniquement comme menace (e.g. comme ressource alternative à l'eau potable), comme source de biodiversité ou encore de lutte contre les îlots de chaleur urbains.

Il est à noter qu'une grande majorité des pays connaît ou a connu les mêmes changements de paradigmes techniques. Malgré des appellations très différentes, Fletcher *et al.* (2015), insistant davantage sur certains aspects (e.g. LIDS-Low impact Development Systems, WSUD-Water Sensitive Urban Design, BMPs - Best Management Practices, SUDS - Sustainable Urban Drainage Systems, Stormwater control measures, green infrastructures...), les approches restent très similaires.



## 3.2. Focus sur les performances hydrologiques

### A l'échelle locale

La plupart des ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales répondent en premier lieu à un objectif de limitation des débits afin de maîtriser les surcharges des réseaux d'assainissement et les risques d'inondation associés lors d'événements météorologiques exceptionnels. Ils permettent de limiter les débits de pointe (par stockage, régulation et/ou infiltration), et de limiter les volumes de ruissellement (grâce à l'infiltration) à l'exutoire des zones contributives de ces ouvrages, et à une échelle locale. Les préconisations de conception des ouvrages et leur dimensionnement sont fréquemment basées sur des méthodes destinées à se prémunir des événements exceptionnels (typiquement la pluie décennale) (Petrucci, 2012). Pour cela, la conception des ouvrages s'appuie sur la régulation du débit de fuite, afin d'assurer un retour à la distribution fréquentielle initiale des débits, c'est à dire avant l'aménagement (Petrucci *et al.*, 2014). C'est un des objectifs de ces ouvrages, qui participent ainsi à la désimperméabilisation des surfaces urbanisées en compensant les effets de l'urbanisation. Plus rarement, la conception de ces ouvrages peut être guidée par des critères d'abattement des volumes (Sage *et al.*, 2015), qui peut se traduire par une hauteur ruisselée à retenir : 4-12 mm pour (Mouy *et al.*, 2007) à Paris ou 19 mm pour Bollig (2007) dans l'Arizona. La maîtrise des volumes associés aux « pluies courantes » est un objectif secondaire qui a émergé plus récemment, en lien notamment avec la maîtrise des flux polluants (Sage *et al.*, 2015). D'autres objectifs sont moins souvent cités en France, mais le sont beaucoup plus à l'étranger (Emerson et Traver, 2008 ; Fletcher *et al.*, 2015 ; Ursino, 2015), en particulier pour les dispositifs basés sur l'infiltration des eaux pluviales : le retour à un bilan hydrologique équivalent avant le développement de la zone urbaine (ou maintien du bilan hydrique « pré-développement ») et en particulier le maintien des débits de base dans les rivières (Hamel et Fletcher, 2014), ou la réalimentation des nappes (Dussaillant *et al.*, 2005 ; Endreny et Collins, 2009 ; Machusick *et al.*, 2011 ; Shuster *et al.*, 2007 ; Zhang et Guo, 2013). Le fait que ces ouvrages interagissent beaucoup plus avec les interfaces (sol et atmosphère) par rapport aux dispositifs d'assainissement pluvial plus traditionnels de type « tuyau enterré » implique une prise en compte de nombreux processus physiques à ces interfaces (Figure 10), et non pas du simple débit de sortie du dispositif ; l'évaluation de la performance hydrologique s'en trouve plus difficile à appréhender et à mesurer.

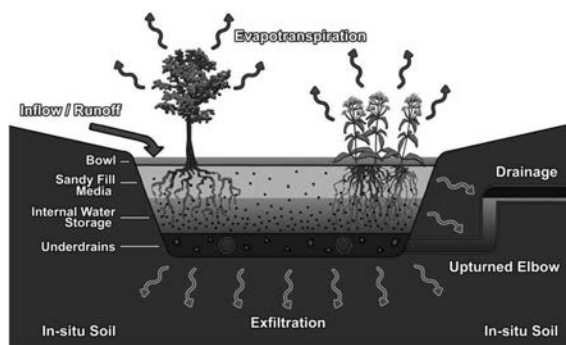


Figure 10. Coupe d'un dispositif alternatif de type « bioretention » avec un stockage de l'eau pluviale (reproduit de S. Kennedy, NCSU, 2010 et repris par Davis *et al.*, 2012).

La performance hydrologique des ouvrages à une échelle locale a fait l'objet de nombreux travaux de recherche, souvent basés sur des observations in situ, et qui traitent de différents types de dispositifs alternatifs ; parmi ceux-ci les plus fréquents sont les toitures végétalisées, les jardins de pluie, et les noues dans une moindre mesure, mais aussi des dispositifs d'infiltration non végétalisés : pavés ou enrobés perméables, tranchées drainantes, puits d'infiltration. Ces dispositifs sont remarquables pour limiter l'artificialisation des sols urbains : les noues et les toitures végétalisées remplacent une surface artificielle (voirie et bâti) par une surface plus naturelle ; les jardins de pluie collectent simplement l'eau de ruissellement issue de surfaces imperméabilisées individuelles, à l'échelle de la parcelle. Plusieurs critères permettent de juger de la performance hydrologique de ces ouvrages : réduction ou retard du débit de pointe (Figure 11), réduction des volumes ou capacité de rétention, et parfois influence sur les termes d'infiltration ou d'évapotranspiration.

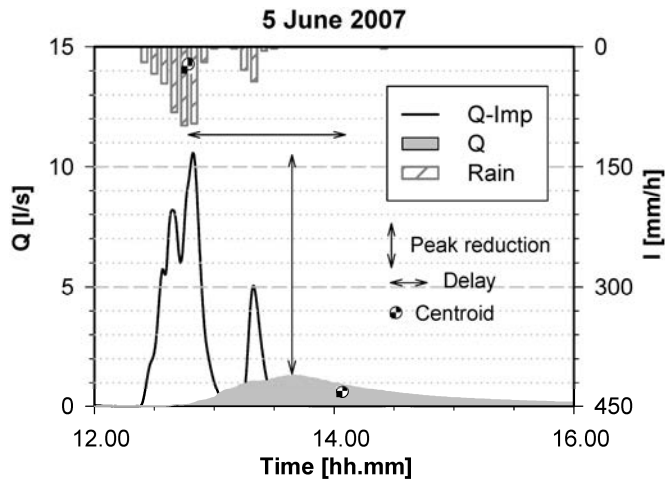


Figure 11. Impact hydrologique d'une toiture végétalisée sur l'hydrogramme pour une étude de cas en Italie (Palla *et al.*, 2010) : le débit grisé représente la réponse de la toiture végétalisée, par rapport à celle d'un bâtiment classique imperméabilisé

- De nombreux auteurs mentionnent le rôle d'abattement des débits de pointe permis par ces dispositifs et l'ont démontré à partir d'observations in situ, soit sur des ouvrages réels soit sur des pilotes. Ces observations sont menées sur un échantillon d'événements pluvieux, typiquement sur 2 ans de données hydrologiques :

Davis (2008), Hatt *et al.* (2009) et Schlea *et al.* (2014) pour des jardins de pluie, Alfredo *et al.* (2010) ; Palla *et al.* (2010) et Stovin (2010) pour les toitures végétalisées. L'efficacité des dispositifs peut être appréciée en estimant la réduction moyenne du débit de pointe : par exemple environ 50% de réduction des débits de pointe pour des jardins de pluie instrumentés pendant 2 ans pour Davis (2008) ou 83% de réduction des débits de pointe pour des toitures végétalisées instrumentées pendant 19 mois en Italie. L'impact positif des techniques alternatives sur le décalage temporel du pic de débit généré lors d'un événement pluvieux est également abordé dans la littérature, mais de façon moins fréquente (Davis (2008) ou Schlea *et al.* (2014)).

- La rétention d'un volume de ruissellement est un des principes de ces dispositifs, et permet donc d'abattre les volumes ruisselés ; ceci fait écho au critère d'abattement des volumes parfois préconisé dans la conception de ces ouvrages et évoqué plus haut. Le nombre d'événements pluvieux ne générant pas de volume ruisselé (donc abattement de 100%) est évoqué dans certains travaux pour qualifier l'efficacité d'un dispositif (Davis, 2008). La plupart du temps, les auteurs évoquent simplement une réduction du volume ruisselé entrant dans le dispositif, qui peut varier selon les configurations. Certaines recherches étudient la sensibilité de cette efficacité en fonction du type de matériau poreux permettant de stocker l'eau ou de la hauteur de la zone de stockage (Brown et Hunt, 2011a ; Davis *et al.*, 2012). L'influence sur cette efficacité de la conductivité hydraulique de la couche d'infiltration est également notée (Le Coustumer *et al.*, 2007) et pose la question du maintien dans le temps des performances d'infiltration grâce à un entretien adapté (Brown et Hunt, 2012). Une grande variabilité d'abattement est observée selon les types de dispositif alternatif, elle varie entre 33% (Hatt *et al.*, 2009) et 90% (Khan *et al.*, 2012) pour des jardins de pluie ; Yilmaz *et al.* (2016) mentionnent des abattements en volume de 60 à 90% pour des toitures végétalisées de différents types à différentes saisons (épaisseur de substrat et type de végétation).

- enfin le rôle de ces ouvrages sur les autres composantes du bilan hydrologique est mentionné mais de façon moins systématique, en raison d'une mesure plus difficile pour ces composantes ; l'impact sur le flux ou la quantité d'évapotranspiration est ainsi évoqué par certains auteurs (Brown et Hunt, 2011b ; Chapman et Horner, 2010 ; Khan *et al.*, 2012 ; Yilmaz *et al.*, 2016), mais ce terme est bien souvent estimé par déduction des autres termes ou à partir de l'ETP (EvapoTranspiration Potentielle) et non pas mesuré directement. L'infiltration est également un terme qui permet de juger du fonctionnement d'un dispositif (lorsque celui-ci est infiltrant). C'est un terme qui est parfois intitulé « exfiltration » car il concerne le transfert de l'eau contenue dans le dispositif vers le milieu environnant (en général le sol). Là aussi, il est souvent déduit des autres termes du bilan hydrique car difficile à mesurer. Notons enfin que l'impact réel sur le niveau de la nappe est très peu mentionné dans des travaux portant uniquement sur des résultats issus d'observations. A une échelle locale, qualifier la quantité d'eau infiltrée dans le sol et en quelque sorte la recharge de la zone saturée est possible, mais l'impact réel sur le niveau de saturation est très peu abordé.

De façon générale, une période d'observation longue est un facteur indispensable pour garantir une bonne évaluation des performances de l'ouvrage (Asleson *et al.*, 2009). L'évaluation de la performance des ouvrages peut alors être déterminée en réalisant une comparaison de ce système avec le système « naturel » correspondant ou système dans un état de pré-développement. Dans ce cas-là, une mesure intéressante peut être introduite avec l'analyse des courbes durée/fréquence (*flow duration curves*) qui permet de juger de l'efficacité des ouvrages sur différentes périodes de retour des pluies ; ceci est toutefois plus difficile à réaliser seulement avec des données hydrologiques en raison de la durée d'observation nécessaire (Olszewski et Davis, 2013) ; des outils de simulation peuvent être utilisés pour pallier cette difficulté (Petrucci *et al.*, 2014).

## A l'échelle globale

Si l'impact des ouvrages à l'échelle locale est avéré, leur effet à une échelle plus large (agglomération urbaine, rivière urbaine, nappe) a peu été abordé dans la littérature. La réduction des flux d'eau à l'échelle locale est *a priori* bénéfique à une échelle plus large, mais la part des dispositifs est souvent faible sur un bassin versant urbain donné, ce qui rend leur impact peu détectable à l'échelle globale. La diffusion de dispositifs alternatifs de gestion des eaux pluviales à l'échelle urbaine doit être assez systématique pour que cet impact soit significatif (Versini *et al.*, 2015). Dans la littérature, très peu de références abordent la détection de l'impact de l'introduction de dispositifs alternatifs à une échelle globale (quartier, bassin versant) grâce à des observations. En général, des modèles sont mis en œuvre pour montrer cet impact et donc évaluer la performance hydrologique sur le débit d'une rivière urbaine ou sur la nappe (Brander *et al.*, 2004 ; Hoskins et Peterein, 2013 ; James et Dymond, 2012 ; Olszewski et Davis, 2013 ; Rodriguez *et al.*, 2007).

Trois composantes du cycle de l'eau en milieu urbain peuvent être en particulier modifiées par la systématisation des aménagements urbains favorisant une gestion alternative : la recharge de la nappe, les débits de base, et dans une moindre mesure l'évapotranspiration. D'une part, l'infiltration généralisée des eaux pluviales en milieu urbain se traduit par un changement de l'état hydrique du sol et des nappes : la recharge des nappes peut être favorisée par ces pratiques, ce qui est un moyen de maintenir la ressource en eau souterraine dans les zones urbaines, sur lesquelles les ouvrages souterrains et les pompages ont traditionnellement plutôt tendance à abaisser les niveaux de la zone saturée. La façon dont cette infiltration des eaux pluviales est réalisée, en lien avec des typologies d'aménagement urbain, peut modifier la recharge de la nappe : Brander *et al.* (2004) montrent par exemple que l'introduction de jardins de pluie qui concentrent l'infiltration serait plus efficace pour la recharge qu'une infiltration diffuse des eaux pluviales grâce à la mise en œuvre d'un module d'infiltration de la méthode SCS. Néanmoins peu d'études montrent l'impact réel qu'aurait la généralisation de techniques à la source en termes de quantité des ressources souterraines (Li, 2015). D'autre part, ces pratiques d'infiltration sont un bon moyen de maintenir les débits de base en zone urbaine, et donc l'écoulement des rivières urbaines, trames bleues de nos cités, lors des périodes d'étiage (Hamel et Fletcher, 2014) ; ceci peut être un point sensible pour ces rivières souvent soumises à la pollution urbaine, plus visible lors des périodes sèches. Ces points sont encore plus saillants sur les zones urbaines pour lesquelles les scénarios de changement climatique indiquent une sécheresse plus importante dans le futur. Enfin l'évapotranspiration est une autre variable du bilan hydrologique potentiellement impactée à une échelle globale par la diffusion de dispositifs alternatifs ; les toitures végétalisées sont classiquement citées dans leur capacité à favoriser l'évapotranspiration (Jelinkova *et al.*, 2015 ; MacIvor et Lundholm, 2011 ; Yilmaz *et al.*, 2016) ; une infiltration diffuse des eaux pluviales sur les espaces verts peut également favoriser l'évapotranspiration au détriment de la recharge de la nappe (Brander *et al.*, 2004). Hoskins et Peterein (2013) indiquent toutefois que des dispositifs de type « jardins de pluie » modifient peu la composante d'évapotranspiration. Les variables du bilan hydrologique peuvent donc être impactées de façon variable à l'échelle d'un bassin versant, et donc de l'agglomération, urbaine selon le type de dispositif alternatif choisi, voire selon la stratégie d'aménagement urbain choisie, qui peut faire appel à différents modes de distribution spatiale des surfaces naturelles et artificielles (Brander *et al.*, 2004) ; à ce titre, l'étude réalisée par James et Dymond (2012) est particulièrement intéressante même si elle introduit de la contradiction dans le propos. Ce travail de modélisation montre en effet que le scénario d'aménagement consacré à la rétention des eaux de ruissellement produites par les surfaces imperméables uniquement ont une faible aptitude à retrouver des débits équivalents à ceux antérieurs à ces aménagements, par rapport à des un scénario favorisant la rétention des eaux de ruissellement générées par l'ensemble des types d'occupation du sol.

Enfin une diffusion systématique et non coordonnée des dispositifs de gestion à la source faisant intervenir notamment stockage et régulation peut s'avérer contre-productive. Un bassin versant muni de techniques de régulation est un système qui conduit à écrêter les hydrogrammes de pluie et à les prolonger dans le temps si bien que la contribution des différentes parties de ce bassin versant peut induire une superposition des flux d'eau qui durent plus longtemps. Cela peut donc mener à des inondations plus longues et plus critiques, ou encore conduire à une augmentation de la fréquence et du volume des surverses unitaires (Petrucci, 2012). G. Petrucci (2012) a bien montré dans un contexte français les biais possibles des politiques de limitation réglementaire des débits imposées par les collectivités sans études hydrologiques préalables. Des conditions peuvent réduire les performances hydrologiques des techniques alternatives (Jackisch et Weiler, 2017) : faible capacité de stockage souterrain des systèmes d'infiltration, succession de périodes pluvieuses en période de nappe haute, voire pour certains pays périodes de gel accompagnées de fonte des neiges.

## Les limites de ces dispositifs

Les freins au développement de ces dispositifs du point de vue de la limitation des flux d'eau sont aujourd'hui souvent liés aux risques de dysfonctionnements sur le moyen ou le long terme ou plus exactement à la difficulté de les prévoir et de les gérer. Ils peuvent donc limiter la performance hydrologique de ces dispositifs. Deux problèmes sont évoqués quant au bon fonctionnement hydraulique : le piégeage des sédiments dont la gestion et le traitement posent problème aux maîtres d'ouvrage et le colmatage qui conduit à une réduction de la performance hydraulique initiale pour les ouvrages d'infiltration. Ces phénomènes affectent particulièrement les ouvrages centralisés ou semi-centralisés, pour lesquels le rapport surface de bassin versant sur surface d'ouvrage est grand.

Néanmoins, des connaissances et recommandations existent aujourd'hui permettant de relativiser ces risques notamment sur le colmatage. Moins d'éléments sont présents pour l'évaluation quantitative des sédiments piégés pour lesquels des programmes sont en cours (e.g. ANR CABRES, Kouyi *et al.* (Kouyi *et al.*, 2014). L'évolution du colmatage et son emplacement pour différents systèmes en service a fait l'objet de nombreuses études. Sa localisation est bien connue maintenant : à la surface pour les ouvrages comme les chaussées poreuses (Drake et Bradford, 2013; Fassman et Blackburn, 2010 ; Scholz et Grabowlecki, 2007 ), à l'interface de différentes couches (sol / matériaux granulaires par exemple) comme pour les biofiltres, tranchées, puits et en fond de dispositif (bassins d'infiltration non comblés, noues en terre (Gonzalez-Merchan; Le Coustumer, 2008 ; Proton, 2008; Siriwardene *et al.*, 2007 ). On sait aussi que les parois des dispositifs sont quasiment épargnées par le colmatage, qu'ils soient centralisés ou décentralisés. Les cinétiques de colmatage sont très dépendantes du type de dispositifs et du type d'apport. Des recommandations existent (Barraud *et al.*, 2009) mais aucun modèle de prévision du colmatage n'est disponible et applicable à des dispositifs quelconques. L'expérience montre cependant que le colmatage de ces ouvrages se traduit par des phénomènes visibles (lames d'eau, débordements locaux) et qu'il est par conséquent possible d'intervenir et de venir corriger la défaillance observée. On sait également par ailleurs que la végétation est un facteur plutôt positif pour limiter le colmatage des ouvrages d'infiltration quand elle est bien choisie ou adaptée (Gonzalez-Merchan, 2012 ; Hatt *et al.*, 2009 ; Le Coustumer, 2008) ; elle permet de maintenir une porosité du sol infiltrant grâce à l'action des racines.

Un autre type de freins concerne les critères d'implantation locale des systèmes décentralisés qui sont souvent calqués sur des recommandations relatives à des systèmes centralisés de grande taille et pouvant présenter une forte pression sur l'environnement. Par exemple des risques géotechniques ou géologiques sont mis en avant vis-à-vis des pratiques d'infiltration. Y-a-t-il des risques à infiltrer en milieu urbain au plus près des bâtiments pour la bonne tenue de leurs fondations ? Y-a-t-il des risques à infiltrer sur des sols gypseux de petites quantités d'eau alors même que l'on n'interdit pas l'infiltration dans les espaces verts qui fonctionnent de manière similaire ? Il y a là peu d'études qui permettent d'objectiver les réponses.

La performance hydrologique des techniques alternatives est donc plus difficile à évaluer à une grande échelle ; l'idée souvent véhiculée d'utiliser ces techniques de façon généralisée afin de permettre un retour à un bilan hydrologique d'aménagement équivalent à l'état initial précédent le développement urbain, et donc de compenser les effets néfastes de l'artificialisation des sols en termes d'augmentation des volumes ruisselés, semble donc difficile à concrétiser à ce jour.

### 3.3. Focus sur les performances environnementales

L'artificialisation des sols modifie non seulement le fonctionnement hydrologique, en augmentant fortement les flux de ruissellement, mais impacte également la qualité des eaux ruisselées qui se chargent en polluants au contact des matériaux (enveloppe bâtie, revêtements de sol, mobilier urbain, véhicules...) et lessivent les polluants issus des activités anthropiques (Petrucci *et al.*, 2014 ; Robert-Sainte *et al.*, 2009). Les concentrations en polluants ainsi que la spéciation des polluants (voir Sujet 3 de l'ESCO « Qualité des eaux pluviales ») sont variables en fonction de la nature de la surface considérée et de son usage, mais également de l'échelle spatiale à laquelle on se place (Bressy *et al.*, 2012). A une échelle très amont, la qualité de l'eau de ruissellement varie fortement en fonction de l'occupation du sol : si une majorité des volumes ruisselés en milieu urbain présentent des niveaux de contamination modérée, certaines surfaces spécifiques peuvent présenter de fortes concentrations en polluants dissous (ruissellement des toitures métalliques par exemple) ou particulaires (voiries à forte circulation, zones industrielles, zones de stockages). A l'aval des systèmes d'assainissement de grande extension, la qualité des eaux est plus homogène et dominée par une fraction particulière relativement décantable. Il est à noter que les eaux de ruissellement amont sont caractérisées par une granulométrie plus fine - elles sont donc moins décantables - et par une importance de la pollution véhiculée sous forme dissoute, ce qui réduit la performance d'abattement par décantation et nécessite le recours à des processus de filtration et d'adsorption (en favorisant l'écoulement au travers d'une couche de substrat ou de sol d'épaisseur suffisante). Les dispositifs de gestion permettant de lutter contre l'impact polluant des eaux pluviales urbaines seront donc différents selon leur niveau d'insertion (amont ou aval) dans le système de gestion des eaux.

Les ouvrages centralisés reposent pour la plupart sur la décantation en conditions statiques ou dynamiques. Lorsqu'ils sont bien conçus (i.e. volume d'interception ou débit traversier nominal bien dimensionnés, circulation de l'eau conçue pour éviter les volumes morts, conditions de vidange et de gestion des boues évitant les remises en suspension) ils permettent un abattement efficace (Chebbo *et al.*, 2003 ; Daligault *et al.*, 1999) de la pollution particulaire, les particules étant le principal vecteur de contamination des eaux pluviales à cette échelle. De plus, certains polluants d'intérêt plus récent pour les eaux pluviales urbaines (alkylphénols, biocides, pesticides) présentent une nature plus hydrophile et ne sont pas abattus efficacement dans les ouvrages de décantation (Sebastian, 2013).

Si en milieu urbain dense, la contrainte foncière oriente souvent le choix vers des ouvrages de génie civil souterrains ; en zones péri-urbaines, des ouvrages de traitement plus extensifs faisant appel aux capacités épuratoires d'un écosystème sont rencontrés. Les bassins en eau pour la gestion des eaux pluviales urbaines ont connu un fort développement à partir des années 1970, tant dans les villes nouvelles qu'en milieu routier. Ils permettent un abattement efficace des contaminants particuliers mais ils agissent également sur la spéciation des métaux par interaction avec la matière organique autochtone

(Lemaire *et al.*, 2015) et permettent la dégradation de certains polluants (Lawrence et Breen, 1998). Ces dispositifs, supports de biodiversité (Le Viol *et al.*, 2009), constituent cependant des écosystèmes fortement artificialisés et impactés par les apports anthropiques (Tixier *et al.*, 2011), sujets notamment à des phénomènes d'hyper-eutrophisation et d'envasement (Tahsin et Chang, 2016).

Le recours à des ouvrages centralisés extensifs de filtration (filtres plantés) commence également à se développer en France pour le traitement des eaux pluviales. Les retours d'expérience sur leur efficacité pour ces eaux pluviales strictes restent limités, en particulier pour les micropolluants organiques (exemple projets SEGTEUP ANR-08-ECOT-013 et ADEPTE 2013-2016 financés par l'ONEMA et les Agences de l'eau). Si une bonne rétention des phases particulaires est observée, ainsi qu'une dissipation de certains composés organiques dégradables, la rétention des métaux dissous paraît moins satisfaisante (Programme de recherche SEGTEUP, 2013; Walaszek *et al.*, 2016)).

Les performances en termes de piégeage induisent cependant l'accumulation de sédiments pollués. Ces sédiments peuvent présenter un caractère écotoxique et sont susceptibles de re-émettre des polluants dans la colonne d'eau s'ils ne sont pas traités correctement (Karlsson *et al.*, 2010; McNett et Hunt, 2011; Stromvall *et al.*, 2007). De nombreuses études ont été menées pour les caractériser physiquement et chimiquement (El-Mufleh *et al.*, 2014). Cependant peu de données existent sur leur traitabilité / recyclabilité et sur la façon optimale de les gérer. Certains traitements physiques et biologiques ont été testés pour abattre leur charge polluante avant réutilisation (Petavy, 2007) mais ce domaine mériterait d'être exploré plus précisément car il constitue une vraie préoccupation pour les collectivités.

Pour les ouvrages d'infiltration centralisés des études permettent aujourd'hui d'être optimiste sur le rôle du sol pour le piégeage des principaux polluants véhiculés par les eaux pluviales (e.g. métaux lourds, hydrocarbures) présents sous forme plutôt particulaire. Ces polluants ne migrent pas de manière détectable dans les eaux souterraines dès lors que la conductivité hydraulique et l'épaisseur de zone non saturée sont adaptées (Datry, 2003; Foulquier, 2009; Gautier, 1998). Ils s'accumulent dans les premiers centimètres du sol (Dechesne, 2002; Larmet, 2007; Le Coustumer, 2008). Se posent cependant la question des polluants présents sous forme dissoute comme les pesticides par exemple qui sont détectés en aval de systèmes d'infiltration centralisés (Marmonier *et al.*, 2013). Des essais très encourageants sont en cours d'étude pour le développement de bio-indicateurs (organismes sentinelles et biofilms indicateurs) permettant de détecter des dysfonctionnements de bassins d'infiltration (Marmonier *et al.*, 2013).

Au-delà d'un intérêt paysager évident, la présence de végétation peut avoir une influence positive sur les performances hydrologiques et épuratoires des ouvrages, en limitant notamment l'incidence du colmatage comme évoqué plus haut, permettant ainsi de maintenir durablement les capacités d'infiltration du sol (Gonzalez-Merchan, 2012; Le Coustumer *et al.*, 2012). L'utilisation d'espèces natives, supportant les alternances entre périodes humides et sèches ou une submersion temporaire, peu sensibles à la pollution ou aux sels de déneigement, et suffisamment robustes pour ne pas être arrachées par les débits entrant est à préconiser (Ballard *et al.*, 2007).

Les ouvrages de gestion à la source des eaux de ruissellement contribuent par différentes voies à la maîtrise des flux polluants (Bressy, 2010). En limitant les transferts dans des réseaux d'assainissement, on s'affranchit des contaminations croisées dues aux connexions entre des réseaux séparatifs souvent imparfaits. D'autre part, la réduction du flux de polluants est favorisée par le fait que les effets de lessivage et d'entraînement des particules sont plus faibles sur les surfaces amont (débit plus faible), par la réduction des volumes de ruissellement pouvant être engendrée et par des processus propices au piégeage des polluants particulaires comme certains métaux et hydrocarbures (stockage, ralentissement et filtration) ou dissous (adsorption sur les sols et substrats).

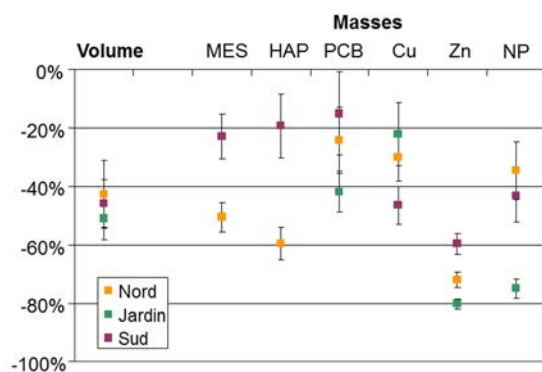


Figure 12. Abattement des volumes et masses annuelles rejetés sur 3 BV aménagés en TA avec un débit de fuite de 10 l/s/ha en comparaison d'un assainissement classique (Clos St Vincent, Noisy le Grand, Bressy 2010)

La gestion à la source permet par ailleurs une gestion différenciée des ruissellements en fonction de leur potentiel de contamination (Gromaire *et al.*, 2013). Pour les ruissellements présentant des concentrations en polluants modérées (toitures, espaces piétons, voirie à faible circulation), un abattement des volumes de ruissellement dans des ouvrages perméables et végétalisés peut permettre une maîtrise suffisante des flux polluants. En effet, cette réduction des flux d'eau ruisselés s'accompagne d'une diminution des flux de polluants associés. Dans le cas des surfaces à fort potentiel polluant (surfaces



métalliques, voirie à forte circulation, parking à forte sollicitation) la mise en œuvre de solutions permettant une filtration et une adsorption des polluants sur un substrat naturel ou artificiel doit être envisagée pour se prémunir d'éventuels transferts vers les eaux souterraines. Il peut s'agir d'ouvrages relativement rustiques s'appuyant sur les services écosystémiques des sols vivants. Une offre croissante de dispositifs préfabriqués de décantation / filtration / adsorption destinés au traitement décentralisé des eaux de ruissellement se développe par ailleurs. Les retours d'expériences sur l'efficacité et la durabilité de ces ouvrages restent, à ce jour, insuffisants.



Figure 13. Gestion naturelle des eaux pluviales, adapté de Bayerisches Landesamt für Umwelt « Naturnaher Umgang mit Regenwasser »

L'efficacité des dispositifs de gestion des eaux de ruissellement en termes de maîtrise de flux polluants est évaluée selon une variété de critères (Muthukrishnan *et al.*, 2005). Si des critères exprimant l'abattement des polluants à l'échelle de l'événement pluvieux, entre les eaux de ruissellement entrantes et celles rejoignant en sortie le système d'assainissement ou les eaux superficielles, sont couramment utilisés, ce sont surtout les abattements en masse, à une échelle de temps annuelle, qu'il faudrait considérer. Cet abattement massif peut être dû à une réduction des volumes ruisselés et/ou à une réduction des concentrations des eaux (Davis *et al.*, 2009 ; Trowsdale et Simcock, 2011). Dans le cas de la pollution diffuse induite par les eaux de ruissellement, il est souvent plus pertinent et plus efficace d'agir sur la réduction des volumes ruisselés rejoignant les milieux aquatiques que de chercher à « dépolluer » les eaux (Sage *et al.*, 2015). Par ailleurs, les niveaux de concentration atteints en sortie d'ouvrage sont également un indicateur pertinent à prendre en compte vis-à-vis de l'impact sur le milieu. L'Agence de protection de l'environnement américaine préconise la comparaison des distributions statistiques des concentrations, en entrée et en sortie d'ouvrage (Muthukrishnan *et al.*, 2005).

La maîtrise à la source de la pollution des eaux pluviales peut être mise en œuvre sous de multiples formes, en s'appuyant sur une grande diversité de solutions de gestion décentralisée des eaux de ruissellement (Freeborn *et al.*, 2012 ; Gagrani *et al.*, 2014 ; Gao *et al.*, 2013) : revêtements limitant la formation du ruissellement et donc le transfert de polluants, ouvrages perméables végétalisés d'écoulement ou de rétention favorisant l'infiltration et l'évapotranspiration des ruissellements produits par les pluies courantes et le piégeage des pollutions diffuses dans le sol, ouvrages de filtration plantés ou non.

#### Recours à des revêtements de sol perméables plutôt qu'imperméables

La végétalisation des toitures permet une réduction très significative des volumes de ruissellement issus de l'enveloppe bâtie à une échelle annuelle (Berndtsson, 2010), et contribue par ce biais à la maîtrise des flux polluants. Les concentrations issues des toitures végétalisées extensives sont cependant souvent supérieures à celles issues d'un toit classique, c'est le cas notamment de la matière organique et du phosphore émis par les substrats (Li et Babcock, 2014 ; Seidl *et al.*, 2012) et les pratiques de fertilisation, mais aussi de certains métaux (cuivre, nickel) et micropolluants organiques (alkylphénols, mecoprop) qui peuvent être émis par les matériaux utilisés pour l'étanchéité, le drainage et l'évacuation des eaux (Gromaire *et al.*, 2014). Toutefois, l'exception du carbone organique dissous et du phosphore, les concentrations observées restent dans des gammes comparables ou inférieures à celles usuellement observées dans les eaux de ruissellement urbaines. L'effet sur les flux polluants est très dépendant du comportement hydrologique, et sera d'autant meilleur que la végétalisation est intensive. Dans le cas d'une végétalisation extensive, le gain porte surtout sur la rétention des HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) issus des retombées atmosphériques (Seidl *et al.*, 2014).

Les études réalisées sur les parkings perméables (Brattebo et Booth, 2003 ; Pratt *et al.*, 1995 ; Sannudo-Fontaneda *et al.*, 2014), minéraux ou végétalisés, montrent une capacité d'abattement des concentrations des matières en suspension (MES) d'au moins 60% en comparaison avec des eaux de ruissellement de surfaces imperméables, grâce à la filtration des particules. Cette filtration se fait principalement sur les premiers centimètres du parking perméable grâce au revêtement de surface. Cette filtration, ainsi que les phénomènes d'adsorption sur le substrat ou revêtement, permettent également d'abattre une certaine fraction des métaux lourds. L'abattement du ruissellement varie selon le type de parkings entre 30 et 70% (Fassman et



Blackbourn, 2010) et est avéré quel que soit le climat (Castro-Fresno *et al.*, 2013 ; Drake et Bradford, 2013). Plus largement, le recours à des revêtements de surface perméables permettrait de limiter les apports de HAP aux milieux aquatiques récepteurs, en limitant le volume ruisselé et en favorisant la rétention de ces composés (Ball et Rankin, 2010).

### Collecte et écoulement des eaux de ruissellement sur des surfaces perméables végétalisées

Outre un important abattement des volumes ruisselés (Flanagan *et al.*, 2016), l'écoulement en lame mince des eaux de ruissellement générées par les surfaces urbaines sur des surfaces de collecte perméables et végétalisées tels que les bandes enherbées ou les noues permet un prétraitement du ruissellement superficiel par décantation et filtration au travers des végétaux (Bäckström *et al.*, 2006 ; Barrett *et al.*, 2004 ; Deletic et Fletcher, 2006). La stabilisation du sol par une végétation dense est cependant essentielle afin que le sol ne soit pas lessivé et n'aggrave la charge polluante.

### Infiltration des pluies courantes dans des ouvrages de rétention perméables et végétalisés

Dans le cas des surfaces ne présentant pas un fort potentiel de contamination, l'infiltration des pluies courantes (80% du volume annuel, correspondant à l'interception des premiers 8 mm de pluie en Ile de France par ex.) dans le sol en place permet d'abattre une fraction importante des flux polluants. Pour les sols de conductivité hydraulique supérieure à  $10^{-6}$  m.s<sup>-1</sup>, et dans les conditions météorologiques de la région Ile de France, un abattement de 80% du flux polluant annuel peut être atteint en créant au sein d'ouvrages de rétention des volumes morts d'infiltration de l'ordre de 20 cm. Dans le cas de sols présentant des capacités d'infiltration plus limitées, et afin de limiter le risque de dysfonctionnement (saturation en profondeur du sol, maintien en eau du volume de stockage sur des périodes trop longues), on aura recours à des solutions plus diffuses (en augmentant le rapport surface d'infiltration / surface d'apport), peu profondes et présentant des surfaces d'infiltration ou d'évapotranspiration importantes (Sage, 2016).

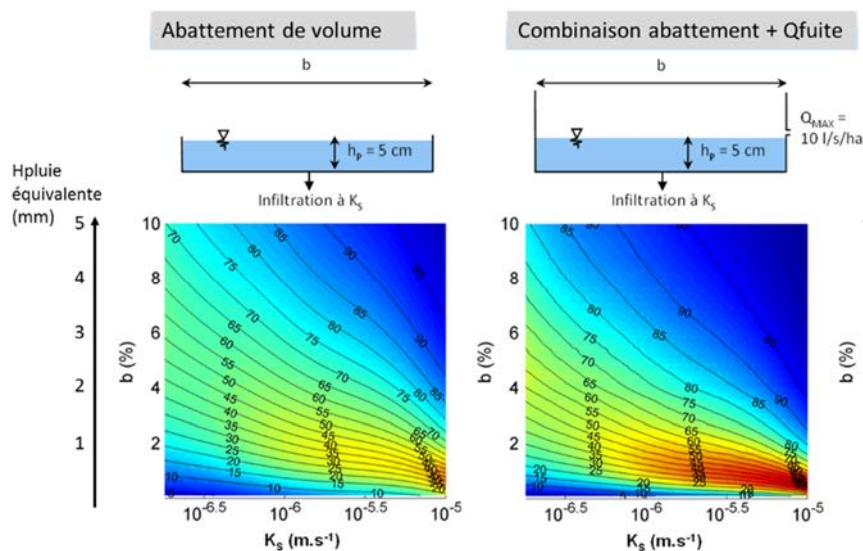


Figure 14. Abattement du flux polluant annuel (isovaleurs en %) des eaux de ruissellement dans le cas d'un ouvrage perméable de gestion à la source, en fonction de la perméabilité du sol  $K_s$  et de la surface relative de l'ouvrage ( $b$ ), pour deux modes de gestion hydrologique : interception de l'eau dans un volume mort de 5 cm, ou interception dans un volume mort de 5 cm + régulation des débits de fuite à 10 l/s/ha. (Sage, 2016)

### Rétention, filtration, infiltration dans des ouvrages perméables végétalisés (biorétention, jardins de pluie)

Les ouvrages de biorétention ont pour objectif d'optimiser les processus de dépollution ayant lieu naturellement dans le sol. Leur conception joue sur le choix du type et d'épaisseur du substrat filtrant, le choix des végétaux, le ratio de la surface de l'ouvrage à la surface du bassin versant, la hauteur d'eau stockée à la surface, la présence ou l'absence d'un drain, la présence ou l'absence d'une géomembrane, la présence ou l'absence d'une couche de stockage submergée sous le drain éventuel. Les principaux processus de rétention de polluants sont la filtration physique de polluants particuliers à travers le substrat filtrant et la sorption de polluants dissous. A une échelle de temps longue, d'autres processus de devenir de polluants peuvent avoir lieu, tels que la volatilisation, la photodégradation et la biodégradation (LeFevre *et al.*, 2012). Ces ouvrages sont généralement efficaces pour retenir les MES et les polluants (métaux, HAP) particuliers (Brown et Hunt, 2011a ; Davis, 2008 ; Diblasi *et al.*, 2009 ; Dietz et Clausen, 2005 ; Hatt *et al.*, 2009 ; Hsieh et Davis, 2005). Les flux de métaux et de MES sont généralement réduits de plus de 50%, avec des concentrations en MES en sortie d'ouvrage inférieures à 30 mg/l. Des abattements supérieurs à 90% ont été observés pour les hydrocarbures totaux et HAP (Diblasi *et al.*, 2009 ; Hong *et al.*, 2006 ; Hsieh et Davis, 2005), les données concernant les micropolluants organiques restent cependant très lacunaires.



Figure 15. Ouvrages de gestion à la source des eaux de parking/voirie : parking perméable, bande enherbée, noue de biorétention (projet Roulépur)

Cependant, quand la texture du substrat filtrant est trop fine ou que le sol n'est pas encore suffisamment stabilisé et le couvert végétal bien développé, l'entraînement de fines particules du substrat peut aggraver les flux polluants (Leroy *et al.*, 2016). L'émission de matière organique dissoute par le substrat ou le paillage de surface peut également limiter l'abattement des métaux par complexation. Différentes études suggèrent par ailleurs que ce type de d'ouvrage pourrait donner lieu à un relargage de matière azotée ou phosphorée (Barrett *et al.*, 2013 ; Berndtsson, 2010; Hatt *et al.*, 2008).

Les polluants persistants restent présents, soit dans les matériaux filtrants, soit dans les sédiments décantés pour les ouvrages de rétention. La question de la gestion de ces sols et sédiments sur le long terme reste également posée même si l'accumulation est bien moins rapide que dans le cas des systèmes centralisés. Les niveaux de contamination atteints dépendent de la nature du bassin versant d'apport (présence de matériaux ou d'activités polluants), de la nature du sol de l'ouvrage et du rapport entre la surface d'apport et la surface d'infiltration (Tedoldi *et al.*, 2017). Si pour de nombreuses surfaces urbaines peu émettrices (toitures en tuiles, espaces piétons, voiries et parkings peu circulés) l'infiltration des eaux dans le sol naturel ne génère pas des niveaux de contamination significatifs du sol, des niveaux dépassant les seuils d'intervention sont atteints au bout d'une dizaine d'années dans les ouvrages collectant des ruissellements plus contaminés. L'étendue de la zone nécessitant une intervention reste cependant limitée dans la majorité des cas à moins de 25% de la surface de l'ouvrage (les eaux s'infiltrant majoritairement dans la zone proche des points d'apport), et la profondeur atteinte par le front de contamination dépasse rarement 40 cm. Les risques de transfert massif des polluants en profondeur sont limités, si l'on évite les sols à très faible capacité d'adsorption tels que les sables. L'accumulation des polluants et surtout la vitesse de progression verticale du front de contamination peut être limitée en augmentant le rapport Surface infiltration / surface BV, et en assurant une bonne répartition de l'eau sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage. Une autre stratégie possible, notamment dans le cas où le sol en place est trop perméable ou peu adsorbant, serait de remplacer la couche superficielle de sol par un matériau plus performant, ou de l'amender, dans la zone la plus sollicitée (Tedoldi *et al.*, 2017).

Pour les polluants organiques, la rétention en surface ou dans le sol des ouvrages de gestion peut permettre des processus de dégradation biotiques ou abiotiques (Haritash et Kaushik, 2009 ; LeFevre *et al.*, 2012; Leroy *et al.*, 2015). Cette dégradation serait favorisée par un couvert végétal dense avec une grande profondeur racinaire. Si les phénomènes de dégradation ou de phytoremédiation paraissent importants vis-à-vis du devenir des contaminants accumulés dans les ouvrages de gestion (Ryccwicz-Borecki *et al.*, 2016), leur incidence sur la capacité épuratoire des techniques alternatives reste encore insuffisamment documentée ; (Bressy, 2010 ; Read *et al.*, 2010; Scholes *et al.*, 2008).

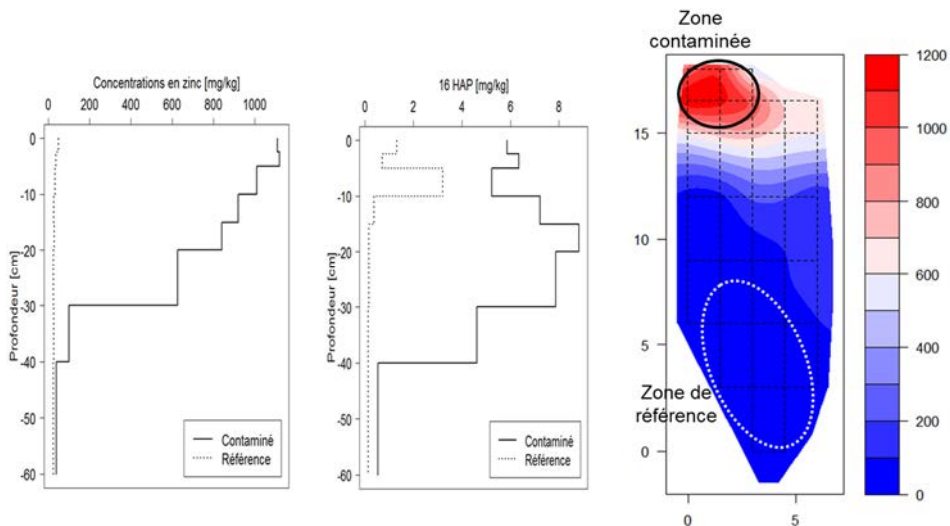


Figure 16. Distribution spatiale de la contamination en zinc et HAP dans un petit bassin d'infiltration des eaux pluviales d'un quartier résidentiel (profils verticaux en Zn et HAP, cartographie de la contamination en Zn du sol de surface (Tedoldi et al., 2017)

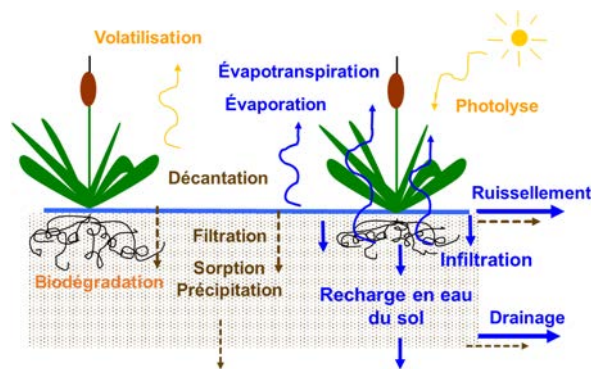


Figure 17. Processus conditionnant le devenir des polluants dans les ouvrages

Que ce soit pour les ouvrages centralisés ou décentralisés, la végétation est aujourd'hui très présente dans les systèmes. Elle est globalement favorable quand les espèces sont bien choisies pour contribuer à la tranquillisation des flux d'eau et donc favoriser la décantation et les processus d'adsorption. Cependant la plante elle-même n'est pas très efficace pour extraire la pollution. Ainsi la part extraite par les racines ou les parties aériennes ne représente-elle que quelques pourcents des masses piégées selon Saulais (Saulais, 2011) pour ce qui concerne les métaux lourds. La phytoextraction est donc quasi inexistante, en revanche les micro-organismes présents dans la rhizosphère permettent des processus de stabilisation et/ou de dégradation.

Jusqu'à présent la performance environnementale des ouvrages de gestion a surtout été évaluée sous l'angle de la réduction des flux d'eau et de polluants rejoignant le milieu aquatique superficiel via les eaux pluviales. Une évaluation complète de l'efficacité environnementale nécessite de prendre en compte l'ensemble des flux rejoignant l'environnement (Wang *et al.*, 2013), ce qui peut être complexe dans des systèmes pour lesquels plusieurs compartiments physiques sont concernés, comme évoqué plus haut (évaporation / air – infiltration / sub-surface & sous-sol & nappe – rejet / milieux récepteurs de surface rivières-lacs) :

- flux infiltré vers le sol et le sous-sol pendant les périodes pluvieuses,
- flux liés aux sous-produits issus du traitement (boues, sédiments, eaux de lavage, végétaux...),
- mais aussi flux induits par la construction du dispositif, sa maintenance et sa fin de vie.

Une analyse globale de cycle de vie serait nécessaire pour permettre une évaluation fiable des différents systèmes de gestion envisageables.

La plupart des études se sont intéressées au devenir des flux polluants à l'échelle de l'ouvrage de gestion, peu de données existent en revanche permettant d'évaluer l'incidence des pratiques de gestion à la source à l'échelle urbaine. L'impact à l'échelle du bassin versant va dépendre de la nature du système d'assainissement. Dans le cas d'un assainissement séparatif, tout abattement de flux à l'échelle de l'ouvrage réduit d'autant les flux émis à l'échelle du bassin versant. Dans le cas d'un

assainissement unitaire cependant, la relation n'est pas linéaire, les émissions vers le milieu résultant soit de surverses unitaires, soit des rejets des STEP et dépendant la configuration et des capacités du système de collecte et de traitement. Ainsi, dans le cas d'une généralisation des toitures végétalisées, Seidl *et al.* (2014) n'ont pas mis en évidence d'impact significatif sur les flux de eaux pluviales à l'échelle urbaine. En revanche, dans le cas d'un bassin versant en réseau unitaire et sujet aux surverses de temps de pluie, une déconnexion ou une végétalisation d'une fraction importante des surfaces peut permettre de limiter la fréquence et l'importance des déversements de temps de pluie et ainsi réduire indirectement les apports polluants vers le milieu (Versini *et al.*, 2015). Autixier *et al.* (2014) notent cependant que si l'usage de jardins de pluie permettrait effectivement de réduire les surverses unitaires, la réduction des volumes d'eaux pluviales renvoyées au réseau pour les pluies courantes pourrait également augmenter la sédimentation dans le réseau unitaire et aggraver les pics de concentrations en MES lors des fortes pluies.

Certains résultats de la littérature suggèrent par ailleurs qu'un recours systématique à l'infiltration des eaux pluviales pourrait conduire à une élévation du niveau des nappes phréatiques, comme évoqué dans la partie précédente. Si des impacts sur la qualité des eaux de la nappe n'ont que rarement été mis en évidence à l'échelle de l'ouvrage, la question se pose en cas de systématisation des pratiques d'infiltration. Évaluer l'incidence d'une généralisation de ces pratiques sur le cycle de l'eau en milieu urbain serait donc souhaitable pour préciser le niveau de sollicitation « acceptable » du sol. Un abaissement significatif du niveau des nappes pouvant toutefois être attendu avec l'évolution des conditions climatiques en France et Europe, il semble aujourd'hui important de promouvoir le développement de solutions de gestion favorisant leur réalimentation.

### 3.4. Focus sur les autres fonctions des dispositifs de gestion des eaux pluviales : la plurifonctionnalité

Ces dispositifs assurent en général d'autres fonctions que les fonctions hydraulique/hydrologique ou de lutte contre la pollution. La figure 18 montre l'évolution des fonctions que l'on attend des systèmes de drainage et illustre les fonctions promues autres que celles relatives à la gestion des eaux pluviales.

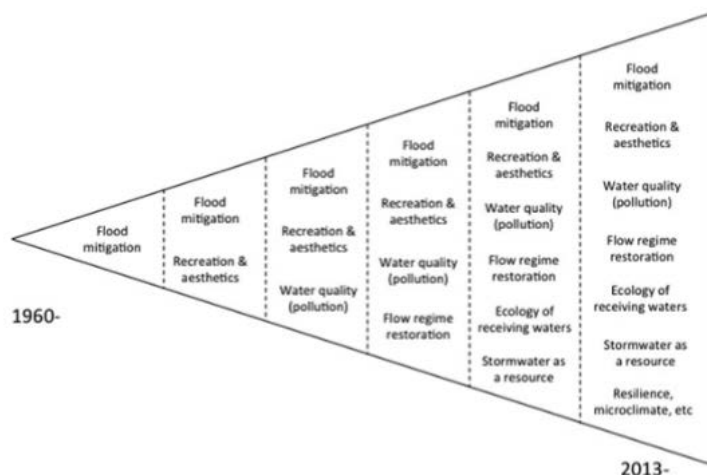


Figure 18. Evolution du rôle que l'on cherche à faire jouer aux infrastructures de gestion des eaux pluviales (adapté de Whelans et al, 1994 in Fletcher et al. (2015)

Aujourd'hui, comme évoqué dans l'introduction, ces dispositifs font partie des aménagements urbains courants et les concepteurs cherchent à rendre les dispositifs pluri-fonctionnels, ce qui favorise grandement leur développement. La plurifonctionnalité de ces ouvrages est visible par exemple sur les bassins secs ou en eau souvent insérés dans des parcs publics ou support d'espaces sportifs, mais aussi sur les trames vertes et bleues qui sont présentes dans les outils de planification urbaine en France. Les chaussées réservoirs assurent par exemple une double fonction : gérer la circulation ou le stationnement des automobiles et gérer les eaux pluviales. Les dispositifs à la source comme les noues, les tranchées, les biofiltres, les jardins de pluie, les fosses d'arbres servent à structurer l'espace et à contribuer au verdissement des quartiers (Azzout *et al.*, 1994 ; Madsen *et al.*, 2017). Cette pluri-fonctionnalité permet d'optimiser les espaces et les usages, dans un milieu urbain où la contrainte foncière est importante et de garantir leur maintenance. Elle présente l'intérêt de mieux connecter les riverains à la question de la gestion de l'eau pluviale : le citoyen constitue alors un « opérateur d'alerte » direct en cas de dysfonctionnement (présence d'eau inhabituelle, odeurs...).

Pour beaucoup de ces dispositifs, leur déploiement permet la ré-introduction de la nature ou d'objets de nature en ville dont les bienfaits souvent cités sont les enjeux de sociabilité et de santé (« *la cité verte* », c'est une question de lien social et de santé mentale » selon E. Orsena in Laille *et al.* (2013), de biodiversité et de régulation des effets du climat.

Manusset (2012) nous rappelle par exemple qu'en termes d'impacts psycho-sociaux le verdissement des villes est ressenti par certaines collectivités comme une plus-value importante. Elle montre que plusieurs villes comme Zurich (Suisse), Jinan (Chine), Sheffield (Royaume-Uni), Copenhague (Danemark) ont fait de la densité en espaces naturels dans l'espace urbain,



un enjeu majeur de leur politique de santé publique. Copenhague avait adopté par exemple comme objectif à atteindre en 2015 que 90% de la population soit à moins de 400 m d'un espace naturel (Schipperijn *et al.*, 2010 in Manusset (2012)).

Les techniques de gestion à la source (ouvrages perméables et végétalisés) ou bleues (bassins en eau) peuvent contribuer par ailleurs à limiter l'îlot de chaleur urbain, car elles permettent un stockage de l'eau dans les couches superficielles (e.g. toitures végétalisées, noues, jardins de pluie, parkings perméables) et son évaporation ou évapotranspiration ultérieure (Yilmaz *et al.*, 2016). Augmenter ce flux d'évapotranspiration permet de modifier le bilan hydrique et le bilan d'énergie local, et d'augmenter le flux de chaleur latente au détriment du flux de chaleur sensible. Cela peut avoir un effet sur la température de l'air lors de périodes chaudes. L'efficacité de ces dispositifs a été étudiée dans des projets de recherche récents (ANR VEGDUD, ANR VURCA) mais reste à confirmer, en particulier aux différentes échelles (proximité des dispositifs, quartier, ville), et selon la morphologie des espaces bâtis (e.g. (Bowler *et al.*, 2010 ; Djedjig *et al.*, 2015; Fernandez *et al.*, 2015 ; Santamouris, 2014 ; Wong et Lau, 2013 ). Par ailleurs, l'impact potentiellement bénéfique de la végétation pour la lutte contre les îlots de chaleur comme pour une bonne isolation thermique des bâtiments nécessite un maintien des conditions hydriques favorables au développement de la plante, ce qui peut nécessiter de mettre en place une irrigation, si possible en stockant de l'eau ruisselée (Norton *et al.*, 2015) et donc déplacer les préoccupations (s'assurer d'une bonne irrigation) vers des problèmes de ressource en eau.

Les eaux pluviales sont ainsi aujourd'hui considérées comme une ressource et les pratiques d'utilisation des eaux pluviales sont très développées (voir la synthèse internationale de Campisano *et al.* (2017)). Les pratiques d'utilisation ont été d'abord ciblées sur la réutilisation à l'échelle des bâtiments puis à l'échelle des aménagements collectifs. Cette préoccupation a également conduit à se ré-intéresser à la qualité microbiologique des eaux pluviales.

Enfin, la diffusion des zones végétalisées associées à ces dispositifs, au sein de la ville, contribue *a priori* à garder ou développer la biodiversité en ville. Certains aménagements sont même parfois reconnus comme des zones remarquables, comme dans les aménagements de Portes des Alpes en région Lyonnaise où des espèces rares ont pu être identifiées (Cherqui *et al.*, 2016). Cependant la biodiversité associée à la végétalisation ou la présence de zones humides peut également générer des nuisances (e.g. moustiques non désirés, crapauds bruyants, ...). L'acceptation de certaines de ces nuisances par les usagers et les risques perçus sont néanmoins peu étudiés pour les dispositifs de gestion des eaux pluviales. L'identification des niveaux de gênes (et non l'idée que les gestionnaires ou décideurs se font de la gêne des usagers) et des risques réels doivent être examinés. Des études récentes s'intéressent par exemple au risque de prolifération de moustiques et notamment de moustiques tigres que les techniques alternatives faisaient craindre au point de vouloir les interdire.

Si la pluralité des fonctions de ces dispositifs de gestion des eaux pluviales offre des opportunités particulièrement riches et importantes, elles restent encore à être expliquées et acceptées par les services ou par les maîtres d'ouvrages car elles nécessitent un décloisonnement des compétences, des services et des savoir-faire.

### 3.5. Besoin de connaissances et besoins opérationnels

Du point de vue de la recherche, les besoins concernent à la fois des développements de modélisations adaptées et la mise en œuvre d'observations dédiées.

A une échelle locale, le développement et la mise à disposition des modèles génériques capables de représenter ces dispositifs et la variété des configurations possibles (rétention et ou infiltration dans différents types de matériaux poreux...) intégrant les échanges entre les compartiments air/ ouvrages /réseaux / nappe est nécessaire, afin de pouvoir étudier de façon fiable et sur de longues chroniques les performances de ces ouvrages et les interactions entre les différents processus physiques et géochimiques.

A une échelle globale, il est nécessaire de disposer d'outils simplifiés permettant la simulation de l'effet sur ces différents compartiments : (i) des changements globaux (changement climatique, évolution de l'urbanisation ou des modes de gestion des eaux pluviales), (ii) de scénarios d'évolution temporelle des dispositifs, permettant l'intégration de modifications structurelles comme celle induite par le colmatage. Des outils de modélisation capables de simuler le fonctionnement local de ces ouvrages et l'ensemble des variables du bilan hydrologique à une échelle du bassin versant sont indispensables pour cela.

Ces travaux de modélisation devront également s'appuyer sur des observations de moyen et long terme du fonctionnement hydrologique des dispositifs, de l'échelle locale à l'échelle du bassin versant, en regroupant si possible les moyens d'instrumentation des différents compartiments évoqués plus haut, sur des sites instrumentés selon des procédures communes. La métrologie de ces dispositifs n'est en effet pas triviale ; les projets Micromegas, Roulepur, et Matriochkas abordent cette problématique, dans le cadre de l'évaluation de la performance environnementale de différents types de dispositifs alternatifs.

Par ailleurs, la mise en œuvre et le suivi à long terme de ces ouvrages pourrait nécessiter de réaliser des recherches pluridisciplinaires avec des géotechniciens pour ce qui concerne la stabilité des ouvrages, sujets pour l'heure peu investis et qui nécessiteraient l'implication de chercheurs compétents dans d'autres domaines.

Du point de vue des besoins plus opérationnels, nous l'avons évoqué, il est nécessaire aujourd'hui de pouvoir disposer d'outils de conception adaptés au dimensionnement de dispositifs de gestion favorisant l'abattement des volumes par évapotranspiration et l'écrêtement des débits par écoulement au travers d'une couche de substrat, tels que les toitures végétalisées, bandes enherbées, parkings végétalisés, ouvrages de bio-rétention ainsi que des outils permettant de simuler l'incidence d'une systématisation de leur usage à des échelles d'espace plus grandes (quartier, ville, ...) et sous différents scénarios crédibles de changements globaux ou régionaux. Encore faudra-t-il réfléchir aux scénarios à prendre en compte.

La performance environnementale de ces dispositifs reste insuffisamment documentée aujourd'hui, en particulier pour les ouvrages de gestion à la source. Evaluer cette performance, dans le cadre « intégré » décrit plus haut, nécessite de mettre en place là encore des campagnes d'observation associant un suivi fin des processus physico-chimiques à l'échelle événementielle (in situ ou en conditions contrôlées sur pilote) et un suivi de chroniques longues permettant de vérifier la pérennité de l'abattement de la pollution vis à vis de l'évolution de l'ouvrage. Cette observation doit s'appuyer sur la mise en œuvre de moyens expérimentaux classiques (mesure d'échantillons d'eau et de sols par prélèvements ponctuels, par temps sec et par temps de pluie), et par des moyens nouveaux à développer, comme la mise en place d'accumulateurs passifs, bioindicateurs ou biocapteurs, tests écotoxicologiques qui permettront de mieux suivre, à la fois dans l'eau mais aussi dans les massifs filtrants, la qualité du milieu considéré. La compréhension de la capacité de ces dispositifs à retenir ou filtrer la pollution passe par une meilleure représentation des systèmes qui les composent, par une meilleure compréhension des processus physiques chimiques et biologiques en jeu et par une modélisation adaptée. En particulier, les processus de transferts des polluants dans les sols urbains doivent être modélisés afin d'étudier le rôle des écoulements préférentiels et le risque de transfert rapide de polluants dans les ouvrages d'infiltration, ainsi que les processus de rétention et de dégradation de certains micropolluants organiques. Une attention particulière doit également être portée aux liens entre les conditions hydrodynamiques dans le massif filtrant et leur fonction épuratoire.

Enfin, les dispositifs basés sur un stockage de l'eau pluviale (bassins de rétention, cuves de récupération/réutilisation des eaux pluviales) peuvent favoriser un développement de microorganismes pathogènes (Nguyen-Deroche *et al.*, 2013; Sebastian *et al.*, 2014). Le risque sanitaire potentiel devrait être mieux évalué notamment si les systèmes sont couplés à de la réutilisation des eaux ou ouverts au public.

Les ouvrages de gestion à la source doivent être adaptés à la nature des eaux de ruissellement à traiter, or celle-ci est fortement variable en fonction de la surface d'apport. Le besoin d'une grille d'analyse simple et faisant référence pour classer le potentiel polluant des surfaces d'apport et orienter les aménageurs vers les solutions de gestion appropriées se fait sentir.

Des documents d'orientations récents (AESN, 2013; DRIEE, 2012) soulignent la nécessité d'abattre le volume de ruissellement des pluies courantes par infiltration partielle et évapotranspiration. Cependant, aucun outil n'est actuellement proposé pour permettre à l'aménageur de quantifier cet objectif en termes de volume d'interception et d'évaluer l'efficacité de cette approche en termes d'abattement des flux polluants (Cf. Limitation des flux d'eau). Des travaux de recherche sont en cours (Sage, 2016) mais demandent à être déclinés sous forme d'outil opérationnel. Si quelques modèles intégrant la qualité existent à l'étranger, leur utilisation n'est, là encore, pas entrée dans la pratique à ce jour en France.

Parmi les questions qui restent en suspens figure le sujet de la maintenance des systèmes par un entretien adapté et régulier. Cette maintenance est essentielle pour assurer la fonction de dépollution de façon pérenne. Le problème d'extraction des sédiments pour les systèmes de rétention, ou du renouvellement des matériaux filtrants pour les systèmes d'infiltration et les dispositifs industrialisés de filtration/adsorption pour lesquels les filières de traitement et de valorisation des déchets sont peu satisfaisantes reste entier.

En termes de conception hydraulique (échelle de l'ouvrage), et en contexte français, les méthodes existantes et utilisées par les opérationnels sont principalement de deux ordres :

- des méthodes de pré-dimensionnement utilisées en dimensionnement (méthode des pluies ou méthode des volumes). Leurs bases reposent sur des hypothèses très simplifiées (e.g. coefficient d'apport constant, pas d'effet d'amortissement des flux d'eau sur le bassin versant alimentant l'ouvrage, débit de fuite constant). Elles reposent également sur des données statistiques de pluies qui sont le plus souvent prises égales à des valeurs de la littérature dont l'adaptation au contexte n'est pas acquise. Elles fournissent le volume à stocker, un temps de vidange approximatif. Ces méthodes dimensionnent les ouvrages pour des événements rares (e.g. période de retour de 10 ans à 100 ans) mais ne se soucient ni des problèmes de gestion de la pollution ni des événements courants (situations les plus souvent rencontrées).

- des méthodes de simulation basées dans le meilleur des cas sur des pluies historiques dites de référence ou plus souvent sur des pluies de projet qui ont été construites pour modéliser la transformation pluie/débit sur des bassins versants urbains drainés par des réseaux et dont l'adaptation à la simulation des BV munis de systèmes de stockage et ou d'infiltration n'est pas étayée. Les méthodes les plus opérationnelles sont toutes plus ou moins basées sur la "méthode des débits" qui s'appuie sur un modèle de réservoir. La simulation par des séries de pluies est rarissime en France ; les chroniques de pluies n'étant pas accessibles facilement. Les collectivités qui disposent de réseau pluviométrique ne les utilisent pas plus pour les dimensionnements, soit parce qu'elles sous-traitent les études, soit parce qu'elles ne disposent pas de logiciel performant



permettant de les exploiter facilement en des temps acceptables. Des simulations sur de longues chroniques permettraient pourtant, non seulement de dimensionner les ouvrages pour des événements exceptionnels mais également de disposer d'éléments pour mieux appréhender le fonctionnement courant (statistiques sur les périodes de temps pendant lesquels les ouvrages sont à sec par exemple et qui pourraient constituer un handicap pour la survie des végétaux, temps moyen de vidange prenant en compte la succession des événements pluvieux...).

Pour les systèmes décentralisés, la représentation de leur comportement local, pour ce qui est des flux d'eau, nécessiterait en outre d'adapter des modèles qui font intervenir des processus peu pris en compte traditionnellement pour les systèmes centralisés en milieu urbain comme par exemple l'infiltration profonde et l'infiltration de sub-surface, l'évapotranspiration, les écoulements en milieu poreux ou dans le sol urbain très artificialisé et extrêmement hétérogène. Si des modèles de recherche existent partiellement, peu de logiciels adaptés permettent de les simuler à l'aide d'outils dédiés. Certains logiciels existent (MUSIC® en Australie, Storm® en Allemagne, SWMM®), mais de façon très simplifiée, très locale ou peu pratique à utiliser pour des stratégies décentralisées.

## 4. Acteurs, territoires, gouvernance et gestion

*Auteurs : Katy Werey, José-Frédéric Deroubaix, Nathalie Le Nouveau*

### 4.1. Introduction

Dans cette partie nous nous intéressons aux dispositifs de contrôle à la source des eaux pluviales, c'est-à-dire aux techniques permettant de compenser les effets induits par l'imperméabilisation des sols soit par une limitation des apports aux réseaux d'assainissement, soit par une déconnexion des eaux pluviales engendrées par l'aménagement d'une parcelle. L'émergence de techniques nouvelles, telles que les puits d'infiltration, les noues, les filtres plantés, les bassins secs ou en eau, les toitures végétalisées, intégrant plus ou moins de fonctions paysagères ou récréatives [mais aussi celles sous forme enterrées avec utilisation de SAUL (Structures alvéolaires ultralégères) retiennent surtout notre attention]. Ces nouvelles techniques qui s'affranchissent de plus en plus du réseau et de la logique « du tout au tuyau » tendent à former un nouveau paradigme technique et organisationnel pour les services de l'Etat et les collectivités impliqués dans leur mise en œuvre. En effet, il s'agit de dispositifs pour la plupart conçus et mise en œuvre en surface des villes, ayant pour objectif de stocker et d'évacuer des eaux pluviales mais également (parfois) un objectif de dépollution lorsque la végétation permet une bio-accumulation ou lorsque le sol assure au moins partiellement un piégeage et une dégradation des contaminants. L'infiltration remplit également un autre rôle environnemental puisqu'elle contribue à la réalimentation des nappes, à condition bien sûr que la hauteur de substrat traversé soit suffisante pour garantir une bonne qualité. En outre ces deux fonctions entraînent de nouveaux équilibres au niveau du cycle de l'eau (au sens du grand cycle de l'eau) complété également par l'évapotranspiration que vont apporter ces systèmes temporairement humides.

Ces systèmes certes eux-mêmes très artificiels sont de plus en plus considérés comme des facteurs de réintroduction de l'eau et de la nature en ville, contribuant à un cadre de vie agréable favorisant tout à la fois une bonne gestion hydraulique et hydrologique des eaux pluviales et la conception de projets urbains dans lesquels les aspects paysager riche en termes de biodiversité et le refroidissement de la ville.

Qu'en est-il de la bonne utilisation des sols ? Certes ces ouvrages à ciel ouvert, et c'est bien là leur atout, requièrent une certaine emprise foncière mais qui parfois est réduite notamment par l'utilisation de noues en bordures de chaussées ou de bâtiments ou de toitures végétalisées. Cette consommation d'espace est cependant largement compensée par les bénéfices environnementaux et sociétaux, cependant ils posent de nouvelles questions en terme de politiques locales, en termes d'acteurs, de territoires de gouvernance et de gestion des services publics, ce sont les points que nous explorons dans la suite de notre exposé.

### 4.2. Une politique de gestion des eaux pluviales : quels enjeux, quel(s) service(s) public(s) et quelle(s) compétence(s) ?

#### 4.2.1. Politiques publiques : une affirmation partielle de différents enjeux

Plusieurs travaux récents de R&D ont souligné que les eaux pluviales ont obtenu une reconnaissance comme objet de politique publique à part entière, en réponse à l'évolution et à la diversification des enjeux d'ordre environnemental, social et économique. Au niveau national, le lancement par le MEDDE d'une mission d'expertise de la politique de la gestion des eaux

pluviales le confirme. Néanmoins les problèmes saisis et leur trajectoire varient selon les niveaux de gouvernement, du niveau Européen au niveau local. Quelques points saillants peuvent être soulignés.

En France, à l'échelle de la législation de l'eau (première loi de 1898), cette reconnaissance est récente. Elle est sans doute liée à plusieurs facteurs tels que la forte progression des problématiques urbaines, le développement des connaissances grâce à l'hydrologie urbaine et une certaine autonomisation des réponses avec la généralisation du « contrôle à la source », même si la dépendance au sentier technologique du « tout réseau » se fait encore sentir. On peut considérer que cette reconnaissance a été véritablement amorcée en 1992 par le législateur : il décide alors de réguler les « eaux pluviales et de ruissellement », tant sur les questions de quantité que de qualité et tant des systèmes unitaires que des systèmes séparatifs. Et il pose le principe d'un partage des responsabilités : i) aux communes et à leur regroupement, celles d'identifier et spatialiser les problématiques et les mesures à prendre pour y remédier, y compris d'urbanisme, et ii) aux services déconcentrés de l'Etat, les missions de police de l'eau pour les rejets au milieu naturel.

A la même période, le Conseil Européen se limite aux problèmes de déversements de pollution de temps de pluie, par les seuls systèmes unitaires (directive Eaux résiduaires urbaines de mai 1991), en laissant aux Etats membres ce qui a pu être considéré comme une nécessaire marge d'appréciation au vu de la variété des contextes, en particulier climatiques. La condamnation du Royaume- Uni en 2012 par la Cour de Justice Européenne est venue poser des limites à des déversements considérés comme excessifs de temps de pluie, tandis que la Directive cadre sur l'eau de 2000 avait marqué une transition d'une logique de normes d'émission basée sur les « *best available technologies* », qui reste donc d'actualité, à une logique de norme d'immission basée sur une concentration « *souhaitable* » (d'un spectre bien plus large de) polluants dans un milieu (Barraqué et Roche, 2010). Quant aux problématiques d'inondations pluviales, phénomènes complexes, leur appréhension semble plus floue. La directive inondation donne la possibilité d'« *exclure les inondations dues aux réseaux d'égouts* », et l'Etat français a ainsi exclu lors de sa transposition les « *inondations dues aux réseaux de collecte des eaux usées, y compris les réseaux unitaires* », restant silencieux sur d'autres types de réseaux et systèmes d'écoulement (et il a exclu la *maîtrise des eaux pluviales et de ruissellement* de la compétence GEMAPI). On peut constater néanmoins que plusieurs territoires à risque d'inondation (TRI) liée au ruissellement ont été définis, que ce type d'inondations est mentionné dans la SNGRI et qu'une promotion de la prise en compte de ce type d'inondation est effectuée au travers de référentiels portés par le ministère de l'écologie<sup>10</sup>. Enfin, c'est l'enjeu de protection des sols qui a suscité la publication récente de lignes directrices pour lutter contre l'imperméabilisation par la commission européenne, à défaut de directive.

Dans le cadre du projet européen Daywaters, une analyse des politiques de gestion des eaux pluviales conduites dans plusieurs Etats-membres avait été conduite (Chouli, 2006). Elle a mis en évidence une diversité des formes de décentralisation des compétences assainissement et gestion des eaux pluviales ainsi qu'une diversité de combinaison d'instruments pour la mise en œuvre des politiques de gestion des eaux pluviales<sup>11</sup>. Sans que l'on puisse dire alors qu'une combinaison de formes institutionnelles ou organisationnelles soit supérieure à une autre pour une plus importante et plus innovante gestion des ruissellements urbains et des impacts de ces ruissellements sur les milieux récepteurs. Les travaux engagés en 2015 par la Commission Européenne pour dresser un état des lieux de la prise en compte par les Etats-membres des enjeux environnementaux associés aux eaux pluviales pourraient apporter un nouvel éclairage.

Au niveau local en France, on a pu reconstituer la trajectoire de la construction, dans le temps long, des politiques territoriales de gestion des eaux pluviales d'une vingtaine de collectivités<sup>12</sup>. Concernant l'inscription des eaux pluviales sur les agendas politiques, les deux grands types de faits, déclencheurs des inondations et des dysfonctionnements de systèmes d'assainissement, masquent une grande variété de spécificités territoriales dans la perception de l'acuité du problème pluvial, qui conduit alors à la formalisation d'un engagement politique (Le Nouveau *et al.*, 2013). Des profils de politiques ont également été dégagés selon les composantes les plus mobilisées : hydraulique, environnementale, d'aménagement (Soyer, 2014).

#### 4.2.2. Un service public de gestion des eaux pluviales, à l'état d'embryon

C'est l'explicitation nouvelle à partir de 2006 d'un *service public de gestion des eaux pluviales* qui a consacré véritablement la reconnaissance du besoin de structurer les réponses apportées, en donnant un cadre. Cependant, après dix années de parcours législatif et réglementaire, ce service reste à l'état d'embryon. D'abord les conditions de sa « sauvegarde » par le MEDDE dans le cadre de la loi de finances 2015 n'ont pu conduire qu'à des missions minimales, désormais définies par l'art. R. 2226-1 du code général des collectivités territoriales<sup>13</sup>. Ses finalités, en particulier environnementales, ne sont pas

<sup>10</sup> Certu, MEDDE (2003). La Ville et son assainissement ; DPPR (2004). PPR Inondation – note Ruissellement péri-urbain ; DPPR (2006). Les collectivités locales et le ruissellement, etc.

<sup>11</sup> Outils réglementaires, outils d'incitation fiscale, outils d'information et de participation.

<sup>12</sup> Opération de R&D du RST « Gérer durablement les eaux pluviales en zones urbaines » (2010-2014).

<sup>13</sup> « Art. R. 2226-1. - La commune ou l'établissement public compétent chargé du service public de gestion des eaux pluviales urbaines, mentionné à l'article L. 2226-1 :

1° Définit les éléments constitutifs du système de gestion des eaux pluviales urbaines en distinguant les parties formant un réseau unitaire avec le système de collecte des eaux usées et les parties constituées en réseau séparatif. Ces éléments comprennent les installations

véritablement et spécifiquement explicitées, ses usagers non identifiés comme le caractère administratif du service a été conservé. Pour l'instant, on ne peut qu'aller chercher une partie des finalités, et une définition des eaux pluviales, dans la description des performances du système de collecte et de traitement des eaux usées, par temps de pluie<sup>14</sup>. Mais elles sont alors limitées aux réseaux unitaires. Et enfin, alors même que le service avait été initialement introduit en 2006 pour résoudre les problèmes de financement des eaux pluviales (Le Nouveau *et al.*, 2013), il est aujourd'hui privé de ressources financières spécifiques.

Dans ces conditions, ce service paraît donc inabouti et faiblement injonctif, d'autant plus si on le compare aux trois autres services publics du petit cycle de l'eau, au caractère industriel et commercial : assainissement collectif, assainissement non collectif et eau potable. Cette première comparaison, étayé de retours d'expérience de collectivités, souligne qu'il serait déjà nécessaire *a minima* de fixer une échéance pour établir le descriptif patrimonial<sup>15</sup>, de permettre voire imposer la consultation du service lors d'une demande de permis de construire sur la base d'une étude préalable, de donner le droit d'accès aux propriétés privées pour contrôler l'imperméabilisation et les dispositifs, etc. La mesure prise des problématiques de temps de pluie en système unitaire, exprimée par le nouvel arrêté du 21 juillet 2015, va inviter à une plus forte coopération des services d'assainissement collectif et de gestion des eaux pluviales urbaines (et probablement d'autres services comme les voiries, etc.). On ne peut qu'en proposer une première lecture au lendemain de la publication des textes :

- partage de l'inventaire patrimonial des composantes unitaires ;
- diagnostic du système d'assainissement de temps de pluie quantifiant « la fréquence, la durée annuelle des déversements et les flux polluants déversés au milieu naturel » ;
- partage du recensement des « ouvrages de gestion des eaux pluviales permettant de limiter les volumes d'eaux pluviales dans le système de collecte » ;
- le cas échéant, élaboration conjointe et évaluation d'un « (...) programme de gestion des eaux pluviales le plus en amont possible, en vue de limiter leur introduction dans le réseau de collecte »<sup>16</sup>...

Mais pour l'instant, faute d'une maturité du service public de gestion des eaux pluviales urbaines, on risque de continuer à observer encore un temps l'innovation dans les politiques et dispositifs locaux, comme le font déjà un certain nombre d'acteurs comme le GRAIE<sup>17</sup>, l'agence de l'eau Loire-Bretagne<sup>18</sup>, le Cerema et le Leesu. C'est pourquoi il paraît nécessaire de questionner et créer les conditions de véritables services publics de gestion des eaux pluviales urbaines et d'accompagner leur structuration et développement. La place des eaux de ruissellement, intégrée initialement par le projet de loi sur l'eau adopté en 2006, reste posée, de même que la place des zones non urbaines<sup>19</sup>.

#### 4.2.4. Quelle place pour les eaux pluviales dans les évolutions de l'organisation territoriale ?

La question des eaux pluviales dans l'organisation territoriale semble avoir fait l'objet de peu de recherches dédiées. Les responsabilités des acteurs sont généralement analysés par les travaux sur l'assainissement pluvial, relevant des sciences et techniques de l'environnement (par exemple, (Chamoux, 2003 ; Granger, 2009). Dans le cadre de l'ANR INOGEV, des travaux en sociologie ont souligné le rôle des collaborations entre collectivités et chercheurs, au sein des observatoires de terrain en hydrologie urbaine (Soyer, 2014). L'observation de 20 collectivités par le RST a permis de reconstituer les étapes et spécificités de la construction de leur politique territoriale de gestion des eaux pluviales, et les coopérations développées (Le Nouveau *et al.*, 2014a; Le Nouveau *et al.*, 2014b). Le Graie et le Certu ont conduit en Rhône-Alpes plus spécifiquement des réflexions

---

*et ouvrages, y compris les espaces de rétention des eaux, destinés à la collecte, au transport, au stockage et au traitement des eaux pluviales ;*

2° Assure la création, l'exploitation, l'entretien, le renouvellement et l'extension de ces installations et ouvrages ainsi que le contrôle des dispositifs évitant ou limitant le déversement des eaux pluviales dans ces ouvrages publics.

Lorsqu'un élément du système est également affecté à un autre usage, le gestionnaire du service public de gestion des eaux pluviales urbaines recueille l'accord du propriétaire de cet ouvrage avant toute intervention ».

<sup>14</sup> Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg / jour de DBO<sub>5</sub>.

<sup>15</sup> Une telle échéance a été fixée pour le service eau potable, potentiellement pénalisée s'il ne la respecte pas. Ainsi l'instruction du 16 juin 2015 précise les modalités de l'application du doublement de la redevance pour prélèvement sur la ressource en eau pour l'usage « alimentation en eau potable », en l'absence d'établissement du descriptif détaillé du réseau de distribution ou en situation de rendement insuffisant des réseaux. Ce doublement a été introduit par le décret du 27 janvier 2012 qui demande la réalisation d'un descriptif détaillé et d'un plan d'action pour la réduction des pertes en eau en cas de rendement inférieur à la valeur prescrite (85% ou valeur fonction des m<sup>3</sup> prélevés en ZRE (Zone de répartition des eaux) : « Le doublement du taux est applicable dès l'année de facturation 2017 au titre de l'année 2016 pour des rendements calculés sur l'année 2014 ».

<sup>16</sup> Article 12 de l'arrêté du 21 juillet 2015, *op. cit.*

<sup>17</sup> <http://www.graie.org/graille/BaseDonneesTA/BaseDonneeTA.html>

<sup>18</sup> [http://www.eau-loire-bretagne.fr/collectivites/guides\\_et\\_etudes/eaux\\_pluviales](http://www.eau-loire-bretagne.fr/collectivites/guides_et_etudes/eaux_pluviales)

<sup>19</sup> En cohérence avec les termes de la loi sur l'eau de 1992, la dénomination initiale du service intégrait « les eaux pluviales et de ruissellement ».

pour répondre aux besoins exprimés de clarification de la « compétence eaux pluviales », face au partage des responsabilités (Graie et Certu, 2013). Dans ce cadre, l'analyse de l'expérience de la communauté de communes du Pays de Gex a mis plus particulièrement en évidence le besoin et les capacités à structurer une gouvernance adaptée lorsque les compétences « eaux usées » et « eaux pluviales » sont aux mains de différentes structures (communauté de communes et communes). S'il y a encore peu de temps, dans certains territoires, personne ne s'occupait des eaux pluviales comme le constatait un chargé de mission de SAGE, aujourd'hui au contraire, on pourrait parfois faire le constat inverse, celui d'un foisonnement des acteurs et territoires s'en emparant : communes, EPCI, syndicats, CLE, district hydrographique, syndicat de SCOT. Le juriste P. Billet invitait récemment à inventer les territoires du ruissellement, aux côtés des agglomérations d'assainissement (Billet, 2013)...

La réforme de l'organisation territoriale, initiée en 2014 avec la loi MAPTAM du 27 janvier 2014, va modifier en profondeur dans les prochaines années la gouvernance de l'eau dans un mouvement de rationalisation. Le service public de gestion des eaux pluviales a été explicité et relève des communes (art. L. 2226-1 du CGCT). Cependant, seules les communautés d'agglomération avaient vu, de manière éphémère, les eaux pluviales explicitées aux côtés des eaux usées dans leurs compétences facultatives par le CGCT, par la loi Grenelle 2. Une telle explicitation était apparue cohérente, d'une certaine manière, avec celle du service public dédié. La loi NOTRE du 7 août 2015 introduit deux évolutions : i) elle revient à un seul terme générique, "assainissement" (la question des eaux pluviales, débattue lors de la loi de finances, a été ici absente des débats parlementaires), ii) elle rend cette compétence obligatoire à l'horizon 2020 pour les communautés d'agglomération et de communes. Selon les représentants du Ministère, en matière de compétence, l'assainissement du CGCT emporte aussi la gestion des eaux pluviales urbaines, sur la base de jurisprudences du Conseil d'Etat visant les communautés urbaines (CE, 4 décembre 2013, n° 349614<sup>20</sup>). Cependant, les conditions varient : contrairement aux communautés urbaines, les communautés d'agglomération et de communes ne bénéficient pas d'un transfert obligatoire de la compétence voiries qui représentent une part notable des surfaces imperméabilisées, les responsabilités reconnues le conseil d'Etat étaient aussi liées à certaines circonstances (réseaux existants, etc.). D'où probablement des besoins à venir de clarification et partage des conditions d'exercice, de transfert de compétences (inventaire patrimonial, évaluation des charges...) et d'évolutions des organisations, et pourquoi pas d'explicitation d'une compétence gestion des eaux pluviales pour mieux l'affirmer. Une relecture des jurisprudences intervenues en matière d'eaux pluviales pourrait également mieux éclairer et circonscrire les partages des responsabilités et leurs fondements. Enfin, on voit déjà des collectivités structurer des services ou directions du cycle de l'eau, au sein desquels la GEMAPI a parfois déjà trouvé une place. Cela augure des synergies possibles, souhaitables, nécessaires entre les différentes compétences du cycle de l'eau, et de besoins de compréhension des processus à l'œuvre, d'accompagnement et d'évaluation.

### 4.3. Quels instruments de politique de gestion intégrée des eaux pluviales ?

#### 4.3.1. Une préférence d'abord marquée pour l'instrument réglementaire

Pour des politiques territoriales de gestion des eaux pluviales, parmi les différents instruments mobilisables, la préférence semble nettement aller à l'instrument réglementaire pour intégrer le plus en amont possible les eaux pluviales dans l'aménagement. C'est ce qu'ont montré différentes observations en France (SOeS, 2008)<sup>21</sup>; (Guillon *et al.*, 2008 ; Petrucci *et al.*, 2013) ; (Rioust, 2012) ; (Le Nouveau *et al.*, 2014a; Le Nouveau *et al.*, 2014b), ceci à l'instar par exemple des Etats-Unis (US EPA, 2010). Un tel instrument est mobilisé par les collectivités pour imposer une gestion à la source des eaux pluviales<sup>22</sup> lors de nouvelles constructions. La règle elle-même revêt différentes expressions : débit limite de rejet, zéro rejet dans le réseau, infiltration et plus récemment abattement d'une lame d'eau ou d'un volume. La justification hydrologique des limitations uniformes de débits a été questionnée par les scientifiques au regard du fonctionnement des bassins versants (Chocat *et al.*, 2007; Ferguson, 1995 ; Petrucci *et al.*, 2013).

L'Etat se saisit également de différents instruments de planification, plus ou moins souples, pour accompagner et soutenir ce mouvement à différentes échelles territoriales et niveaux de gouvernance. Au niveau des districts hydrographiques, l'incitation par des SDAGE à privilégier l'infiltration comme en Suisse<sup>23</sup> est peu discutée. En revanche, la mention de valeurs limites de débit de rejets d'eaux pluviales à partir de 2009 a été plus questionnée, avec un risque de « dispense » des acteurs de réflexion sur les enjeux locaux. Au niveau des départements, outre les missions de police de l'eau, quelques DDT mobilisent également les PPR pour accompagner la maîtrise du ruissellement à l'échelle de bassin versant, parfois à la demande de collectivités (exemple du département du Rhône depuis les années 1990).

<sup>20</sup> les responsabilités reconnues le conseil d'Etat étaient aussi liées aux circonstances (défaillance de réseaux, etc.).

<sup>21</sup> <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/306/1168/assainissement-collecte-eaux-usees-pluviales.html>

<sup>22</sup> Notion récemment consacrée l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO<sub>5</sub>, sans néanmoins avoir été définie.

<sup>23</sup> ou de l'ANC en France, où l'épandage souterrain est d'abord privilégié.

L'analyse plus fine des processus décisionnels en jeu a permis de comprendre les motivations des différents acteurs impliqués, progressivement élargis. Elle a aussi mis en évidence l'hybridation progressive des rationalités dans la construction de ces règles. Si cette hybridation traduit la prise en compte de plusieurs politiques (eau, risque, urbanisme, équité territoriale...), il s'agit bien souvent plus d'une juxtaposition, incrémentale, de ces rationalités que d'une véritable intégration. Il peut en résulter, dans certaines configurations, une sévèrisation des normes de gestion des eaux pluviales (niveaux de rejet et de protection), susceptible de grever alors le droit de propriété bien au-delà de la servitude d'écoulement naturel, sans évaluation technico-économique.

Les résultats de recherches sur les réglementations locales, leurs conditions d'élaboration et leurs implications potentielles mériteraient une plus large diffusion. Des méthodes et des outils sont nécessaires pour promouvoir l'évaluation environnementale et économique de différents scénarios (décentralisé / semi-décentralisé...). Des acteurs ont déjà été conduits à faire évoluer leur règle renonçant à l'imposition systématique d'une gestion à la parcelle pour privilégier le projet urbain dans un contexte de densification, ou à les adapter aux projets de rénovation (abattement au moins des faibles pluies par exemple). Pour promouvoir également l'amélioration de l'existant, l'innovation apportée par le projet de SDAGE Rhône-Méditerranée, incitant à un déracordement voire une désimperméabilisation à l'échelle des projets de territoires (SCOT, PLU), initialement portée par le plan de bassin d'adaptation au changement climatique, sera intéressante à observer. Des travaux, encore peu nombreux sur l'apport des SAGE à la gestion territoriale des eaux pluviales (Le Nouveau *et al.*, 2014a), pourraient également être consolidés.

#### 4.3.2. Des acteurs de l'aménagement accompagnés par les collectivités et les services de l'Etat

Les prescriptions établies localement par les collectivités entraînent un nécessaire changement dans la fabrique urbaine, ceci pour tout ou partie des aménageurs. Elles sont conduites à adapter leur organisation pour s'assurer du respect de leurs prescriptions. Dans ce sens, certaines d'entre elles développent un accompagnement des pétitionnaires et plus largement des différents acteurs de l'acte de construire dans un apprentissage collectif. Ce « service rendu » semble passer par la production de guides, plus ou moins territorialisés et aux multiples dénominations<sup>24</sup>. Ils constituent des supports d'intégration de l'eau dans l'aménagement, aux côtés de l'exemplarité donnée. Une première série de fonctions territoriales remplies par ces référentiels a été mise en évidence dans le cadre des travaux d'observation des politiques de gestion des eaux pluviales de 20 collectivités conduits par le Cerema et le Leesu : accompagnement du changement culturel, représentation politique, porter à connaissance réglementaire, assistance-conseil, capitalisation et management des connaissances, appui à la structuration de la gouvernance et enfin rationalisation des coûts de transaction (Le Nouveau *et al.*, 2014b).

Depuis le début des années 2000, ce phénomène de développement des doctrines marque également l'action des services de police de l'eau, en charge de l'instruction des demandes de rejets d'eaux pluviales au milieu naturel (à partir de 1 ha), de leur régularisation et de leur contrôle. La rubrique 2150 de la nomenclature eau représente à l'échelle nationale le nombre le plus important de dossiers instruits, avec 2 700 en 2010, 4 000 en 2013. Mais ce rôle de régulation des services déconcentrés de l'Etat serait encore peu reconnu et étudié spécifiquement. Un travail plus poussé de caractérisation du développement des doctrines des services de l'Etat et de leurs pratiques est actuellement conduit par le Cerema.

Ce phénomène de développement des doctrines et guides locaux pourrait donner lieu à une analyse sous l'angle de la théorie du droit souple (Conseil d'Etat, 2013). Elle aiderait à mieux l'appréhender, en cerner les intérêts et limites, notamment en matière de légitimité et de sécurité juridique. Elle étayerait également des propositions pour, d'une part conforter le service public de gestion des eaux pluviales et préciser son articulation avec les missions de l'Etat<sup>25</sup> et d'autre part proposer des éléments de doctrines pour recourir à ce type de référentiel, tant par l'Etat que par les collectivités. Enfin, des recherches pourraient être également approfondies pour mieux comprendre et accompagner la traduction des règles en pratiques d'aménagement, de construction et d'ingénierie, ainsi que l'influence de la forme des règles sur les décisions et les dispositifs techniques résultants (Berdier et Toussaint, 2007) ; (Patouillard, 2014). Un débit limite de rejet inciterait à un bassin technique de rétention, un zéro rejet à un aménagement valorisant l'eau pluviale...<sup>26</sup>

#### 4.3.3. Des recherches sur la gestion « citoyenne » des eaux pluviales, à développer

Alors qu'ils sont de plus en plus responsabilisés, les citoyens semblent pour l'instant peu voire pas investigués en France, en comparaison de l'intérêt que leur portent certaines équipes de recherche à l'étranger. Il faut plutôt consulter des travaux sur la vulnérabilité aux inondations et la résilience territoriale. Des premiers travaux en sociologie ont observé l'appropriation des aménagements par les usagers des espaces publics dans le cadre de l'ANR OMEGA (Baati *et al.*, 2014). D'autres s'intéressent aux incitations financières à l'utilisation des eaux de pluie, aux succès variés (Deroubaix *et al.*, 2015). On peut mentionner le projet Lumieau qui questionnera la représentation du « tout à l'égout » par les habitants et artisans strasbourgeois<sup>27</sup>. Plusieurs

<sup>24</sup> Cela va du guide de bonnes pratiques au « règlement pluvial ».

<sup>25</sup> Un arrêté de prescriptions générales pour la rubrique 2150 est en préparation par la DEB.

<sup>26</sup> Selon notamment l'expérience du département de la Seine-Saint Denis.

<sup>27</sup> <http://www.onema.fr/AAP-Micropolluants-reseau-assainissements>



hypothèses peuvent expliquer cette situation : des actions publiques à destination des particuliers limitées à l'information et aux participations procédurales (enquête publique...), le caractère diffus et peu organisé des citoyens qui rend difficile et coûteux leur accès ou encore l'implication assez récente de sociologues dans les recherches en hydrologie urbaine. Les responsabilités des propriétaires, leurs expositions aux inondations pluviales, les financements publics engagés ou requis, la place donnée aux citoyens localement et dans la transition écologique, l'importance des changements de comportements... tout cela milite pour une plus grande attention à l'accompagnement d'une gestion « citoyenne » des eaux pluviales. Ces observations sur les citoyens pourraient probablement être étendues à certains acteurs économiques. La gestion des eaux pluviales par les ICPE par exemple, qui disposent d'une réglementation eau « intégrée », mériterait ainsi d'être analysée.

#### 4.3.4. La taxe pour la gestion des eaux pluviales, un rendez-vous manqué ?

C'est une question légitime, au lendemain de la suppression de la taxe par la loi de finances 2015. Elle aurait pu répondre aux besoins de sensibilisation des citoyens et d'amélioration de l'existant. Un certain nombre de pays dispose déjà d'un tel outil. Quelques dizaines de collectivités s'y intéressaient et avaient lancé des études d'opportunité, seules cinq avaient effectivement délibéré pour l'instaurer (Le Nouveau *et al.*, 2013). Les expériences du Douaisis et de la commune de Sauzé-Vaussais semblaient démontrer la capacité de la fiscalité écologique à générer un double dividende : générer des ressources (au moins pour un temps) tout en incitant à des comportements vertueux. La taxe, fondée sur le principe imperméabilisateur – payeur, n'aura donc pas eu le temps de faire ses preuves, face à la conjonction de plusieurs éléments : l'image première de complexité qui lui était attachée, la rationalisation de la fiscalité avec la suppression des taxes dites à faible rendement ou l'agenda politique peu propice à sa saisie immédiate après son instauration en 2011. Le financement par le budget général reste, à nouveau, le principe général. A ce jour en France, les expérimentations de programmes d'incitations financières de collectivités auprès des propriétaires connaissent des succès variés et visent majoritairement l'utilisation des eaux de pluie (De Gouvello et de Bellaing, 2009 ; Mucig *et al.*, 2013). Des collectivités pionnières comme l'Eurométropole de Strasbourg offrent des subventions pour la déconnexion des eaux pluviales<sup>28</sup>. Leur succès reste tributaire de nombreux facteurs à évaluer. Les travaux de parangonnage en cours apporteront un nouvel éclairage sur les modèles de financement et d'incitation, les finalités visées et les modalités d'accompagnement.

### 4.4. Quels risques sont appréhendés aujourd'hui et quelle gestion des incertitudes ?

#### 4.4.1. Les changements climatiques, des risques multiples, encore peu considérés

Il existe peu de recherches sur la résilience des services d'assainissement face au changement climatique. La recherche conduite dans le projet Garp 3 C (Gestion de l'Assainissement en Région Parisienne dans le Contexte du Changement Climatique) s'intéressait aux modes de traitement par les services d'assainissement des questions d'inondations par débordement de réseaux (Rioust, 2012). Cette recherche avait permis de mettre en évidence les risques politiques et juridiques encourus par les services d'assainissement des collectivités qui se refusent à considérer la possibilité d'une multiplication d'événements pluvieux extrêmes, évoquant l'incertitude qui caractérise les prévisions dans le domaine. Les collectivités d'ores et déjà engagées dans des stratégies d'optimisation de la gestion de leur patrimoine et dans le développement des mesures compensatoires à l'imperméabilisation estiment être en mesure de faire face à une telle éventualité. La prépondérance de cette logique hydraulique qui ignore la nature des enjeux urbains liés aux inondations par ruissellement et débordements de réseaux fait courir aux services un risque politique (de mobilisation) et juridique (de contentieux). La capacité des services à faire entendre les logiques hydrauliques dans la conduite des projets urbains est loin d'être évidente.

#### 4.4.2. Des micro-polluants encore peu présents dans les politiques locales

La question des micro-polluants est encore peu présente dans les politiques conduites locales, comme l'ont souligné les travaux conduits dans le cadre de l'ANR Inogev. Le spectre des polluants est très large, les connaissances semblent encore jeunes, à consolider et à diffuser dans toute la chaîne de la construction (*cf.* séquences 2 et 3). Ce sont à ce stade les pouvoirs publics et les chercheurs qui s'en sont saisis, avec quelques collectivités, notamment dans le cadre de l'appel à projet national « Innovations et changements de pratiques – Lutte contre les micropolluants chimiques des eaux urbaines » (Onema, Agences de l'eau, MEDDE). Trois projets sont portés par les observatoires de terrains en hydrologie urbaine : MATRIOCHKAS (Onevu - Nantes), ROULEPUR (Opur - Ile de France) et MICROMEGAS (Othu - Lyon).

#### 4.4.3. Potentialités des dispositifs distribués

Les recherches commencent à émerger concernant l'évaluation du potentiel des techniques alternatives aux réseaux : potentiel de faisabilité et potentiel d'effets sur le cycle de l'eau urbain, en terme de bénéfices et de risques (Petrucci *et al.*,

<sup>28</sup> <https://www.strasbourg.eu/environnement-qualite-de-vie/eau-assainissement/eaux-usees/recuperer-eau-pluie>.

2013) ; (Belmeziti *et al.*, 2013 ; Versini *et al.*, 2015). Toutes les formes urbaines ne se prêtent pas également à la récupération et à l'utilisation de l'eau de pluie ou à l'installation de toitures végétalisées. Toutes ces techniques n'ont bien sûr pas les mêmes effets en termes de rétention des volumes et des flux d'eau et de polluants. Des besoins opérationnels portent sur l'aide à la décision et à l'évaluation (séquence 3).

#### 4.4.4. Une méconnaissance patrimoniale, particulièrement des dispositifs privés

Enfin un autre risque important porte sur le patrimoine privé qui tendrait à se diffuser largement, sous l'effet des politiques de gestion à la source des eaux pluviales, sans néanmoins que cette diffusion n'ait été encore réellement documentée. Les enquêtes auprès des services d'assainissement montrent une méconnaissance du patrimoine d'infrastructures lié à la gestion à la source. Même les collectivités en pointe sur le sujet ont une connaissance très relative du patrimoine, de sa conformité et de la maintenance des dispositifs, dès lors que ces dispositifs sont localisés sur des parcelles privées. Pour des collectivités engagées de longue date dans la gestion à la source, comme Bordeaux Métropole avec plus de 10 000 solutions compensatoires, c'est un travail pharaonique (Bourgogne, 2010). Certaines de ces collectivités ont cependant, lorsqu'elles ont envisagé la possibilité d'instaurer une taxe pour la gestion des eaux pluviales, cherché à compléter leur connaissance de ce patrimoine (Le Nouveau *et al.*, 2013). Des premiers constats d'état des lieux patrimonial dressent un tableau alarmant (Pierlot, 2014). Le confortement précité du service public de gestion des eaux pluviales aura vocation à mieux cerner et maîtriser les risques associés, politiques, juridiques, sociaux, environnementaux...

### 4.5. Quels systèmes, quels patrimoines, à quels coûts pour quels services ?

#### 4.5.1. Raisonner à l'échelle du système de gestion des eaux urbaines

Le passage de la solution « tout tuyau » à celle des techniques alternatives a nécessité un changement de paradigme introduisant la notion de gestion intégrée du système d'assainissement et au-delà du système de gestion des eaux urbaines (SGEU). Il comprend les différentes infrastructures (linéaires et surfaciques), le(s) bassin(s) versant(s) naturel(s) ou urbain(s), l'organisation c.a.d le(s) service(s) gestionnaire(s) mais également l'environnement naturel et humain. Le SGEU implique de considérer une échelle de gestion plus large et donc un changement d'échelle à trois niveaux :

- spatial : passage du réseau d'assainissement à un système enterré ou à ciel ouvert avec des vocations techniques mais également ludiques ou esthétiques en interaction avec l'aménagement urbain,
- organisationnel : le service se retrouve dans un processus interservices au sein de la collectivité ou avec des acteurs extérieurs,
- au niveau des acteurs : niveau multi acteurs concepteurs et gestionnaires où le citoyen est à considérer aussi bien comme abonné au service que comme usager, bénéficiaire ou victime, propriétaire...

La notion de SGEU a été au cœur du projet ANR OMEGA (Cherqui *et al.*, 2013a) et ses différents changements d'échelles techniques, environnementaux et humains sont des champs de questionnement à investiguer. L'échelle élargie favorise également l'interdisciplinarité, partant de l'approche hydraulique du dispositif technique, de l'analyse hydrobiologique, vers la description de son usage social et son évaluation économique et managériale au travers des coûts directs et indirects.

#### 4.5.2. Une gestion patrimoniale encore embryonnaire

La gestion patrimoniale reste embryonnaire, elle passe(ra) par une phase d'inventaire et de caractérisation des dispositifs nombreux et peut-être presque tous différents, exercice dans lequel un certain nombre de collectivités se sont déjà lancées (Bordeaux, Nantes, Lyon...) et qui repose la question de l'accès aux données et à la définition d'une typologie commune. Cet inventaire patrimonial, en inter-services (eau, voirie...) est fondateur dans la définition et la structuration du service, comme l'a montré par l'expérience de Roannaise de l'eau (Petit, 2013). Des travaux vont être renforcés par le RST pour développer des méthodes d'inventaire patrimonial, adaptées à différents besoins, avec le soutien de l'Onema.

La caractérisation de système végétalisés à caractère naturaliste, porteurs de biodiversité est différente de celle existante ou encore en cours de mise en place pour les services d'eau potable et d'assainissement via l'incitation du dispositif Grenelle et notamment du décret du 27 janvier 2012.

La multifonctionnalité des ouvrages, le jeu multi-acteurs nécessitent des approches différentes que l'approche purement tronçons utilisée pour les réseaux linéaires, pourtant dès que l'on s'intéresse à la prise en compte des impacts en cas de dysfonctionnement, externalités négatives, on peut croiser les approches tuyau et TA avec cependant des critères adaptés notamment pour les risques de pollution. Notons qu'il se rajoute un nouveau champ d'investigation qui est celui des externalités positives liées à l'aspect esthétique, paysagé, récréatif... La notion économique d'externalités est définie comme des effets secondaires non compensés (positifs ou négatifs) d'une action économique (Baumol et Oates, 1975).

Concernant l'évaluation de l'état actuel des dispositifs, les travaux sont amorcés. Cependant pour la prédiction de l'évolution des infrastructures dans le temps, le recul est encore insuffisant et nécessitera de nouvelles approches de modélisation qui pourront s'inspirer des approches développées pour les réseaux d'assainissement issus de la Méthodologie RERAU et du Projet INDIGAU (Le Gauffre *et al.*, 2005) mais devront aussi prendre en compte le caractère autonome des systèmes et leur multifonctionnalité.

La gestion patrimoniale s'appuie, d'une part, sur l'entretien : la maintenance de l'équipement durant son cycle de vie, d'autre part, sur la réhabilitation de l'ouvrage, voire son renouvellement. La réalisation de ces opérations nécessiteront de s'interroger sur la source de financement (budget général, budget annexe de l'assainissement, propriétaire privé ...) et sur qui est responsable de l'entretien et/ou de la réhabilitation (Maysonnave, 2012).

L'évaluation des coûts nécessitera de se placer dans une approche de cout global (MEDDAT *et al.*, 2009) à regarder dans un jeu multi-acteurs, la recherche d'une approche générique pourrait s'avérer intéressante. De travaux dans ce sens seront poursuivis, avec le soutien de l'Onema.

La question de la programmation du financement de la réhabilitation pose également la question de la durée d'amortissement au regard de durée de vie réelles encore peu connues, quelques services commencent à dissocier les durées d'amortissement des différents patrimoines (tuyaux et techniques alternatives). Elle nécessitera également d'inventer d'autres modèles de stratégies financières à croiser avec ceux imaginés pour les réseaux d'assainissement (Marlangeon *et al.*, 2014).

#### 4.5.3. Fonctions ou services ? écosystémiques naturels ou urbains ?

L'eau cachée est passée au stade d'eau source d'agrément comme l'illustrent bien les différents articles de l'ouvrage « Peurs et plaisirs de l'eau » (Barraqué et Roche, 2010). L'eau retrouve sa place dans les aménagements urbains et péri-urbains : miroir d'eau, aménagements de berges, remise à ciel ouvert de ruisseaux canalisés... Dans l'ouvrage cité précédemment F. Scherrer pose la question de « l'écocycle urbain », nouveau paradigme technique ? Selon nous, cela va au-delà de la dimension technique avec des incidences sur l'organisation des services urbains ou hors des services urbains. Pour O. Coutard et J. Rutherford (Coutard et Rutherford, 2009) « l'écocycle urbain durable » permet de définir des principes d'organisation territoriale différents aux marges de l'organisation en réseaux collectifs, ils parlent de systèmes composites : alternatifs, décentralisés (récupération des eaux pluviales, production de chauffage ou de froid en pied d'immeuble, assainissement non collectif...).

D'autres auteurs font référence à la notion de service écosystémiques tels que définis par l'approche *Millenium Ecosystem Assessment* (Millennium Ecosystems Assessment *et al.*, 2005), partant de l'écosystème naturel source de nombreux bénéfices pour les hommes, en les étendant à la notion d'écosystèmes urbains, à présent étudiée notamment dans le cadre du projet EFESE porté par le MEDDE<sup>29</sup>. Ainsi Bolund et Hunhammar (Bolund et Hunhammar, 1999) définissent 6 services rendus dont le « drainage des eaux de pluie » pour 7 types d'écosystèmes : les arbres d'alignement, les pelouses des parcs, les parcelles forestières urbaines, les terres cultivées urbaines, les zones humides urbaines, les cours d'eau, les lacs et l'océan. Le positionnement des techniques alternatives, systèmes anthropisés, d'abord étudiés pour un fonctionnement hydraulique, dans la notion de service écosystémique est encore à approfondir tout comme son aspect multifonctionnel, son appropriation par les pratiques indifférenciées, exemple entre les jeux et les dispositifs de gestion urbaines (Ah-Leung *et al.*, 2013).

L'aspect récréatif et paysager pose la question de la prise en compte des externalités positives quand on regarde à l'échelle du système d'assainissement et ceci à côté des externalités négatives plus regardée dans les approches gestion patrimoniale et ouvrant la porte à l'exploration d'analyses coûts bénéfiques ACB pour étudier une situation de fait et son évolution dans le temps et pour comparer différents projets d'aménagement, approches préconisées par la DCE pour étudier le risque de coûts disproportionnés pour l'atteinte de la bonne qualité des masses d'eau. La diversité des coûts à prendre en compte pose la question des méthodes d'évaluations les plus adaptées et de leur possibilité de mise en œuvre ainsi que l'interaction entre coûts directs pour le service (Nafi *et al.*, 2013) et de coûts indirects (Cherqui *et al.*, 2013a; Cherqui *et al.*, 2013b) cas lac de Bordeaux, (Werey *et al.*, 2003; Werey *et al.*, 2010).

Des premières analyses de l'intégration de l'eau au sein de projets écoquartiers en France ont souligné qu'ils étaient le cadre d'une intensification de la gestion urbaine de l'eau dans ses différentes composantes, à explorer et évaluer (Le Nouveau et Moriceau, 2011). L'étude approfondie d'écoquartiers ou d'écocampus (Belmeziti *et al.*, 2013) va au-delà de l'étude des fonctions du SGEU (Cherqui *et al.*, 2013a; Cherqui *et al.*, 2013b) en introduisant la prise en compte des valeurs sociales (Faburel et Roché, 2012) et environnementales (Yepez-Salmon, 2011) et la difficulté d'identifier la valeur apportée par les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales au sein d'autres fonctions du système retenu.

---

<sup>29</sup> Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques : [http://www.territoires-ville.cerema.fr/IMG/pdf/EFESE\\_GT\\_SEU\\_20130906\\_Reccueil1\\_cle622b51.pdf](http://www.territoires-ville.cerema.fr/IMG/pdf/EFESE_GT_SEU_20130906_Reccueil1_cle622b51.pdf)

## 5. Limites des études actuelles et identification des besoins de recherche

L'hydrologie urbaine est définie par ses acteurs comme la science du cycle de l'eau en milieu urbanisé pris sous les angles physiques, physico-chimiques et biologiques. Elle inclut l'étude des interactions entre le cycle de l'eau et les activités humaines dans ce milieu. Elle s'est développée sur ces enjeux et a considérablement évolué au cours des dernières décennies, grâce à une association étroite entre recherche, ingénierie et pratiques opérationnelles. Les priorités de recherche ont accompagné ou anticipé les besoins: évacuation des eaux de temps de pluie, protection contre les inondations urbaines, développement de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, protection des milieux aquatiques. La participation de l'eau et de la végétation au cadre de vie, à la limitation de l'îlot de chaleur urbain, la gestion intégrée des eaux urbaines dessinent de nouvelles préoccupations qui renforcent le rôle structurant du cycle de l'eau dans le projet urbain. Ces préoccupations dessinent les priorités d'une recherche en hydrologie urbaine qui doit devenir de plus en plus interdisciplinaire, et qui pourrait s'organiser autour des thèmes suivants :

- L'observation pour la recherche. L'observation *in situ* et sur le long terme représente en hydrologie urbaine, comme dans toutes les sciences de l'environnement, un fondement de la recherche, une base des collaborations entre équipes et une des clés du succès des projets interdisciplinaires. La structuration des observatoires existants (ZA Strasbourg, URBIS...) a été engagée mais il est important de poursuivre et de renforcer cette initiative qui doit naturellement intégrer une observation des pratiques et de la gouvernance.

- La modélisation hydrologique intégrée. La gestion à la source, le rôle de l'infiltration et de la végétation illustrent l'implication de tous les processus hydrologiques dans la gestion des eaux pluviales. Il existe un réel besoin de développer les connaissances sur les processus hydrologiques qui étaient jusqu'à présent peu étudiés dans un milieu avec ses propres spécificités : hétérogénéité spatiale du sol et du sous-sol, diversité du mode d'occupation des sols. Il s'agit notamment des écoulements de l'eau dans le sol et le proche sous-sol, de l'interface sol-atmosphère... Il sera ainsi possible de développer une nouvelle génération de modèles à différentes échelles, dispositif local, bassin versant et agglomération urbaine, répondant aux besoins suivants : i) conception et le dimensionnement des dispositifs de gestion à la source, ii) modélisation intégrée des bassins versants urbanisés et péri-urbains, iii) la modélisation couplée des transferts d'eau, de polluants, et d'énergie en milieu urbanisé.

- Le renforcement des approches de recherche interdisciplinaires sur le cycle urbain de l'eau. L'ensemble des fonctions des systèmes de gestion des eaux urbaines ne peuvent être étudiées que dans le cadre de projets interdisciplinaires regroupant différents volets : hydrologique, fonctionnement et évolution de la ville, actions anthropiques et qui associent différentes communautés scientifiques dont celles des sciences de l'univers et de l'environnement, des sciences de l'ingénieur, et des sciences humaines et sociales. Cette interdisciplinarité permet également d'étudier le rôle des acteurs qui interviennent dans la conception, l'entretien voire la réhabilitation avec l'objectif de créer de nouveaux référentiels et d'aider les collectivités à revoir leur schémas organisationnels.

## Références bibliographiques citées

### 1. Modifications des processus physiques et impacts sur le bilan hydrologique

- Attard, G.; Winiarski, T.; Rossier, Y.; Eisenlohr, L., 2016. Review: Impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeology Journal*, 24 (1): 5-19. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-015-1317-3>
- Bach, P.M.; Rauch, W.; Mikkelsen, P.S.; McCarthy, D.T.; Deletic, A., 2014. A critical review of integrated urban water modelling Urban drainage and beyond. *Environmental Modelling & Software*, 54: 88-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.018>
- Barron, O.V.; Barr, A.D.; Donn, M.J., 2013. Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. *Journal of Hydrology*, 485: 162-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.027>
- Beretta, G.P.; Avanzini, M.; Pagotto, A., 2004. Managing groundwater rise: Experimental results and modelling of water pumping from a quarry lake in Milan urban area (Italy). *Environmental Geology*, 45 (5): 600-608. <http://dx.doi.org/10.1007/s00254-003-0918-7>
- Berthier, E.; Andrieu, H.; Creutin, J.D., 2004. The role of soil in the generation of urban runoff: development and evaluation of a 2D model. *Journal of Hydrology*, 299 (3-4): 252-266. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.008>
- Berthier, E.; Andrieu, H.; Rodriguez, F., 1999. The Reze urban catchments database. *Water Resources Research*, 35 (6): 1915-1919. <http://dx.doi.org/10.1029/1999wr900053>
- Berthier, E.; Dupont, S.; Mestayer, P.G.; Andrieu, H., 2006. Comparison of two evapotranspiration schemes on a sub-urban site. *Journal of Hydrology*, 328 (3-4): 635-646. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.01.007>
- Best, M.J.; Grimmond, C.S.B., 2014. Importance of initial state and atmospheric conditions for urban land surface models' performance. *Urban Climate*, 10: 387-406. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2013.10.006>

- Bhaskar, A.S.; Beesley, L.; Burns, M.J.; Fletcher, T.D.; Hamel, P.; Oldham, C.E.; Roy, A.H., 2016. Will it rise or will it fall? Managing the complex effects of urbanization on base flow. *Freshwater Science*, 35 (1): 293-310. <http://dx.doi.org/10.1086/685084>
- Blocken, B.; Carmeliet, J., 2015. Impact, runoff and drying of wind-driven rain on a window glass surface: Numerical modelling based on experimental validation. *Building and Environment*, 84: 170-180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.11.006>
- Blocken, B.; Derome, D.; Carmeliet, J., 2013. Rainwater runoff from building facades: A review. *Building and Environment*, 60: 339-361. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.10.008>
- Boukhemacha, M.A.; Gogu, C.R.; Serpescu, I.; Gaitanaru, D.; Bica, I., 2015. A hydrogeological conceptual approach to study urban groundwater flow in Bucharest city, Romania. *Hydrogeology Journal*, 23 (3): 437-450. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-014-1220-3>
- Bouyer, J.; Claverie, R.; Bouzoudja, R.; Ramier, D.; Berthier, E.; Sabre, M.; Sellam-Kaaniche, E.; de Gouvello, B.; Versini, P.-A., 2014. Vegetative roofs as an urban heatsink : from small scale experimental investigations to district planning assistance. *Proceedings of the 3rd International Conference on Countermeasures to Urban Heat Island, 13-15 octobre*. Venezia, Italy, 1422-1424.
- Brandes, D.; Cavallo, G.J.; Nilson, M.L., 2005. Base flow trends in urbanizing watersheds of the Delaware River basin. *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (6): 1377-1391. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03806.x>
- Brath, A.; Montanari, A.; Moretti, G., 2006. Assessing the effect on flood frequency of land use change via hydrological simulation (with uncertainty). *Journal of Hydrology*, 324 (1-4): 141-153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.10.001>
- Braud, I.; Fletcher, T.D.; Andrieu, H., 2013. Hydrology of peri-urban catchments: Processes and modelling. *Journal of Hydrology*, 485: 1-4. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.02.045>
- Burba, G., 2013. *Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural and regulatory applications: A field book on measuring ecosystem gas exchange and areal emission rates*. LI-Cor Biosciences, 331 p.
- Chisala, B.N.; Lerner, D.N., 2008. Distribution of sewer exfiltration to urban groundwater. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 161 (6): 333-341. <http://dx.doi.org/10.1680/wama.2008.161.6.333>
- Choisnel, E., 1988. Estimation de l'évapotranspiration potentielle à partir des données météorologiques. *Meteorologie*, (23): 19-27.
- Claessens, L.; Hopkinson, C.; Rastetter, E.; Vallino, J., 2006. Effect of historical changes in land use and climate on the water budget of an urbanizing watershed. *Water Resources Research*, 42 (3). <http://dx.doi.org/10.1029/2005wr004131>
- De Munck, C.; Lemonsu, A., 2012. Volet " jardin résidentiel " : Bilan des mesures réalisées et premières analyses. *Réunion EXPE projet FluxSAP*. Nantes, France.
- DeWalle, D.R.; Swistock, B.R.; Johnson, T.E.; McGuire, K.J., 2000. Potential effects of climate change and urbanization on mean annual streamflow in the United States. *Water Resources Research*, 36 (9): 2655-2664. <http://dx.doi.org/10.1029/2000wr900134>
- Di Giovanni, K.; Gaffin, S.; Montalto, F.; Rosenzweig, C., 2011. The Applicability of Classical Predictive Equations for the Estimation of Evapotranspiration from Urban Green Spaces: Green Roof Results. In: Beighley, R.E.; Killgore, M.W., eds. *World Environmental and Water Resources Congress 2011: Bearing Knowledge for Sustainability*. Reson, USA: American Society of Civil Engineers, 783-792. [http://dx.doi.org/10.1061/41173\(414\)80](http://dx.doi.org/10.1061/41173(414)80)
- Ducci, D.; Sellerino, M., 2015. Groundwater Mass Balance in Urbanized Areas Estimated by a Groundwater Flow Model Based on a 3D Hydrostratigraphical Model: the Case Study of the Eastern Plain of Naples (Italy). *Water Resources Management*, 29 (12): 4319-4333. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-1062-3>
- Ebrahimian, A.; Wilson, B.N.; Gulliver, J.S., 2016. Improved methods to estimate the effective impervious area in urban catchments using rainfall-runoff data. *Journal of Hydrology*, 536: 109-118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.02.023>
- Farreny, R.; Morales-Pinzon, T.; Guisasola, A.; Taya, C.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2011. Roof selection for rainwater harvesting: Quantity and quality assessments in Spain. *Water Research*, 45 (10): 3245-3254. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.036>
- Fletcher, T.D.; Andrieu, H.; Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources*, 51: 261-279. <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>
- Foken, T.; Wimmer, F.; Mauder, M.; Thomas, C.; Liebethal, C., 2006. Some aspects of the energy balance closure problem. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6: 4395-4402.
- Furusho, C.; Chancibault, K.; Andrieu, H., 2013. Adapting the coupled hydrological model ISBA-TOPMODEL to the long-term hydrological cycles of suburban rivers: Evaluation and sensitivity analysis. *Journal of Hydrology*, 485: 139-147. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.059>
- Gregory, J.H.; Dukes, M.D.; Jones, P.H.; Miller, G.L., 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61 (3): 117-124.
- Grimmond, C.; Christen, A., 2012. Flux measurements in urban ecosystems. *FluxLetter, The newsletter of FLUXNET*, 5 (1): 1-8. [https://fluxnet.ornl.gov/sites/default/files/FluxLetter\\_Vol5\\_no1.pdf](https://fluxnet.ornl.gov/sites/default/files/FluxLetter_Vol5_no1.pdf)
- Grimmond, C.S.B.; Oke, T.; Cleugh, H., 1993. The role of "rural" in comparisons of observed suburban-rural flux differences. Exchange processes at the land surface for a range of space and time scales. *Proceedings of Yokohama (IAHS Publ, vol. 212)*, 165-174. [http://hydrologie.org/redbooks/a212/iahs\\_212\\_0165.pdf](http://hydrologie.org/redbooks/a212/iahs_212_0165.pdf)
- Grimmond, C.S.B.; Oke, T.R., 1991. An evapotranspiration-interception model for urban areas. *Water Resources Research*, 27 (7): 1739-1755. <http://dx.doi.org/10.1029/91wr00557>
- Gromaire, M.; Ramier, D.; Seidl, M.; Berthier, E.; Saad, M.; de Gouvello, B., 2013. Incidence of extensive green roof structures on the quantity and the quality of runoff waters. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin 2013.
- Guan, M.F.; Sillanpaa, N.; Koivusalo, H., 2015. Modelling and assessment of hydrological changes in a developing urban catchment. *Hydrological Processes*, 29 (13): 2880-2894. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10410>



- Haase, D., 2009. Effects of urbanisation on the water balance - A long-term trajectory. *Environmental Impact Assessment Review*, 29 (4): 211-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2009.01.002>
- Hardison, E.C.; O'Driscoll, M.A.; DeLoatch, J.P.; Howard, R.J.; Brinson, M.M., 2009. Urban Land Use, Channel Incision, and Water Table Decline Along Coastal Plain Streams, North Carolina(1). *Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4): 1032-1046. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00345.x>
- Hassane, A.B.; Leduc, C.; Favreau, G.; Bekins, B.A.; Margueron, T., 2016. Impacts of a large Sahelian city on groundwater hydrodynamics and quality: example of Niamey (Niger). *Hydrogeology Journal*, 24 (2): 407-423. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-015-1345-z>
- Hayashi, T.; Tokunaga, T.; Aichi, M.; Shimada, J.; Taniguchi, M., 2009. Effects of human activities and urbanization on groundwater environments: An example from the aquifer system of Tokyo and the surrounding area. *Science of the Total Environment*, 407 (9): 3165-3172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.012>
- Hejazi, M.I.; Moglen, G.E., 2008. The effect of climate and land use change on flow duration in the Maryland Piedmont region. *Hydrological Processes*, 22 (24): 4710-4722. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7080>
- Hollis, G.E.; Ovenden, J.C., 1988a. One year irrigation experiment to assess losses and runoff volume relationships for a residential road in Hertfordshire, England. *Hydrological Processes*, 2 (1): 61-74. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.3360020106>
- Hollis, G.E.; Ovenden, J.C., 1988b. The quantity of stormwater runoff from 10 stretches of road, a car park and 8 roofs in Hertfordshire, England during 1983. *Hydrological Processes*, 2 (3): 227-243. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.3360020304>
- Homa, E.S.; Brown, C.; McGarigal, K.; Compton, B.W.; Jackson, S.D., 2013. Estimating hydrologic alteration from basin characteristics in Massachusetts. *Journal of Hydrology*, 503: 196-208. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.008>
- Hoque, M.A.; Hoque, M.M.; Ahmed, K.M., 2007. Declining groundwater level and aquifer dewatering in Dhaka metropolitan area, Bangladesh: causes and quantification. *Hydrogeology Journal*, 15 (8): 1523-1534. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-007-0226-5>
- Huang, S.Y.; Cheng, S.J.; Wen, J.C.; Lee, J.H., 2008. Identifying peak-imperviousness-recurrence relationships on a growing-impervious watershed, Taiwan. *Journal of Hydrology*, 362 (3-4): 320-336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.09.002>
- Jacobs, C.; Elbers, J.; Broksma, R.; Hartogensis, O.; Moors, E.; Rodríguez-Carretero Márquez, M.T.; van Hove, B., 2015. Assessment of evaporative water loss from Dutch cities. *Building and Environment*, 83: 27-38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.07.005>
- Jacobson, C.R., 2011. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management*, 92 (6): 1438-1448. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.018>
- Jeppesen, J.; Christensen, S.; Ladekarl, U.L., 2011. Modelling the historical water cycle of the Copenhagen area 1850-2003. *Journal of Hydrology*, 404 (3-4): 117-129. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.20.10.12.022>
- Kauffman, G.J.; Belden, A.C.; Vonck, K.J.; Homsey, A.R., 2009. Link between Impervious Cover and Base Flow in the White Clay Creek Wild and Scenic Watershed in Delaware. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14 (4): 324-334. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2009\)14:4\(324\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2009)14:4(324))
- Lee, J.Y.; Choi, M.J.; Kim, Y.Y.; Lee, K.K., 2005. Evaluation of hydrologic data obtained from a local groundwater monitoring network in a metropolitan city, Korea. *Hydrological Processes*, 19 (13): 2525-2537. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.5689>
- Lemonsu, A.; Masson, V.; Berthier, E., 2007. Improvement of the hydrological component of an urban soil-vegetation-atmosphere-transfer model. *Hydrological Processes*, 21 (16): 2100-2111. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6373>
- Letellier, L.; Berthier, E.; Darboux, N., 2010. Développement d'un infiltromètre pour mesurer les infiltrations d'eau à la surface des chaussées. *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 277 (juillet-septembre 2010): 19-30.
- Li, Y., 2015. *Modélisation des processus hydrologiques au sein d'un bassin versant urbain - Étude d'un module d'écoulement dans la zone saturée et application au projet urbain du futur campus Paris-Saclay*. Ecole Centrale, Nantes.
- Mc Pherson, M.B., 1974. *Hydrological effects of urbanization: Unesco Press (Studies and reports in hydrology, n°18)*, Paris, (Report of the Sub-group on the Effects of Urbanization on the Hydrological Environment, of the Co-ordinating Council of the International Hydrological Decade), 280 p. [http://hydrologie.org/BIB/Publ\\_UNESCO/SR\\_018\\_E\\_1974.pdf](http://hydrologie.org/BIB/Publ_UNESCO/SR_018_E_1974.pdf)
- McGrane, S.J., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 61 (13): 2295-2311. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- Mikita, M.; Yamanaka, T.; Lorphensri, O., 2011. Anthropogenic changes in a confined groundwater flow system in the Bangkok basin, Thailand, part I: was groundwater-recharge enhanced? *Hydrological Processes*, 25 (17): 2726-2733. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.8013>
- Miller, J.D.; Kim, H.; Kjeldsen, T.R.; Packman, J.; Grebby, S.; Dearden, R., 2014. Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a pen-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology*, 515: 59-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.011>
- Motta, J.C.; Tucci, C.E.M., 1984. Simulation of the urbanization effect in flow. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 29 (2): 131-147. <http://dx.doi.org/10.1080/02626668409490930>
- Musolf, A.; Leschik, S.; Reinstorf, F.; Strauch, G.; Schirmer, M., 2010. Micropollutant Loads in the Urban Water Cycle. *Environmental Science & Technology*, 44 (13): 4877-4883. <http://dx.doi.org/10.1021/es903823a>
- Niehoff, D.; Fritsch, U.; Bronstert, A., 2002. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology*, 267 (1-2): 80-93. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(02\)00142-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(02)00142-7)
- Nouri, H.; Beecham, S.; Kazemi, F.; Hassanli, A.M., 2013. A review of ET measurement techniques for estimating the water requirements of urban landscape vegetation. *Urban Water Journal*, 10 (4): 247-259. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2012.726360>

- O'Driscoll, M.; Clinton, S.; Jefferson, A.; Manda, A.; McMillan, S., 2010. Urbanization Effects on Watershed Hydrology and In-Stream Processes in the Southern United States. *Water*, 2 (3): 605-648. <http://dx.doi.org/10.3390/w2030605>
- Onishi, A.; Cao, X.; Ito, T.; Shi, F.; Imura, H., 2010. Evaluating the potential for urban heat-island mitigation by greening parking lots. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9 (4): 323-332. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2010.06.002>
- Ozdemir, A., 2015. Investigation of sinkholes spatial distribution using the weights of evidence method and GIS in the vicinity of Karapinar (Konya, Turkey). *Geomorphology*, 245: 40-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.04.034>
- Ragab, R.; Bromley, J.; Rosier, P.; Cooper, J.D.; Gash, J.H.C., 2003a. Experimental study of water fluxes in a residential area: 1. Rainfall, roof runoff and evaporation: the effect of slope and aspect. *Hydrological Processes*, 17 (12): 2409-2422. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1250>
- Ragab, R.; Rosier, P.; Dixon, A.; Bromley, J.; Cooper, J.D., 2003b. Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation. *Hydrological Processes*, 17 (12): 2423-2437. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1251>
- Ramamurthy, P.; Bou-Zeid, E., 2014. Contribution of impervious surfaces to urban evaporation. *Water Resources Research*, 50 (4): 2889-2902. <http://dx.doi.org/10.1002/2013wr013909>
- Ramier, D.; Berthier, E.; Andrieu, H., 2004. An urban lysimeter to assess runoff losses on asphalt concrete plates. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29 (11-12): 839-847. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2004.05.011>
- Ramier, D.; Berthier, E.; Andrieu, H., 2011. The hydrological behaviour of urban streets: long-term observations and modelling of runoff losses and rainfall-runoff transformation. *Hydrological Processes*, 25 (14): 2161-2178. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7968>
- Redfern, T.W.; Macdonald, N.; Kjeldsen, T.R.; Miller, J.D.; Reynard, N., 2016. Current understanding of hydrological processes on common urban surfaces. *Progress in Physical Geography*, 40 (5): 699-713. <http://dx.doi.org/10.1177/0309133316652819>
- Rocheta, V.L.S.; Isidoro, J.; de Lima, J., 2017. Infiltration of Portuguese cobblestone pavements - An exploratory assessment using a double-ring infiltrometer. *Urban Water Journal*, 14 (3): 291-297. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2015.1111914>
- Rodriguez, F., 2014. *Compte-rendu de la campagne FluxSAP 2012 : Rapport du projet Rosenhy.*, 9 p.
- Rodriguez, F.; Augris, P.; Flahaut, B.; Jankowsky, S.; Lebouc, L.; Mosini, M.-L.; Mosset, A.; Pineau, L.; Rouaud, J.-M.; Yilmaz, D., 2013. Apport des observations hydrologiques a differentes echelles en milieu urbain. *Quelles innovations pour la gestion durable des eaux pluviales en milieu urbain ?* Nante, s3-5 décembre 2013, 10 p. [http://inogedep2013.sciencesconf.org/conference/inogedep2013/pages/Rodriguez\\_2.pdf](http://inogedep2013.sciencesconf.org/conference/inogedep2013/pages/Rodriguez_2.pdf)
- Rozell, D., 2010. Urbanization and Trends in Long Island Stream Base Flow. *Seventeenth Conference on "Geology (LIG Abstracts)*. Long Island and Metropolitan New York. Stony Brook University: Department of Geosciences, 12 p. <http://dspace.sunyconnect.suny.edu/bitstream/handle/1951/50987/RozellConfPaper.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Rutsch, M.; Rieckermann, J.; Krebs, P., 2006. Quantification of sewer leakage: a review. *Water Science and Technology*, 54 (6-7): 135-144. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2006.616>
- Salam, Y., 2015. *Mesure de l'évapotranspiration à petite échelle spatiale en milieu urbain. Rapport de stage.* Ecole Centrale de Nantes, 53 p.
- Salavati, B.; Oudin, L.; Furusho-Percot, C.; Ribstein, P., 2016. Modeling approaches to detect land-use changes: Urbanization analyzed on a set of 43 US catchments. *Journal of Hydrology*, 538: 138-151. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.010>
- Salvadore, E.; Bronders, J.; Batelaan, O., 2015. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. *Journal of Hydrology*, 529: 62-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028>
- Schirmer, M.; Leschik, S.; Musoff, A., 2013. Current research in urban hydrogeology - A review. *Advances in Water Resources*, 51: 280-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>
- Seo, Y.; Choi, N.J.; Schmidt, A.R., 2013. Contribution of directly connected and isolated impervious areas to urban drainage network hydrographs. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17 (9): 3473-3483. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-17-3473-2013>
- Sillanpaa, N.; Koivusalo, H., 2015. Impacts of urban development on runoff event characteristics and unit hydrographs across warm and cold seasons in high latitudes. *Journal of Hydrology*, 521: 328-340. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.12.008>
- Starke, P.; Wallmeyer, C.; Rolver, S.; Gobel, P.; Coldewey, W.G., 2011. Development of a new laboratory evaporation measurement device as decision support for evaporation-optimized building. *Building and Environment*, 46 (12): 2552-2561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.06.010>
- Thomas, A.; Tellam, J., 2006. Modelling of recharge and pollutant fluxes to urban groundwaters. *Science of the Total Environment*, 360 (1-3): 158-179. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.050>
- Valtanan, M.; Sillanpaa, N.; Setälä, H., 2014. Effects of land use intensity on stormwater runoff and its temporal occurrence in cold climates. *Hydrological Processes*, 28 (4): 2639-2650. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9819>
- Vazquez-Sune, E.; Sanchez-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. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-004-0360-2>
- Vogel, J.R.; Moore, T.L., 2016. Urban Stormwater Characterization, Control, and Treatment. *Water Environment Research*, 88 (10): 1918-1950. <http://dx.doi.org/10.2175/106143016X14696400495938>
- Voyde, E.; Fassman, E.; Simcock, R.; Wells, J., 2010. Quantifying Evapotranspiration Rates for New Zealand Green Roofs. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15 (6): 395-403. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000141](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000141)
- Wiles, T.J.; Sharp, J.M., 2008. The Secondary Permeability of Impervious Cover. *Environmental & Engineering Geoscience*, 14 (4): 251-265. <http://dx.doi.org/10.2113/gseengeosci.14.4.251>

- Wouters, H.; Demuzere, M.; Ridder, K.D.; van Lipzig, N.P.M., 2015. The impact of impervious water-storage parametrization on urban climate modelling. *Urban Climate*, 11: 24-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2014.11.005>
- Yao, L.; Chen, L.D.; Wei, W., 2016a. Assessing the effectiveness of imperviousness on stormwater runoff in micro urban catchments by model simulation. *Hydrological Processes*, 30 (12): 1836-1848. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10758>
- Yao, L.; Wei, W.; Chen, L.D., 2016b. How does imperviousness impact the urban rainfall-runoff process under various storm cases? *Ecological Indicators*, 60: 893-905. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.041>
- Zhang, L.; Kennedy, C., 2006. Determination of sustainable yield in urban groundwater systems: Beijing, China. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11 (1): 21-28. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2006\)11:1\(21\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2006)11:1(21))

## 2. Conséquences de l'artificialisation des sols sur la qualité des eaux pluviales

- Barbosa, A.E.; Fernandes, J.N.; David, L.M., 2012. Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Research*, 46 (20): 6787-6798. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029>
- Becouze-Lareure, C., 2010. *Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants*. Thèse de doctorat (Génie civil urbain). INSA, Lyon. 289 p.
- Benotti, M.J.; Brownawell, B.J., 2007. Distributions of pharmaceuticals in an urban estuary during both dry- and wet-weather conditions. *Environmental Science & Technology*, 41 (16): 5795-5802. <http://dx.doi.org/10.1021/es0629965>
- Bjorklund, K.; Cousins, A.P.; Stromvall, A.M.; Malmqvist, P.A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment*, 407 (16): 4665-4672. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.040>
- Blanchoud, H.; Farrugia, F.; Mouchel, J.M., 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. *Chemosphere*, 55 (6): 905-913. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.061>
- Bressy, A., 2010. *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales*. Thèse de doctorat (Sciences et techniques de l'environnement). Université Paris Est, 332 p. [http://www.lesu.fr/opur/IMG/pdf/Memoire\\_Doctorat\\_Bressy.pdf](http://www.lesu.fr/opur/IMG/pdf/Memoire_Doctorat_Bressy.pdf)
- Bressy, A.; Gromaire, M.C.; Lorgeoux, C.; Saad, M.; Leroy, F.; Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Research*, 46 (20): 6799-6810. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017>
- Brombach, H.; Weiss, G.; Fuchs, S., 2005. A new database on urban runoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems. *Water Science and Technology*, 51 (2): 119-128.
- Brown, J.N.; Peake, B.M., 2006. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359 (1-3): 145-155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016>
- Bucheli, T.D.; Muller, S.R.; Voegelin, A.; Schwarzenbach, R.P., 1998. Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R,S)-mecoprop in roof runoff waters: Potential contamination of groundwater and surface waters. *Environmental Science & Technology*, 32 (22): 3465-3471. <http://dx.doi.org/10.1021/es980318f>
- Buerge, I.J.; Poiger, T.; Muller, M.D.; Buser, H.R., 2006. Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine. *Environmental Science & Technology*, 40 (13): 4096-4102. <http://dx.doi.org/10.1021/es052553j>
- Burkhardt, M.; Kupper, T.; Hean, S.; Haag, R.; Schmid, P.; Kohler, M.; Boller, M., 2007. Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. *Water Science and Technology*, 56 (12): 63-67. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.807>
- Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Vonbank, R.; Bester, K.; Carmeliet, J.; Boller, M.; Wangler, T., 2012. Leaching of Biocides from Facades under Natural Weather Conditions. *Environmental Science & Technology*, 46 (10): 5497-5503. <http://dx.doi.org/10.1021/es2040009>
- Burton, G.A.; Pitt, R., 2002. *Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers*. Lewis Publisher, 911 p.
- Chérin, N., 2017. *Modélisation des flux de dépôts atmosphériques du plomb et du cadmium à l'échelle urbaine*. Thèse de doctorat. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris. 147 p.
- Cladiere, M., 2012. *Sources, transfert et devenir des alkylphénols et du bisphénol A dans le bassin amont de la Seine : cas de la région Île-de-France*. Thèse de doctorat (Sciences et Technique de l'Environnement). Université Paris-Est, Champs sur Marne. 253 p. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00816845v2/document>
- Cladiere, M.; Gasperi, J.; Lorgeoux, C.; Bonhomme, C.; Rocher, V.; Tassin, B., 2013. Alkylphenolic compounds and bisphenol A contamination within a heavily urbanized area: case study of Paris. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (5): 2973-2983. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1220-6>
- Clark, S.; Pitt, R.; Burian, S.; Field, R., 2002. Urban wet-weather flows. *Water Environment Research*, 74 (5): 106-230. <http://dx.doi.org/10.2175/106143002x140422>
- Clark, S.E.; Burian, S.; Pitt, R.; Field, R., 2007. Urban wet-weather flows. *Water Environment Research*, 79 (10): 1166-1227. <http://dx.doi.org/10.2175/106143007x218386>
- Delamain, M.; Ruban, V.; Rodriguez, F., 2016. Comparaison des pratiques d'entretien des surfaces urbaines entre le bassin versant du pin sec (Nantes) et un écoquartier adjacent—cas des pesticides et des métaux. *Techniques Sciences Méthodes*, (5): pp. 34-52.
- Eawag, 2009. *Informations concernant le mecoprop contenu dans les couches bitumeuses des toitures végétalisées*. Berne: Office fédéral de l'environnement, (Referenz/Aktenzeichen/ 131-0459), 4 p. <http://www.lab-immo.ch/spec/lab->

[immo/Concepts/Toiture/M%C3%A9coprop contenu dans les couches bitumeuses des toitures v%C3%A9g%C3%A9nalis%C3%A9es.pdf](#)

- El Mufleh, A., 2009. Répartition des micropolluants métalliques et organiques au sein de la matrice solide des sédiments issus de l'assainissement des eaux pluviales urbaines. Comparaison et critiques de méthodes de fractionnement. Thèse de doctorat (Génie civil). Ecole Centrale de Nantes, 231 p.
- Eriksson, E.; Baun, A.; Mikkelsen, P.S.; Ledin, A., 2007. Risk assessment of xenobiotics in stormwater discharged to Harrestrup angstrom, Denmark. *Desalination*, 215 (1-3): 187-197. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2006.12.008>
- Fam, S.; Stenstrom, M.K.; Silverman, G., 1987. Hydrocarbons in urban runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 113 (5): 1032-1046.
- Forster, J., 1999. Variability of roof runoff quality. *Water Science and Technology*, 39 (5): 137-144. [http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223\(99\)00095-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(99)00095-5)
- Fuchs, S.; Brombach, H.; Weiss, G., 2004. New database on urban runoff pollution. *NOVATECH 2004*. Lyon, 145-152.
- Gasperi, J.; Garnaud, S.; Rocher, V.; Moilleron, R., 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. *Science of the Total Environment*, 407 (1): 263-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.015>
- Gasperi, J.; Gromaire, M.C.; Kafi, M.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2010. Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44 (20): 5875-5886. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.008>
- Gasperi, J.; Sebastian, C.; Ruban, V.; Delamain, M.; Percot, S.; Wiest, L.; Mirande, C.; Caupos, E.; Demare, D.; Kessoo, M.D.; Saad, M.; Schwartz, J.J.; Dubois, P.; Fratta, C.; Wolff, H.; Moilleron, R.; Chebbo, G.; Cren, C.; Millet, M.; Barraud, S.; Gromaire, M.C., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5267-5281. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>
- Gromaire, M.C.; Garnaud, S.; Saad, M.; Chebbo, G., 2001. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research*, 35 (2): 521-533. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(00\)00261-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00261-x)
- Gromaire, M.C.; Robert-Sainte, P.; Bressy, A.; Saad, M.; De Gouvello, B.; Chebbo, G., 2011. Zn and Pb emissions from roofing materials - modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment. *Water Science and Technology*, 63 (11): 2590-2597. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.160>
- Huang, X.J.; Pedersen, T.; Fischer, M.; White, R.; Young, T.M., 2004. Herbicide runoff along highways. 1. Field observations. *Environmental Science & Technology*, 38 (12): 3263-3271. <http://dx.doi.org/10.1021/es034847h>
- Ineris, 2015. *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Fluoranthène*. Paris: Ineris, (DRC-14-136881-07005A), 28 p. <http://www.ineris.fr/substances/fr/>
- Jiang, W.Y.; Haver, D.; Rust, M.; Gan, J., 2012. Runoff of pyrethroid insecticides from concrete surfaces following simulated and natural rainfalls. *Water Research*, 46 (3): 645-652. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.023>
- Jungnickel, C.; Stock, F.; Brandsch, T.; Ranke, J., 2008. Risk assessment of biocides in roof paint. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (3): 258-265. <http://dx.doi.org/10.1065/espr2007.12.465>
- Kalmykova, Y.; Bjorklund, K.; Stromvall, A.M.; Blom, L., 2013. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachates and stormwater. *Water Research*, 47 (3): 1317-1328. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.054>
- Lamprea, K., 2009. *Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs périurbains*. Thèse de doctorat (Sciences de l'environnement/Ingénierie de l'environnement). Ecole Centrale de Nantes, 244 p. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01002809/document>
- Lamprea, K.; Ruban, V., 2011a. Characterization of atmospheric deposition and runoff water in a small suburban catchment. *Environmental Technology*, 32 (10): 1141-1149. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2010.528045>
- Lamprea, K.; Ruban, V., 2011b. Pollutant concentrations and fluxes in both stormwater and wastewater at the outlet of two urban watersheds in Nantes (France). *Urban Water Journal*, 8 (4): 219-231. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2011.596211>
- Miyauchi, T.; Mori, M., 2008. Effect of components of leaching medium on the leaching of benzalkonium chloride from treated wood. *Journal of Wood Science*, 54 (6): 490-494. <http://dx.doi.org/10.1007/s10086-008-0974-4>
- 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 (2): 893-903. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.024>
- Percot, S., 2012. *Contribution des retombées atmosphériques aux flux de polluants issus d'un petit bassin versant urbain: Cas du Pin Sec à Nantes*. Ecole centrale de Nantes, 210 p. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00851955/document>
- Pitt, R.; Maestre, A., 2005. Stormwater quality as described in the National Stormwater Quality Database (NSQD). *10th International Conference on Urban Drainage*. Copenhagen, Denmark.
- Quaghebeur, D.; De Smet, B.; De Wulf, E.; Steurbaut, W., 2004. Pesticides in rainwater in Flanders, Belgium: results from the monitoring program 1997-2001. *Journal of Environmental Monitoring*, 6 (3): 182-190. <http://dx.doi.org/10.1039/b312558k>
- Robert-Sainte, P.; Gromaire, M.C.; De Gouvello, B.; Saad, M.; Chebbo, G., 2009. Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 5612-5618. <http://dx.doi.org/10.1021/es9002108>
- Rossi, L., 1998. *Qualité des eaux de ruissellement urbaines*. PhD Thesis. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse. 303 p.
- Sabin, L.D.; Lim, J.H.; Stolzenbach, K.D.; Schiff, K.C., 2005. Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. *Water Research*, 39 (16): 3929-3937. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.003>



- Sainte, P., 2010. *Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement*. Thèse de doctorat. Ecole des Ponts ParisTech, 427 p. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00539932/document>
- Schoknecht, U.; Gruycheva, J.; Mathies, H.; Bergmann, H.; Burkhardt, M., 2009. Leaching of Biocides Used in Facade Coatings under laboratory Test Conditions. *Environmental Science & Technology*, 43 (24): 9321-9328. <http://dx.doi.org/10.1021/es9019832>
- Schoknecht, U.; Wegner, R.; Horn, W.; Jann, O., 2003. Emission of biocides from treated materials - Test procedures for water and air. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (3): 154-161. <http://dx.doi.org/10.1065/espr2002.09.133>
- Schwager, J.; Irlès, A.; Thiriart, J.; Claverie, R.; Morel, J.-L.; Ruban, V., 2014. Rejets et rétentions d'éléments traces métalliques par les toitures végétalisées-Premiers résultats d'une expérimentation in situ. *Techniques Sciences Méthodes*, 1/2 (janvier-février): 61-69. <http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201401061>
- Schwager, J.; Schaal, L.; Simonnot, M.O.; Claverie, R.; Ruban, V.; Morel, J.L., 2015. Emission of trace elements and retention of Cu and Zn by mineral and organic materials used in green roofs. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1789-1801. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0962-9>
- Smullen, J.T.; Shallcross, A.L.; Cave, K.A., 1999. Updating the US nationwide urban runoff quality data base. *Water Science and Technology*, 39 (12): 9-16. [http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223\(99\)00312-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(99)00312-1)
- Sternbeck, J.; Sjodin, A.; Andreasson, K., 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36 (30): 4735-4744. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(02\)00561-7](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(02)00561-7)
- Ter Schure, A.F.H.; Larsson, P.; Agrell, C.; Boon, J.P., 2004. Atmospheric transport of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls to the Baltic sea. *Environmental Science & Technology*, 38 (5): 1282-1287. <http://dx.doi.org/10.1021/es0348086>
- Thorpe, A.; Harrison, R.M., 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400 (1-3): 270-282. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>
- Thuyet, D.Q.; Jorgenson, B.C.; Wissel-Tyson, C.; Watanabe, H.; Young, T.M., 2012. Wash off of imidacloprid and fipronil from turf and concrete surfaces using simulated rainfall. *Science of the Total Environment*, 414: 515-524. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.051>
- Van de Voorde, A.; Lorgeoux, C.; Gromaire, M.C.; Chebbo, G., 2012. Analysis of quaternary ammonium compounds in urban stormwater samples. *Environmental Pollution*, 164: 150-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.037>
- Varrault, G.; Rocher, V.; Bracmort, G.; Louis, Y.; Matar, Z., 2012. Vers une nouvelle méthode de détermination des métaux labiles dans les milieux aquatiques. *Techniques Sciences Methodes-Genie Urbain Genie Rural*, 4 (avril): 56. <http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201204056>
- Vialle, C.; Sablayrolles, C.; Silvestre, J.; Monier, L.; Jacob, S.; Huau, M.C.; Montrejeud-Vignoles, M., 2013. Pesticides in roof runoff: Study of a rural site and a suburban site. *Journal of Environmental Management*, 120: 48-54. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.023>
- Wittmer, I.; Burkhardt, M., 2009. Dynamique des rejets de biocides et de pesticides. *Eawag News*, 671: 8-11. <http://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A9958/datastream/PDF/view>
- Zgheib, S., 2009. *Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire*. Thèse de doctorat ENPC (Sciences et Techniques de l'Environnement). Ecole des Ponts ParisTech., 349 p. <http://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00554932/document>
- Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2011. Influence of the land use pattern on the concentrations and fluxes of priority pollutants in urban stormwater. *Water Science and Technology*, 64 (7): 1450-1458. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.770>
- Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1-Case of separate storm sewers. *Water Research*, 46 (20): 6683-6692. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>

### 3. La gestion alternative des eaux pluviales

- AESN, 2013. *Outils de bonne gestion des eaux pluviales. Document d'orientation pour une meilleure maîtrise des polluants dès l'origine du ruissellement*: Agence de l'Eau Seine Normandie, Leesu, Composante urbaine, 64 p. [http://www.eau-seine-normandie.fr/fileadmin/mediatheque/Dossier\\_partage/COLLECTIVITES-partage/EAUX\\_PLUVIALES/](http://www.eau-seine-normandie.fr/fileadmin/mediatheque/Dossier_partage/COLLECTIVITES-partage/EAUX_PLUVIALES/)
- 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. *Novatech 2013*. Lyon, 23-27 juin, 10 p.
- Alfredo, K.; Montalto, F.; Goldstein, A., 2010. Observed and Modeled Performances of Prototype Green Roof Test Plots Subjected to Simulated Low- and High-Intensity Precipitations in a Laboratory Experiment. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15 (6): 444-457. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000135](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000135)
- Apur, 2015. *Préservation et valorisation de la ressource en eau brute - Une gestion parisienne des eaux pluviales*, 120 p. <http://www.apur.org>
- Asleson, B.C.; Nestingen, R.S.; Gulliver, J.S.; Hozalski, R.M.; Nieber, J.L., 2009. Performance Assessment of Rain Gardens(1). *Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4): 1019-1031. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00344.x>
- Autixier, L.; Mailhot, A.; Bolduc, S.; Madoux-Humery, A.S.; Galarneau, M.; Prevost, M.; Dorner, S., 2014. Evaluating rain gardens as a method to reduce the impact of sewer overflows in sources of drinking water. *Science of the Total Environment*, 499: 238-247. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.030>
- Azzout, Y.; Barraud, S.; Crès, F.N.; Alfakih, E., 1994. *Nouvelles approches pour la conception des technologies alternatives au réseau de conduites*. Lyon: GRAIE, 10 p.



- Bäckström, M.; Viklander, M.; Malmqvist, P.-A., 2006. Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. *Urban Water Journal*, 3 (2): 55-67.
- Ball, J.E.; Rankin, K., 2010. The hydrological performance of a permeable pavement. *Urban Water Journal*, 7 (2): 79-90. <http://dx.doi.org/10.1080/15730620902969773>
- Ballard, B.W.; Kellagher, R.; Martin, P.; Jefferies, C.; Bray, R.; Shaffer, P., 2007. *The SUDS manual*. London: Construction Industry Research & Information Association (CIRIA), 937 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*, (ANR PRECODD - Programme ECOPLUIES Techniques alternatives de traitement des eaux pluviales et de leurs sous-produits : vers la maîtrise du fonctionnement des ouvrages d'infiltration urbains), 62 p. [http://www.graie.org/ecopluiers/delivrables/55729e\\_guidemodifie\\_20090203fin6-2.pdf](http://www.graie.org/ecopluiers/delivrables/55729e_guidemodifie_20090203fin6-2.pdf)
- Barrett, M.; Lantin, A.; Austrheim-Smith, S.; Trb, 2004. Storm water pollutant removal in roadside vegetated buffer strips. *Highway Facility Design 2004; Including 2004 Thomas B. Deen Distinguished Lecture*. Washington: Transportation Research Board Natl Research Council (Transportation Research Record), 129-140.
- Barrett, M.E.; Limouzin, M.; Lawler, D.F., 2013. Effects of Media and Plant Selection on Biofiltration Performance. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 139 (4): 462-470. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000551](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000551)
- Berndtsson, J.C., 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering*, 36 (4): 351-360. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.014>
- Bollig, S.R., 2007. *Diffusion of innovations: how local governments shape public policy to promote progressive stormwater management*. . Master's thesis. . Department of Planning, Public Policy and Management, University of Oregon.
- Bowler, D.E.; Buyung-Ali, L.; Knight, T.M.; Pullin, A.S., 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97 (3): 147-155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>
- Brander, K.E.; Owen, K.E.; Potter, K.W., 2004. Modeled impacts of development type on runoff volume and infiltration performance. *Journal of the American Water Resources Association*, 40 (4): 961-969. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb01059.x>
- Brattebo, B.O.; Booth, D.B., 2003. Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Research*, 37 (18): 4369-4376. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(03\)00410-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(03)00410-x)
- Bressy, A., 2010. *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales*. Thèse de doctorat (Sciences et techniques de l'environnement). Université Paris Est, 332 p. [http://www.leesu.fr/opur/IMG/pdf/Memoire\\_Doctorat\\_Bressy.pdf](http://www.leesu.fr/opur/IMG/pdf/Memoire_Doctorat_Bressy.pdf)
- Bressy, A.; Gromaire, M.C.; Lorgeoux, C.; Saad, M.; Leroy, F.; Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Research*, 46 (20): 6799-6810. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017>
- Brown, R.A.; Hunt, W.F., 2011a. Impacts of Media Depth on Effluent Water Quality and Hydrologic Performance of Undersized Bioretention Cells. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 137 (3): 132-143. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000167](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000167)
- Brown, R.A.; Hunt, W.F., 2011b. Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 137 (11): 1082-1091. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000437](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000437)
- Brown, R.A.; Hunt, W.F., 2012. Improving bioretention/biofiltration performance with restorative maintenance. *Water Science and Technology*, 65 (2): 361-367. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2012.860>
- Campisano, A.; Butler, D.; Ward, S.; Burns, M.J.; Friedler, E.; DeBusk, K.; Fisher-Jeffes, L.N.; Ghisi, E.; Rahman, A.; Furumai, H.; Han, M., 2017. Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives. *Water Research*, 115: 195-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.056>
- Carré, C.; Deutsch, J.C., 2015. *L'eau dans la ville: une amie qui nous fait la guerre*. Editions de l'Aube.
- Castro-Fresno, D.; Andres-Valeri, V.C.; Sanudo-Fontaneda, L.A.; Rodriguez-Hernandez, J., 2013. Sustainable Drainage Practices in Spain, Specially Focused on Pervious Pavements. *Water*, 5 (1): 67-93. <http://dx.doi.org/10.3390/w5010067>
- Chapman, C.; Horner, R.R., 2010. Performance Assessment of a Street-Drainage Bioretention System. *Water Environment Research*, 82 (2): 109-119. <http://dx.doi.org/10.2175/106143009X426112>
- Chebbo, G.; Gromaire, M.-C.; Lucas, E., 2003. Protocole VICAS: mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (12): 39-49.
- Cherqui, F.; Wery, C.; Le Nouveau, N.; Rodriguez, F.; Joannis, C.; Sibeud, E.; Barraud, S., 2016. De la gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement aux techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, une nouvelle histoire à écrire pour la gestion intégrée des eaux urbaines. *Sciences Eaux et Territoires*, 20: 22-27.
- Cossais, N.; Sibeud, E.; Floriat, M., 2016. Le projet " Ville Perméable": évaluation du cycle de vie des ouvrages publics de gestion des eaux pluviales. *Novatech 2016*. Lyon.
- Daligault, A.; Meaudre, D.; Arnault, D.; Duc, V.; Bardin, N.; Aires, N.; Biau, D.; Schmid, J.; Clement, P.; Viau, J.Y., 1999. Stormwater and lamella settlers: Efficiency and reality. *Water Science and Technology*, 39 (2): 93-101. [http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223\(99\)00012-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(99)00012-8)
- Datry, T., 2003. *Urbanisation et Nappes Phréatiques; Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale*. Thèse de Doctorat. Université Claude Bernard, Lyon. 215 p.

- Davis, A.P., 2008. Field performance of bioretention: Hydrology impacts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13 (2): 90-95. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2008\)13:2\(90\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:2(90))
- Davis, A.P.; Hunt, W.F.; Traver, R.G.; Clar, M., 2009. Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135 (3): 109-117. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(109\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109))
- Davis, A.P.; Traver, R.G.; Hunt, W.F.; Lee, R.; Brown, R.A.; Olszewski, J.M., 2012. Hydrologic Performance of Bioretention Storm-Water Control Measures. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17 (5): 604-614. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000467](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000467)
- Dechesne, M., 2002. *Mesure et modélisation des flux d'eau et de polluants dans les systèmes d'infiltration*. Thèse. INSA, Lyon. 278 p.
- Deletic, A.; Fletcher, T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment - a field and modelling study. *Journal of Hydrology*, 317 (3-4): 261-275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.021>
- Dibiasi, C.J.; Li, H.; Davis, A.P.; Ghosh, U., 2009. Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environmental Science & Technology*, 43 (2): 494-502. <http://dx.doi.org/10.1021/es802090g>
- Dietz, M.E., 2007. Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water Air and Soil Pollution*, 186 (4): 351-363. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-007-9484-z>
- Dietz, M.E.; Clausen, J.C., 2005. A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water Air and Soil Pollution*, 167 (4): 123-138. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-005-8266-8>
- Djedjig, R.; Bozonnet, E.; Belarbi, R., 2015. Analysis of thermal effects of vegetated envelopes: Integration of a validated model in a building energy simulation program. *Energy and Buildings*, 86: 93-103. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.09.057>
- Drake, J.; Bradford, A., 2013. Assessing the potential for restoration of surface permeability for permeable pavements through maintenance. *Water Science and Technology*, 68 (9): 1950-1958. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2013.450>
- DRIEE, 2012. *Doctrine relative à l'instruction des dossiers de rejets d'eaux pluviales dans le cadre de la police de l'eau (rubrique 2.1.5.0.) et de la police des ICPE*. Paris: Direction régionale et interdépartementale de l'Environnement et de l'Energie d'Ile de France,.
- Dussailant, A.R.; Cuevas, A.; Potter, K.W., 2005. Stormwater infiltration and focused groundwater recharge in a rain garden: simulations for different world climates. In: Savic, D.A.; Marino, M.A.; Savenije, H.G.; Bertoni, J.C., eds. *Sustainable Water Management Solutions for Large Cities*. Wallingford: Int Assoc Hydrological Sciences (Iahs Publication), 178-184. <Go to ISI>://WOS:000248925400024
- El-Mufleh, A.; Bechet, B.; Ruban, V.; Legret, M.; Clozel, B.; Barraud, S.; Gonzalez-Merchan, C.; Bedell, J.P.; Delolme, C., 2014. Review on physical and chemical characterizations of contaminated sediments from urban stormwater infiltration basins within the framework of the French observatory for urban hydrology (SOERE URBIS). *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5329-5346. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-2490-3>
- Emerson, C.H.; Traver, R.G., 2008. Multiyear and seasonal variation of infiltration from storm-water best management practices. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 134 (5): 598-605. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(2008\)134:5\(598\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2008)134:5(598))
- Endreny, T.; Collins, V., 2009. Implications of bioretention basin spatial arrangements on stormwater recharge and groundwater mounding. *Ecological Engineering*, 35 (5): 670-677. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.017>
- European Commission; Directorate-General for Research and Innovation, 2015. *Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on 'Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities'*. Luxembourg European Union.
- Fassman, E.A.; Blackburn, S., 2010. Urban Runoff Mitigation by a Permeable Pavement System over Impermeable Soils. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15 (6): 475-485. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000238](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000238)
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 1998. *Stream Corridor Restoration. Principles, Processes, and Practices*: FISRWG.
- Fernandez, F.J.; Alvarez-Vazquez, L.J.; Garcia-Chan, N.; Martinez, A.; Vazquez-Mendez, M.E., 2015. Optimal location of green zones in metropolitan areas to control the urban heat island. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 289: 412-425. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cam.2014.10.023>
- Flanagan, K.; Branchu, P.; Ramier, D.; Gromaire, M.-C., 2016. Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff. *Water Science and Technology*, 75 (4): 987-997. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2016.578>
- Fletcher, T.D.; 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.; Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more - The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12 (7): 525-542. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2014.916314>
- Foulquier, A., 2009. *Ecologie fonctionnelle dans les nappes phréatiques : liens entre flux de matière organique, activité et diversité biologiques*. Thèse de Doctorat. Université Claude Bernard, Lyon. 268 p.
- Freeborn, J.R.; Sample, D.J.; Fox, L.J., 2012. Residential Stormwater: Methods for Decreasing Runoff and Increasing Stormwater Infiltration. *Journal of Green Building*, 7 (2): 15-30. <http://doi.org/10.3992/jgb.7.2.15>
- Gagrani, V.; Diemer, J.A.; Karl, J.J.; Allan, C.J., 2014. Assessing the hydrologic and water quality benefits of a network of stormwater control measures in a se us Piedmont watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 50 (1): 128-142. <http://dx.doi.org/10.1111/jawr.12121>
- Gao, C.; Liu, J.; Zhu, J.; Wang, Z., 2013. Review of Current Research on Urban Low-impact Development Practices. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 17 (1): 209-214.
- Gasperi, J.; Gromaire, M.C.; Kafi, M.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2010. Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44 (20): 5875-5886. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.008>

- Gautier, A., 1998. *Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain*. Thèse de doctorat. INSA, Lyon.
- Gonzalez-Merchan, C., 2012. *Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales*. Thèse de doctorat. INSA, Lyon. 298 p. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00943422/document>
- Grand Lyon, 2017. *Projet Ville perméable: guide d'aide à la conception et à l'entretien*.
- Gromaire, M.-C.; Lamprea-Brethaud, K.; Mirande-Bret, C.; Caupos, E.; Seidl, M., 2014. Organic Micropollutants in Roof Runoff - A Study of the Emission/Retention Potential of Green Roofs. [consulté: ]
- Gromaire, M.; Ramier, D.; Seidl, M.; Berthier, E.; Saad, M.; de Gouvello, B., 2013. Incidence of extensive green roof structures on the quantity and the quality of runoff waters. *Novatech 2013*. Lyon, 23-27 juin 2013.
- Gromaire, M.C.; Garnaud, S.; Saad, M.; Chebbo, G., 2001. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research*, 35 (2): 521-533. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00261-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00261-X)
- Hamel, P.; Fletcher, T.D., 2014. Modelling the impact of stormwater source control infiltration techniques on catchment baseflow. *Hydrological Processes*, 28 (24): 5817-5831. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10069>
- Haritash, A.K.; Kaushik, C.P., 2009. Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, 169 (1-3): 1-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.137>
- Hatt, B.E.; Fletcher, T.D.; Deletic, A., 2008. Hydraulic and pollutant removal performance of fine media stormwater filtration systems. *Environmental Science & Technology*, 42 (7): 2535-2541. <http://dx.doi.org/10.1021/es071264p>
- Hatt, B.E.; Fletcher, T.D.; Deletic, A., 2009. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365 (4): 310-321. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.001>
- Hong, E.Y.; Seagren, E.A.; Davis, A.P., 2006. Sustainable oil and grease removal from synthetic stormwater runoff using bench-scale bioretention studies. *Water Environment Research*, 78 (2): 141-155. <http://dx.doi.org/10.2175/106143005X89607>
- Hoskins, J.; Peterlein, J., 2013. Case Study of St. Louis, Missouri: Comparison of Bioretention Performance to the Runoff Component of a Restored Water Balance. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 139 (4): 516-521. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000625](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000625)
- Hsieh, C.H.; Davis, A.P., 2005. Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 131 (11): 1521-1531. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2005\)131:11\(1521\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2005)131:11(1521))
- Jackisch, N.; Weiler, M., 2017. The hydrologic outcome of a Low Impact Development (LID) site including superposition with streamflow peaks. *Urban Water Journal*, 14 (2): 143-159. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2015.1080735>
- James, M.B.; Dymond, R.L., 2012. Bioretention Hydrologic Performance in an Urban Stormwater Network. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17 (3): 431-436. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000448](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000448)
- Jelinkova, V.; Dohnal, M.; Pícek, T., 2015. A Green Roof Segment for Monitoring the Hydrological and Thermal Behaviour of Anthropogenic Soil Systems. *Soil and Water Research*, 10 (4): 262-270. <http://dx.doi.org/10.17221/17/2015-SWR>
- Karlsson, K.; Viklander, M.; Scholes, L.; Revitt, M., 2010. Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials*, 178 (1-3): 612-618. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.129>
- Kazemi, F.; Beecham, S.; Gibbs, J., 2009. Streetscale bioretention basins in Melbourne and their effect on local biodiversity. *Ecological Engineering*, 35 (10): 1454-1465. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.003>
- Khan, U.T.; Valeo, C.; Chu, A.; van Duin, B., 2012. Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 1-hydrologic performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 39 (11): 1210-1221. <http://dx.doi.org/10.1139/J2012-110>
- Kouyi, G.L.; Cren-Olive, C.; Cournoyer, B., 2014. Chemical, microbiological, and spatial characteristics and impacts of contaminants from urban catchments: CABRRES project. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5263-5266. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-2612-6>
- Laille, P.; Provendier, D.; Colson, F.; Salanié, J., 2013. *Les bienfaits du végétal en ville Synthèse des travaux scientifiques et méthode d'analyse*, Angers, Plante & Cité, 34 p. [http://www.plante-et-cite.fr/data/fichiers\\_ressources/pdf\\_fiches/experimentation/Note\\_Cercle\\_Cite\\_Verte.pdf](http://www.plante-et-cite.fr/data/fichiers_ressources/pdf_fiches/experimentation/Note_Cercle_Cite_Verte.pdf)
- 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 Université Grenoble / ENTPE, Grenoble.
- Lawrence, I.; Breen, P.F., 1998. *Design guidelines: Stormwater pollution control ponds and wetlands*. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, 68 p.
- 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 / Université Monash Melbourne, 427 p.
- Le Coustumer, S.; Fletcher, T.D.; Deletic, A.; Barraud, S., 2007. Hydraulic performance of biofilters for stormwater management: first lessons from both laboratory and field studies. *Water Science and Technology*, 56 (10): 93-100. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.735>
- Le Coustumer, S.; Fletcher, T.D.; Deletic, A.; Barraud, S.; Poelsma, P., 2012. The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Research*, 46 (20): 6743-6752. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026>
- Le Viol, I.; Mocq, J.; Julliard, R.; Kerbirou, C., 2009. The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 142 (12): 3163-3171. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.018>
- LeFevre, G.H.; Hozalski, R.M.; Novak, P.J., 2012. The role of biodegradation in limiting the accumulation of petroleum hydrocarbons in rain garden soils. *Water Research*, 46 (20): 6753-6762. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.040>

- Lemaire, B.J.; Lauzent, M.; Khac, V.T.; Varrault, G.; Seidl, M.; Vinçon-Leite, B., 2015. Effet de la matière organique produite dans les bassins de rétention des eaux pluviales sur la spéciation les éléments traces métalliques. *La Houille Blanche*, 3: 37-43. <http://doi.org/10.1051/lhb/20150031>
- Leroy, M.-C.; Portet-Koltalo, F.; Legras, M.; Lederf, F.; Moncond'huy, V.; Polaert, I.; Marcotte, S., 2016. Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Science of the Total Environment*, 566: 113-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.027>
- Leroy, M.C.; Legras, M.; Marcotte, S.; Moncond'huy, V.; Machour, N.; Le Derf, F.; Portet-Koltalo, F., 2015. Assessment of PAH dissipation processes in large-scale outdoor mesocosms simulating vegetated road-side swales. *Science of the Total Environment*, 520: 146-153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.020>
- Li, Y., 2015. *Modélisation des processus hydrologiques au sein d'un bassin versant urbain - Étude d'un module d'écoulement dans la zone saturée et application au projet urbain du futur campus Paris-Saclay*. Thèse de doctorat (Docteur de l'École Centrale de Nantes, spécialité Terre, enveloppes fluides). Ecole Centrale, Nantes.
- Li, Y.L.; Babcock, R.W., 2014. Green roofs against pollution and climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (4): 695-705. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0230-9>
- Machusick, M.; Welker, A.; Traver, R., 2011. Groundwater Mounding at a Storm-Water Infiltration BMP. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 137 (3): 154-160. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ir.1943-4774.0000184](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ir.1943-4774.0000184)
- MacIvor, J.S.; Lundholm, J., 2011. Performance evaluation of native plants suited to extensive green roof conditions in a maritime climate. *Ecological Engineering*, 37 (3): 407-417. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.10.004>
- Madsen, H.M.; Brown, R.; Elle, M.; Mikkelsen, P.S., 2017. Social construction of stormwater control measures in Melbourne and Copenhagen: A discourse analysis of technological change, embedded meanings and potential mainstreaming. *Technological Forecasting and Social Change*, 115: 198-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2016.10.003>
- Manusset, S., 2012. Impacts psycho-sociaux des espaces verts dans les espaces urbains. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 3 (3): 13 p. <http://dx.doi.org/10.4000/developpementdurable.9389>
- Marmonier, P.; Maazouzi, C.; Foulquier, A.; Navel, S.; Francois, C.; Hervant, F.; Mermillod-Blondin, F.; Viény, 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.009>
- McNett, J.K.; Hunt, W.F., 2011. An Evaluation of the Toxicity of Accumulated Sediments in Forebays of Stormwater Wetlands and Wetponds. *Water Air and Soil Pollution*, 218 (1-4): 529-538. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-010-0665-9>
- Mouy, N.; Duguet, P.; Laurent, C., 2007. Faisabilité hydraulique du zonage pluvial à Paris / Hydraulic feasibility of runoff zoning in Paris. *Novatech 2007*. Lyon.
- Muthukrishnan, B.; Madge, A.; Selvakumar, R.F.; Sullivan, D.A., 2005. *The use of best management practices (BMPS) in urban watersheds*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency,, (NTIS PB2007-107266).
- Nguyen-Deroche, T.; De Gouvello, B.; Lucas, F.; Garrec, N.; Gromaire, M.-C., 2013. Evaluation de la qualité de l'eau de pluie en vue de son utilisation: vers la définition de paramètres pertinents et de protocoles adaptés. *European journal of water quality*, 44 (1): 1-12.
- Norton, B.A.; Coutts, A.M.; Livesley, S.J.; Harris, R.J.; Hunter, A.M.; Williams, N.S.G., 2015. Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134: 127-138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018>
- Olszewski, J.M.; Davis, A.P., 2013. Comparing the Hydrologic Performance of a Bioretention Cell with Predevelopment Values. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 139 (2): 124-130. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ir.1943-4774.0000504](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ir.1943-4774.0000504)
- Palla, A.; Gnecco, I.; Lanza, L.G., 2010. Hydrologic Restoration in the Urban Environment Using Green Roofs. *Water*, 2 (2): 140-154. <http://dx.doi.org/10.3390/w2020140>
- Petavy, F., 2007. *Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial*. Thèse. Ecole centrale de Nantes, Nantes. 317 p.
- Petrucci, G., 2012. *La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines : confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique*. Thèse de doctorat ENPC. Université Paris Est / ENPC, 326 p+ annexes.
- Petrucci, G.; Rodriguez, F.; Deroubaix, J.F.; Tassin, B., 2014. Linking the management of urban watersheds with the impacts on the receiving water bodies: the use of flow duration curves. *Water Science and Technology*, 70 (1): 127-135. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2014.206>
- Pratt, C.J.; Mantle, J.D.G.; Schofield, P.A., 1995. UK research into the performance of permeable pavement, reservoir structures in controlling stormwater discharge quantity and quality. *Water Science and Technology*, 32 (1): 63-69. [http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00539-y](http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(95)00539-y)
- Proton, A., 2008. *Etude hydraulique des tranchées de rétention / infiltration*. Thèse de doctorat (Génie civil). INSA, Lyon. 299 p. <http://theses.insa-lyon.fr/publication/2008ISAL0073/these.pdf>
- Read, J.; Fletcher, T.D.; Wevill, T.; Deletic, A., 2010. Plant Traits that Enhance Pollutant Removal from Stormwater in Biofiltration Systems. *International Journal of Phytoremediation*, 12 (1): 34-53. <http://dx.doi.org/10.1080/15226510902767114>
- Robert-Sainte, P.; Gromaire, M.C.; De Gouvello, B.; Saad, M.; Chebbo, G., 2009. Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 5612-5618. <http://dx.doi.org/10.1021/es9002108>
- Rodriguez, F.; Morena, F.; Andrieu, H.; Raimbault, G., 2007. Introduction of innovative stormwater techniques within a distributed hydrological model and the influence on the urban catchment behaviour. *Water Practice and Technology*, 2 (2). <http://dx.doi.org/10.2166/wpt.2007.048>



- Ryciewicz-Borecki, M.; McLean, J.E.; Dupont, R.R., 2016. Bioaccumulation of copper, lead, and zinc in six macrophyte species grown in simulated stormwater bioretention systems. *Journal of Environmental Management*, 166: 267-275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.019>
- Sage, J., 2016. *Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines*. Thèse de doctorat (Sciences et Techniques de l'Environnement). Paris Est.
- Sage, J.; Berthier, E.; Gromaire, M.-C., 2015. Stormwater Management Criteria for On-Site Pollution Control: A Comparative Assessment of International Practices. *Environmental Management*, 56 (1): 66-80. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0485-1>
- Sannudo-Fontaneda, L.A.; Charlesworth, S.M.; Castro-Fresno, D.; Andres-Valeri, V.C.A.; Rodriguez-Hernandez, J., 2014. Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas. *Water Science and Technology*, 69 (7): 1526-1533. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2014.056>
- Santamouris, M., 2014. Cooling the cities - A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy*, 103: 682-703. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003>
- 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 (Sciences de l'ingénieur). INSA-ENTPE, Lyon. 248 p.
- Schlea, D.; Martin, J.F.; Ward, A.D.; Brown, L.C.; Suter, S.A., 2014. Performance and Water Table Responses of Retrofit Rain Gardens. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19 (8). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000797](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000797)
- Scholes, L.; Revitt, D.M.; Ellis, J.B., 2008. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management*, 88 (3): 467-478. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.003>
- Scholz, M.; Grabowlecki, P., 2007. Review of permeable pavement systems. *Building and Environment*, 42 (11): 3830-3836. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.11.016>
- Sebastian, C., 2013. *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain: performance en matière de piégeage des micropolluants*. Thèse de doctorat (Génie civil). INSA, Lyon. 355 p. <http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0129/these.pdf>
- Sebastian, C.; Barraud, S.; Ribun, S.; Zoropogui, A.; Blaha, D.; Becouze-Lareure, C.; Kouyi, G.L.; Cournoyer, B., 2014. Accumulated sediments in a detention basin: chemical and microbial hazard assessment linked to hydrological processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5367-5378. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-2397-z>
- Seidl, M.; Gromaire, M.-C.; De Gouvello, B., 2012. The effect of roof and rain-event type on pollutant balance of green roofs. *Urban Environmental Pollution - Creating Healthy, Liveable Cities*. Amsterdam, 2012/06/17: 2012-06-17.
- Seidl, M.; Mirande-Bret, C.; Saad, M.; Gromaire, M.-C., 2014. The Potential Incidence of Green Roofs on Urban Runoff Quality. *13th International Conference on Urban Drainage*. Sarawak, Malaysia, 7–12 September 2014, 8 p.
- Shuster, W.D.; Gehring, R.; Gerken, J., 2007. Prospects for enhanced groundwater recharge via infiltration of urban storm water runoff: A case study. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62 (3): 129-137.
- Sieker, H.; Klein, M., 1998. Best Management Practices for stormwater-runoff with alternative methods in a large urban catchment in Berlin, Germany. *Water Science and Technology*, 38 (10): 91-97. [http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223\(98\)00737-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(98)00737-9)
- Siriwardene, N.R.; Deletic, A.; Fletcher, T.D., 2007. Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study. *Water Research*, 41 (7): 1433-1440. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.040>
- Stovin, V., 2010. The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal*, 24 (3): 192-199. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x>
- Stromvall, A.M.; Norin, M.; Pettersson, T.J.R., 2007. Organic contaminants in urban sediments and vertical leaching in road ditches. In: Morrison, G.M.; Rauch, S., eds. *Highway and Urban Environment*. Dordrecht: Springer (Alliance For Global Sustainability Bookseries, vol 12), 235-247. [http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-6010-6\\_22](http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-6010-6_22)
- Tahsin, S.; Chang, N.B., 2016. Fast eutrophication assessment for stormwater wet detention ponds via fuzzy probit regression analysis under uncertainty. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (2). <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-5073-6>
- Tedoldi, D.; Chebbo, G.; Pierlot, D.; Branchu, P.; Kovacs, Y.; Gromaire, M.C., 2017. Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices - Inter-site comparison. *Science of the Total Environment*, 579: 881-892. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.226>
- Thompson, A.M.; Paul, A.C.; Balster, N.J., 2008. Physical and hydraulic properties of engineered soil media for bioretention basins. *Transactions of the Asabe*, 51 (2): 499-514. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.24391>
- Tixier, G.; Lafont, M.; Grapentine, L.; Rochfort, Q.; Marsalek, J., 2011. Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, 11 (6): 1497-1506. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.027>
- Trowsdale, S.A.; Simcock, R., 2011. Urban stormwater treatment using bioretention. *Journal of Hydrology*, 397 (3-4): 167-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.023>
- Ursino, N., 2015. Risk analysis of sustainable urban drainage and irrigation. *Advances in Water Resources*, 83: 277-284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.adwatres.2015.06.011>
- Versini, P.A.; Ramier, D.; Berthier, E.; de Gouvello, B., 2015. Assessment of the hydrological impacts of green roof: From building scale to basin scale. *Journal of Hydrology*, 524: 562-575. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.020>
- Walaszek, M.; Caner-Chabran, A.; Laurent, J.; Bois, P.; Branchu, P.; Mucig, C.; Schwager, J.; Wanko, A., 2016. Trace metals trapping dynamics in urban stormwater constructed treatment wetlands: Cases study in Strasbourg, Moulins-les-Metz and Leuville-sur-Orge. *Novatech 2016*, 4 p. <http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/60529/2B5P12-179WAL.pdf>



- Wang, R.; Eckelman, M.J.; Zimmerman, J.B., 2013. Consequential Environmental and Economic Life Cycle Assessment of Green and Gray Stormwater Infrastructures for Combined Sewer Systems. *Environmental Science & Technology*, 47 (19): 11189-11198. <http://dx.doi.org/10.1021/es4026547>
- Wong, J.K.W.; Lau, L.S.K., 2013. From the 'urban heat island' to the 'green island'? A preliminary investigation into the potential of retrofitting green roofs in Mongkok district of Hong Kong. *Habitat International*, 39: 25-35. <http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2012.10.005>
- Yilmaz, D.; Sabre, M.; Lassabatere, L.; Dal, M.; Rodriguez, F., 2016. Storm water retention and actual evapotranspiration performances of experimental green roofs in French oceanic climate. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 20 (3): 344-362. <http://dx.doi.org/10.1080/19648189.2015.1036128>
- Zhang, S.; Guo, Y., 2013. Explicit Equation for Estimating Storm-Water Capture Efficiency of Rain Gardens. *Journal of Hydrologic Engineering*, 18 (12): 1739-1748. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000734](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000734)

#### 4. Acteurs, territoires, gouvernance et gestion

- 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. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin, 10 p.
- Baati, S.; Vareilles, S.; Toussaint, J.Y., 2014. Valoriser l'eau urbaine pour la vie urbaine. Cas du parc Kaplan dans l'agglomération lyonnaise. *GRAIE, Actes de la conférence de restitution du projet ANR OMEGA, 22 mai 2014*. Lyon.
- Barraqué, B.; Roche, P.A., 2010. *Peurs et plaisirs de l'eau*. Paris: Editions Hermann, 553 p.
- Baumol, W.J.; Oates, W.E., 1975. *The theory of environmental policy: externalities, public outlays, and the quality of life*. Englewood Cliffs, USA: Prentice-Hall, 272 p.
- Belmeziti, A.; Coutard, O.; de Gouvello, B., 2013. A New Methodology for Evaluating Potential for Potable Water Savings (PPWS) by Using Rainwater Harvesting at the Urban Level: The Case of the Municipality of Colombes (Paris Region). *Water*, 5 (1): 312-326. <http://dx.doi.org/10.3390/w5010312><http://dx.doi.org/>
- Berdier, C.; Toussaint, J.-Y., 2007. Sept hypothèses sur l'acceptabilité des ouvrages alternatifs d'assainissement des eaux pluviales par infiltration. *NOVATECH 2007*, 6 p.
- Billet, P., 2013. La pluie et le code, une histoire de responsabilité. *Revue M3*, n°5: 2 p.
- Bolund, P.; Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29 (2): 293-301. [http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009\(99\)00013-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(99)00013-0)<http://dx.doi.org/>
- Bourgogne, P., 2010. 25 ans de solutions compensatoires d'assainissement pluvial sur la Communauté urbaine de Bordeaux. *NOVATECH 2010*, 8 p.
- Chamoux, C., 2003. *Techniques alternatives en assainissement pluvial : de la théorie à la pratique*. Thèse de doctorat. Université, Nice. 499 p.
- Cherqui, F.; Baati, S.; Bentarzi, Y.; Chocat, B.; Le Gauffre, P.; Granger, D.; Loubiere, B.; Nafi, A.; Patouillard, C.; Tourne, A., 2013a. Quels enjeux pour la gestion des eaux urbaines? Contribution à la formulation des services attendus par le système de gestion des eaux urbaines. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin 2013. 10 p.
- Cherqui, F.; Belmeziti, A.; Baati, S.; Chocat, B.; Le Gauffre, P.; Granger, D.; Loubiere, B.; Bentarzi, Y.; Nafi, A.; Tourne, A.; Toussaint, J.Y.; Vareilles, S.; Wery, C., 2013b. *Outil Méthodologique d'aide à la Gestion intégrée d'un système d'Assainissement et par extension au système de gestion des eaux urbaines. "Bilan des études de cas" eaux urbaines, (Projet Omega - ANR-09-VILL-004-01.)*.
- Chocat, B.; Ashley, R.; Marsalek, J.; Matos, M.R.; Rauch, W.; Schilling, W.; Urbonas, B., 2007. Toward the sustainable management of urban storm-water. *Indoor and Built Environment*, 16 (3): 273-285. <http://dx.doi.org/10.1177/1420326x07078854>
- Chouli, E., 2006. *La gestion des eaux pluviales urbaines en Europe : analyse des conditions de développement des techniques alternatives*. Thèse de doctorat (Sciences de la terre et génie de l'environnement). ENPC, Paris. 266 p. .
- Conseil d'Etat, 2013. *Le droit souple. Etude annuelle 2013*. Paris: La documentation française, 295 p.
- Coutard, O.; Rutherford, J., 2009. Les réseaux transformés par leurs marges: développement et ambivalence des techniques «décentralisées». *Flux*, 2009/2 (n° 76-77): 6-13.
- De Gouvello, B.; de Bellaing, C.M., 2009. Les mécanismes d'incitation à l'utilisation de l'eau de pluie en France: entre réglementation nationale et initiatives locales. *Cahiers de l'Association Scientifique Européenne pour l'Eau et la Santé*, 14 (1): 85-91. <http://dx.doi.org/10.1051/asees/2009010>
- Deroubaix, J.-F.; de Gouvello, B.; Moreau de Bellaing, C., 2015. Territorialisation et sens politique des incitations financières à la récupération et à l'utilisation de l'eau de pluie. *Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement. Territory in movement Journal of geography and planning*, (25-26). <http://dx.doi.org/10.4000/tem.2714>
- Faburel, G.; Roché, C., 2012. Les écoquartiers, du projet technique et architectural... au projet social: vers une typologie de cas étrangers et français. *Recherche sociale*, (200): 55-74.
- Ferguson, B.K., 1995. Downstream hydrographic effects of urban stormwater detention and infiltration. *1995 Georgia Water Resources Conference University of Georgia*, april 11-12. Georgia Water Resources Institute Proceedings, n°106, Georgia Institute of Technology, 128-131.
- Graie: Certu, 2013. Clarifier la compétence eaux pluviales. Actes et synthèse du séminaire. Lyon, 18 avril 2013. 40 p.
- Granger, D., 2009. *Méthodologie d'aide à la gestion durable des eaux urbaines*. Thèse de doctorat (Génie civil urbain). INSA, Lyon. 205 p.

- Guillon, A.; Lovera, M.; Sénéchal, C., 2008. Les ouvrages de gestion des eaux pluviales à la parcelle en France-État des lieux en termes de contrôle et d'entretien. *Techniques Sciences Méthodes*, (12): 69-78. <http://dx.doi.org/10.1051/tsm/200812069>
- Le Gauffre, P.; Joannis, C.; Breyse, D.; Gibello, C.; Desmulliez, J.J., 2005. *Gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement urbains - Guide méthodologique*. Paris: Editions Tec & Doc, 416 p.
- Le Nouveau, N.; Deroubaix, J.F.; de Gouvello, B.; Hubert, G., 2014a. Les crédits de débit, un instrument incontournable pour une gestion territoriale de l'eau ? *6ème journées doctorales d'hydrologie urbaine*. Lyon.
- Le Nouveau, N.; Deroubaix, J.F.; Diou, G.; Tardivo, B., 2013. La taxe pour la gestion des eaux pluviales urbaines, un révélateur de l'action publique : analyse des premières expériences en France. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin, 11 p.
- Le Nouveau, N.; Deroubaix, J.F.; Gerolin, A.; Kerloc'h, B.; Ramier, D.; Gradel, O.; Ruperd, Y.; Ménétrieux, C.; Le Mitouard, E.; Correa, E.; Dulac, E.; Hautbois, O.; Ganne, M.; Soyer, M.; Tardivo, B., 2014b. Vers des politiques territoriales de gestion des eaux pluviales : analyse du ressort réglementaire mobilisé par 20 collectivités en France. *Congrès mondial de l'eau*. Lisbonne.
- Le Nouveau, N.; Moriceau, B., 2011. Le quartier, échelle de réconciliation de l'eau et de la ville. *Première analyse de projets d'écoquartiers en France*.
- Marlangeon, A.; Werey, C.; Tsanga-Tabi, M.; Humbel, X., 2014. Analyse comparative de stratégies techniques et financières pour la réhabilitation de réseaux d'assainissement-Intérêt d'un outil de gestion patrimoniale intégrée pour maîtriser l'évolution du prix de l'eau. *Techniques Sciences Méthodes*, (7/8): 27-40. <http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201407027>
- Maysonnave, L., 2012. *L'enjeu de la transversalité de la gestion des eaux pluviales au sein des collectivités*. Mémoire TFE ENGEES (GESTE/CUS). ENGEES, Strasbourg. 119 p.
- MEDDAT; CGDD; SEEI, 2009. *Calcul du Coût Global - Objectifs, méthodologie et principes d'application selon la Norme ISO/DIS 15686-5*, 23 p.
- Millennium Ecosystems Assessment; Kumar Duraipappah, A.; Naeem, S., 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World resources Institute, 100 p.
- Mucig, C.; Gerolin, A.; Le Nouveau, N.; de Gouvello, B.; Lanher, A.; Irls, A., 2013. Etat des lieux sur la récupération et l'utilisation de l'eau de pluie en France : premiers résultats. *Quelles innovations pour la gestion durable des eaux pluviales en milieu urbain ?* Nantes, 3-5 décembre 2013, 13 p.
- Nafi, A.; Bentarzi, Y.; Granger, D.; Cherqui, F., 2013. Eco Ear : méthode d'analyse économique des services rendus par le Système de gestion des eaux urbaines. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin, 10 p.
- Patouillard, C., 2014. Évolutions des dispositifs de gestion des eaux pluviales dans les aménagements urbains-Études de cas dans l'agglomération lyonnaise. *Techniques Sciences Méthodes*, 1/2 (janvier-février): 26-34. <http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201401026>
- Petit, P., 2013. Roannaise de l'eau : une compétence eaux pluviales clarifiée à partir d'un inventaire patrimonial. *GRAIE, Certu, Actes du séminaire Clarifier la compétence eaux pluviales*. Lyon, 18 avril 2013, 23-28.
- Petrucci, G.; Rioust, E.; Deroubaix, J.F.; Tassin, B., 2013. Do stormwater source control policies deliver the right hydrologic outcomes? *Journal of Hydrology*, 485: 188-200. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.018><http://dx.doi.org/>
- Pierlot, D., 2014. *Support de formation « Diagnostiquer les problématiques locales, appréhender les opportunités offertes par le contexte territorial »*, (PFC, Formation « Elaborer, mettre en œuvre et accompagner une politique territoriale de gestion des eaux pluviales. ).
- Rioust, E., 2012. *Gouverner l'incertain : adaptation, résilience et évolutions dans la gestion du risque d'inondation urbaine. Les services d'assainissement de la Seine-Saint-Denis et du Val de Marne face au changement climatique*. Thèse de doctorat (Architecture, aménagement de l'espace). Université Paris Est, Champs sur Marne. 427 p.
- Soyer, M., 2014. *Solidité de l'expertise, prudence de l'innovation : chercheurs et praticiens dans les observatoires d'hydrologie urbaine*. Thèse de doctorat (Sociologie). Université Paris Est, Champs sur Marne. 569 p.
- US EPA, 2010. *Green Infrastructure Case Studies: Municipal Policies for Managing Stormwater with Green Infrastructure*: Environmental Protection Agency, (EPA-841-F-10-004), 76 p.
- Versini, P.A.; Ramier, D.; Berthier, E.; de Gouvello, B., 2015. Assessment of the hydrological impacts of green roof: From building scale to basin scale. *Journal of Hydrology*, 524: 562-575. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.020>
- Werey, C.; Janel, J.-L.; Weber, E., 2003. Renouvellement des réseaux d'eau potable: Analyse des coûts. *La Houille Blanche*, 3 (juin): 73-76. <http://dx.doi.org/10.1051/lhb/2003053>
- Werey, C.; Rozan, A.; Wittner, C.; Ghoulam, B.; Soglo, Y.; Larabi, Z., 2010. *T8 - évaluation des impacts en fonction des vulnérabilités - recommandations pour l'évaluation économique des impacts*. , , (Programme de recherche Génie Civil & Urbain – PGCU 2006 : Indicateurs de performance pour la gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement urbains (Indigeau)), 174 p.
- Yopez-Salmon, G., 2011. *Construction d'un outil d'évaluation environnementale des écoquartiers: vers une méthode systémique de mise en œuvre de la ville durable*. Thèse de doctorat (Sciences et techniques architecturales). Université de Bordeaux 1, 89 p.