



*OPUR : Observatoire des Polluants Urbains en Île de France
Scénarisation de la gestion des eaux pluviales urbaines, dans
un contexte de changements globaux*

**RAPPORT DE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE :
QUELS APPROCHES DE MODELISATION,
QUELS OUTILS,
QUELLES ECHELLES ?**

Damien Tedoldi, Marie-Christine Gromaire et Ghassan Chebbo

Novembre 2018



Contexte et objectifs

Une partie des transformations que l'on regroupe fréquemment sous le terme de *changements globaux*¹ induit de profondes mutations sur les systèmes urbains. Face à ces évolutions amorcées ou annoncées, certaines villes initient aujourd'hui une démarche de *transition*, qui vise à en atténuer les impacts négatifs, parmi lesquels on peut citer l'accroissement des inondations, la baisse du niveau des nappes phréatiques, la contamination de différents compartiments environnementaux, la formation d'îlots de chaleur urbains, ou encore la déperdition de la biodiversité en ville.

Le changement de paradigme qu'a connu l'hydrologie urbaine au cours des dernières décennies a vu l'émergence de nouvelles pratiques de gestion de l'eau en ville, dont la finalité a elle-même évolué au cours du temps : d'une vocation essentiellement hydraulique – pallier les insuffisances du réseau d'assainissement par une maîtrise des volumes et débits ruisselés – on parvient aujourd'hui à une vision beaucoup plus « intégrée » de ces systèmes. Les études expérimentales menées à l'échelle d'un ouvrage ont révélé des avantages « multiformes » de ces dispositifs (Davis et al., 2012, ; Winston et al., 2016 ; Tedoldi et al., 2016) : réduction des volumes renvoyés au réseau, recharge de la nappe phréatique, interception d'une partie des flux polluants, évapotranspiration et rafraîchissement de l'air ambiant, support à la biodiversité ; autant de constats qui suggèrent que les nouvelles pratiques de gestion des eaux pluviales pourraient participer pleinement à l'adaptation des systèmes urbains face aux changements globaux (Zhou, 2014 ; Turner et al., 2016 ; Askarizadeh et al., 2017).

Néanmoins, l'effet « cumulé » de ces pratiques à l'échelle d'un quartier ou même d'un territoire urbain demeure assez mal appréhendé à l'heure actuelle. La question des transferts d'échelle a été peu abordée dans la littérature, de sorte que Golden et Hoghooghi (2018) qualifient ces considérations d'« *emerging science* », bien que certains travaux plus anciens se soient penchés sur des questions assez similaires dans un contexte d'hydrologie de versant (Wood et al., 1988 ; Blösch et Sivapalan, 1995). Clark et al. (2009) et Samaniego et al. (2010) ont proposé des réflexions sur les « lois de changement d'échelle » pour agréger, à l'échelle d'une unité hydrologique ou d'un bassin versant entier, la variabilité d'un paramètre, examinant par exemple la pertinence de différents opérateurs ou de relations conceptuelles, sans parvenir à dégager de tendance nette. Il est relativement complexe d'aborder le problème par des approches expérimentales, car cela nécessite de pouvoir comparer deux configurations « avec » et « sans » techniques de gestion à la source, *toutes choses égales par ailleurs* (Askarizadeh et al., 2017).

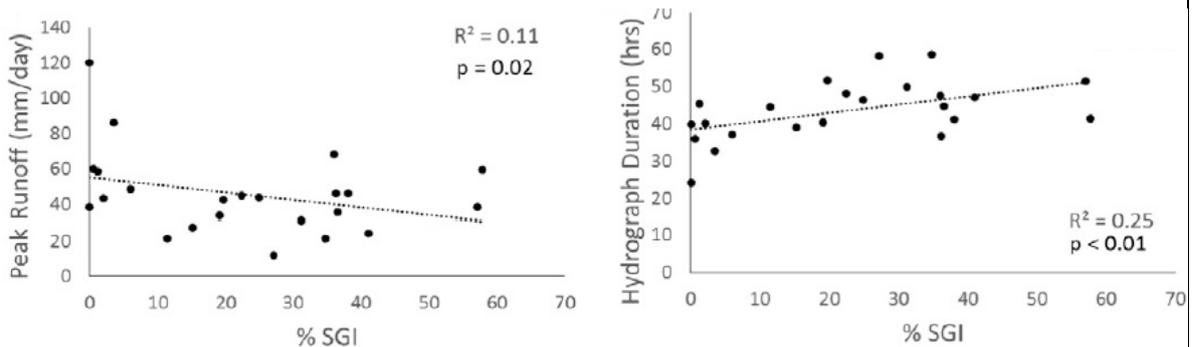
Dans la pratique, les auteurs y parviennent avec plus ou moins de succès, soit en comparant plusieurs bassins versants aux caractéristiques similaires à l'exception des modes de gestion des eaux pluviales (Bedan et Clausen, 2009 ; Yang et al., 2013 ; Loperfido et al., 2014 ; Bhaskar et al., 2016 ; Pennino et al., 2016), soit en mettant en perspective des mesures hydrologiques avant et après une opération de renouvellement urbain (Selbig et Bannerman, 2008 ; Shuster et Rhea, 2013 ; Jarden et al., 2016). L'effet d'un déploiement du contrôle à la source n'apparaît pas toujours très clairement sur les indicateurs étudiés ; néanmoins, plusieurs études ont démontré une réduction des débits de pointe à l'exutoire et de leur variabilité inter- et intra-événementielle (Encadré 1), une réduction des volumes ruisselés

¹ Cette expression, issue d'une traduction de l'anglais *global change*, désigne, au-delà du changement climatique, l'ensemble des changements induits par l'anthropisation sur les écosystèmes naturels et construits.

(Encadré 2), une augmentation du temps de concentration des bassins versants (Hood et al., 2007), une augmentation du débit de base des cours d'eau urbains, et deux études ont fait état d'une diminution des flux d'azote exportés hors du bassin versant (Bedan et Clausen, 2009 ; Pennino et al., 2016).

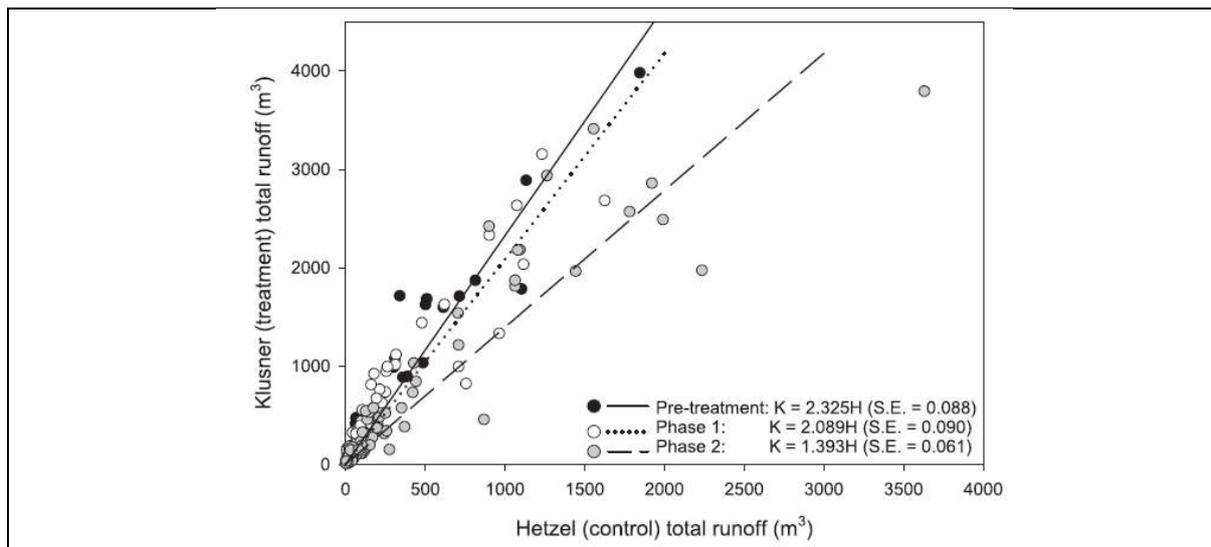
Encadré 1 : Exemple d'approche expérimentale par régression linéaire multiple entre différents sites d'étude (d'après Pennino et al., 2016).

Les auteurs ont réalisé des mesures hydrologiques (e.g. débit de pointe, durée de l'hydrogramme) sur une période longue, à l'exutoire de N = 23 bassins versants partiellement urbanisés avec un degré variable de déploiement des techniques alternatives. Ils ont ensuite réalisé une régression linéaire multiple entre la valeur moyenne de chaque indicateur hydrologique et trois variables explicatives : le taux de déploiement des techniques alternatives (SGI pour *Stormwater Green Infrastructures*), la taille des bassins versants et leur fraction imperméable. Ces deux dernières variables ont été prises comme *variables de contrôle* dans le graphique reproduit ci-dessous, afin d'isoler l'effet de la première. La p-valeur (« p » sur la figure ci-dessous) caractérise le niveau de significativité de la corrélation entre l'indicateur hydrologique et le %SGI.



Encadré 2 : Exemple d'approche expérimentale par comparaison « avant-après » renouvellement urbain avec des techniques alternatives (d'après Jarden et al., 2016).

Le bassin versant appelé « Klusner » sur le graphique ci-dessous a fait l'objet d'un réaménagement progressif (« *treatment* »). Les auteurs ont mesuré le volume de ruissellement à l'exutoire au cours des différentes phases du projet (*pre-treatment, phase 1, phase 2*), correspondant à différents degrés d'implémentation des techniques alternatives. Afin de s'affranchir de la variabilité des caractéristiques pluviométriques, ces résultats ont été « normalisés » par le volume ruisselé sur un bassin versant témoin à proximité proche, appelé « Hetzel », sur lequel aucune technique alternative n'est installée (d'où l'appellation de « *control* »). On observe bien une diminution de la pente de la relation linéaire « $K = f(H)$ » avec le réaménagement.

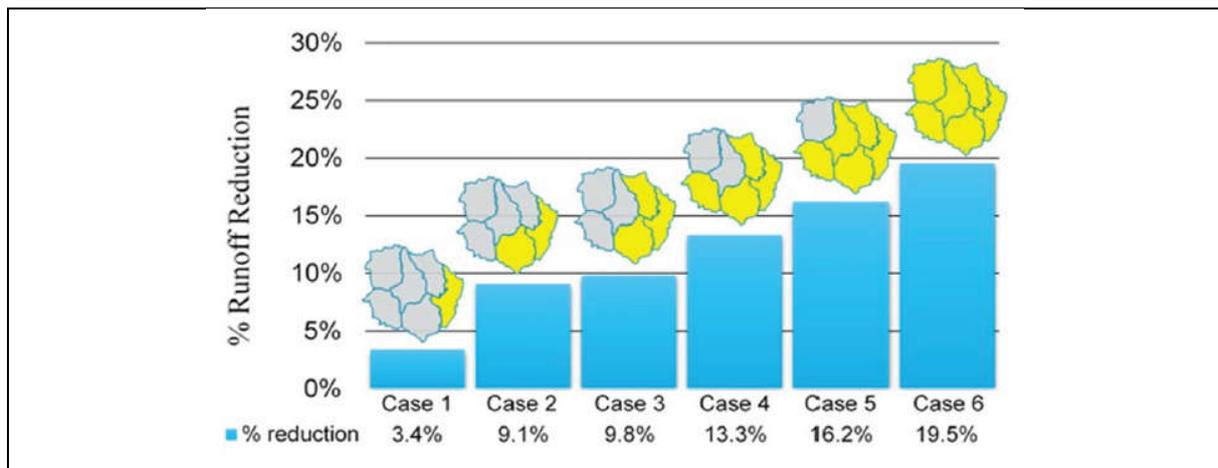


À ce titre, il semble que la modélisation offre un terrain beaucoup plus favorable à de telles investigations, car elle permet de tester virtuellement différentes configurations à travers une analyse de scénarios. Ceux-ci peuvent concerner aussi bien le déploiement d'ouvrages de gestion à la source sur un territoire donné – démarche dont la littérature scientifique nous offre un certain nombre d'illustrations intéressantes – que la prise en compte d'autres changements globaux comme l'évolution urbaine. À titre d'exemple, à partir d'une approche de modélisation appliquée à des cas réels, plusieurs auteurs ont pu tester l'effet de la nature et de l'emplacement des ouvrages au sein d'un bassin versant sur les caractéristiques du débit à l'exutoire (Encadré 3) (Williams et Wise, 2006 ; Damodaram et al., 2010 ; Qin et al., 2013 ; Di Vittorio et Ahiablame, 2015 ; Bell et al., 2016, 2017).

À l'aide d'un modèle distribué, conceptuel dans le premier cas et à base physique dans le second, Perez-Pedini et al. (2006) et Fry et Maxwell (2017) ont pu établir les emplacements « optimaux » pour la mise en place des ouvrages de contrôle à la source (vis-à-vis d'un objectif de maîtrise du débit de pointe). Avellaneda et al. (2017) et Lee et al. (2017) ont chacun modélisé les effets du réaménagement d'une petite zone urbaine (< 0,1 km²) en y incorporant des techniques alternatives, et ont pu caractériser les variations des différents termes du bilan hydrologique (Encadré 4). D'autres auteurs ont entrepris une démarche similaire à plus grande échelle (quelques dizaines de km²), en considérant des cuves de récupération des eaux pluviales (Encadré 5), des enrobés poreux, et/ou des jardins de pluie (Ahiablame et al., 2013, 2016 ; Walsh et al., 2014 ; Cortier et al., 2019).

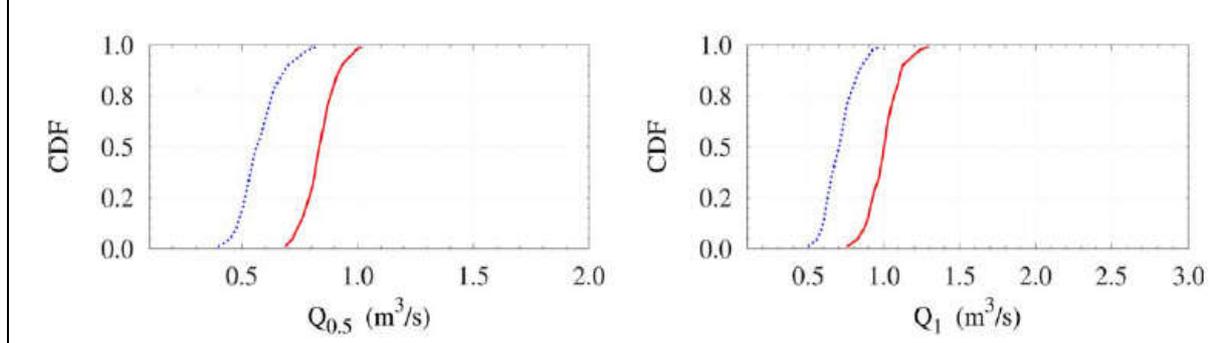
Encadré 3 : Exemple de démarche de modélisation visant à identifier l'effet de l'emplacement (amont/aval) et du taux de déploiement des techniques alternatives sur un bassin versant de quelques km² (d'après Di Vittorio et Ahiablame, 2015).

Sur la figure ci-dessous, les auteurs ont travaillé à taux de déploiement constant (50% des surfaces gérées par des techniques alternatives, sur tous les bassins versants représentés en jaune) et ont observé l'effet d'une dissémination progressive depuis l'aval vers l'amont sur la réduction du volume annuel ruisselé à l'exutoire (situé à droite du domaine schématisé sur la figure). Il s'agit donc d'une approche semi-distribuée avec 6 sous-bassins versants supposés homogènes.



Encadré 4 : Exemple d'approche tenant compte des incertitudes de modélisation, sous la forme d'une distribution de probabilité pour les indicateurs hydrologiques calculés (d'après Avellaneda et al., 2017).

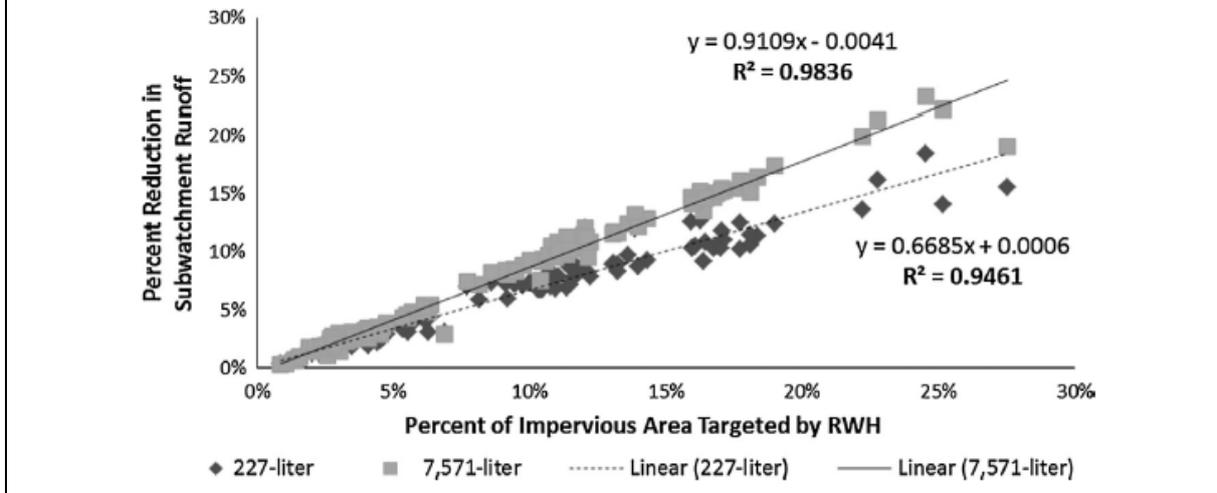
Les paramètres du modèle hydrologique (*e.g.* hauteur de stockage en dépression sur les surfaces perméables et imperméables, conductivité hydraulique du sol, coefficient de Manning sur les surfaces perméables et imperméables, *etc.*) ont été estimés par une méthode Bayésienne, ce qui fournit des distributions de probabilité pour chaque paramètre et permet ainsi de quantifier l'incertitude sur les variables de sortie. La figure ci-dessous représente la probabilité de non-dépassement du débit pour un événement de période de retour 6 mois (gauche) et 1 an (droite), en l'absence (traits pleins rouges) et en présence (traits pointillés bleus) de techniques alternatives sur le bassin versant modélisé (11,5 ha). On observe, malgré les incertitudes, un effet significatif du contrôle à la source.



Encadré 5 : Exemple d'approche de modélisation s'intéressant à l'impact de la récupération des eaux pluviales à l'échelle du bâtiment (d'après Walsh et al., 2014).

Les auteurs se sont intéressés à la réduction de différents indicateurs hydrologiques (débit de pointe, volume annuel à l'exutoire) en fonction du degré de déploiement des cuves de récupération des eaux pluviales (RWH pour « *Rain Water Harvesting* ») et de la taille des cuves installées, sur un bassin versant urbanisé et relativement étendu (30,7 km²). Ils ont supposé que les cuves étaient équipées d'un système de vidange passive (représentée par une loi d'orifice) et que cette eau était évacuée sur une surface perméable de chaque parcelle. La figure ci-dessous représente la réduction

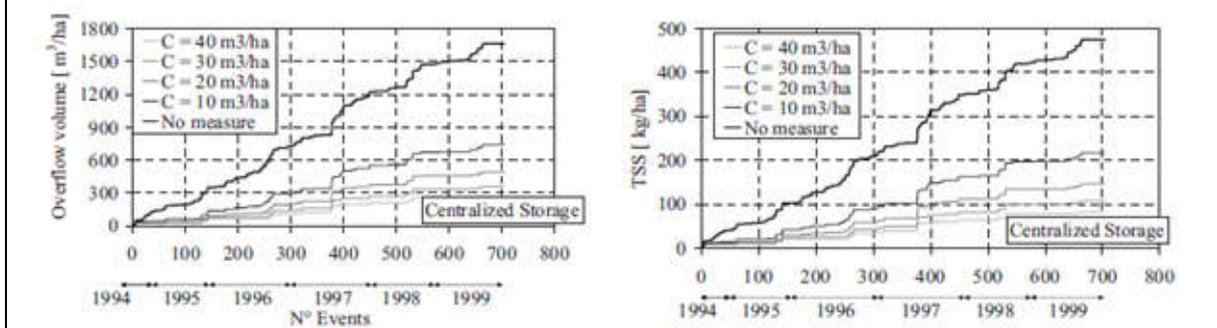
du volume ruisselé par sous-bassin versant, en fonction de la fraction de surfaces imperméables gérées par des cuves.

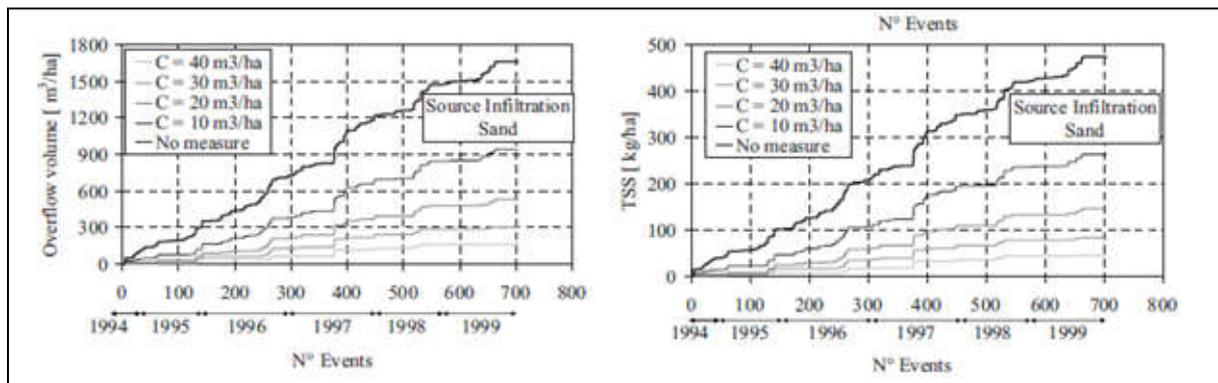


Malgré un contexte assez prometteur offert par la modélisation, on constate cependant que la plupart des études disponibles ont abordé le problème à travers le prisme de l'hydrologie, en ajoutant éventuellement une évaluation simplifiée des flux de contaminants à l'exutoire du bassin versant (Encadré 6), mais n'ont pas cherché à estimer d'autres impacts d'une généralisation de la gestion à la source, comme par exemple la réduction de l'effet d'îlot de chaleur urbain. En outre, si l'on rencontre aussi bien des études sur l'effet de la gestion à la source et des études sur l'impact des changements globaux – notamment l'urbanisation –, très peu d'auteurs ont cherché à en mener une évaluation *conjointe*, afin de tester les effets de « compensation » d'un élément par l'autre.

Encadré 6 : Exemple de modélisation « quantité/qualité » visant à évaluer les différences entre une gestion centralisée et décentralisée des eaux pluviales sur les flux d'eau et de polluants associés aux rejets urbains de temps de pluie (d'après Freni et al., 2010).

Les auteurs ont utilisé un modèle *ad hoc* pour réaliser une simulation en continu sur 6 ans, et ont calculé le volume cumulé (figures de gauche) et le flux cumulé de matières en suspension (figures de droite) déversés au milieu naturel *via* les RUTP. Leur approche leur a permis de comparer virtuellement l'effet d'un système de stockage centralisé à l'aval (figures du haut) et de systèmes d'infiltration à la source (figures du bas), dont les auteurs ont fait varier la perméabilité. L'axe horizontal représente le nombre d'événements pluvieux depuis le début de la simulation.





C'est dans ce cadre qu'a été défini le quatrième axe thématique du projet OPUR 5. Ce dernier porte sur la *scénarisation de la gestion des eaux pluviales urbaines, dans un contexte de changements globaux*, et s'intéresse aux impacts potentiels de nouveaux modes de gestion de l'eau en ville, en regardant (i) leurs effets « combinés » à l'échelle d'un bassin versant urbain et (ii) leur éventuelle capacité à « compenser » certaines conséquences des changements globaux. La diversité des effets et couplages que nous avons mentionnés plus haut conduisent à envisager des impacts de différentes natures : bilan hydrologique, mais également qualité des milieux récepteurs, bilan thermique, biodiversité... Ainsi, les *indicateurs de performance* à l'aune desquels seraient évalués les différents scénarios pourraient inclure, sans s'y limiter :

- La part de l'évapotranspiration et de l'infiltration dans le bilan hydrologique (ce que certains auteurs anglophones nomment la *capacitance* du bassin versant) ;
- Les flux de certains polluants en différents points du bassin versant étudié ;
- L'atténuation de l'effet d'îlot de chaleur urbain ;
- La création de nouvelles ressources ;
- Une mesure qualitative de l'impact sur la biodiversité.

Le présent document interroge les capacités des outils de modélisation actuels, revient sur les démarches suivies et les modèles utilisés dans les études qui ont été brièvement introduites ci-dessus, et enfin examine la faisabilité de la démarche dans son ensemble. De façon pragmatique, les deux contraintes principales du projet peuvent s'énoncer de la façon suivante : (i) le cadre général du modèle doit permettre d'intégrer les éléments dont on souhaite tester les effets, parmi lesquels la mise en place d'une série d'ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales ; (ii) mais il convient, en retour, de cibler des éléments et des processus pour lesquels on dispose d'une représentation appropriée dans les modèles actuels.

La première partie consiste en un inventaire des modèles existants en hydrologie urbaine, des processus et composants du système qu'ils permettent de décrire, et de la résolution spatio-temporelle à laquelle ils sont typiquement utilisés. La deuxième partie détaille plus spécifiquement les études qui se sont penchées sur la question de la généralisation de la gestion à la source, et présente les approches retenues et indicateurs de performance utilisés.

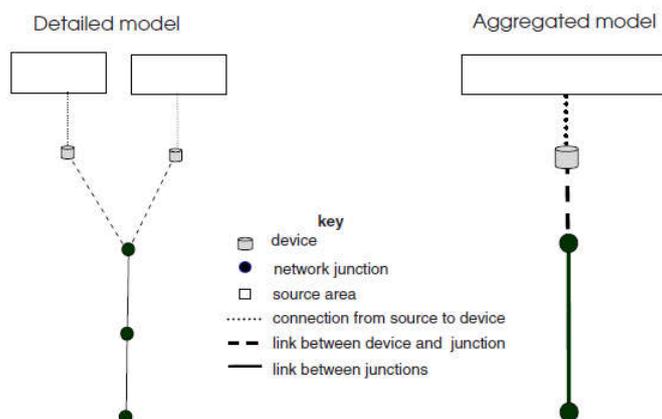
I. Inventaire des outils de modélisation existants

1. Note préliminaire : la question de la discrétisation spatiale

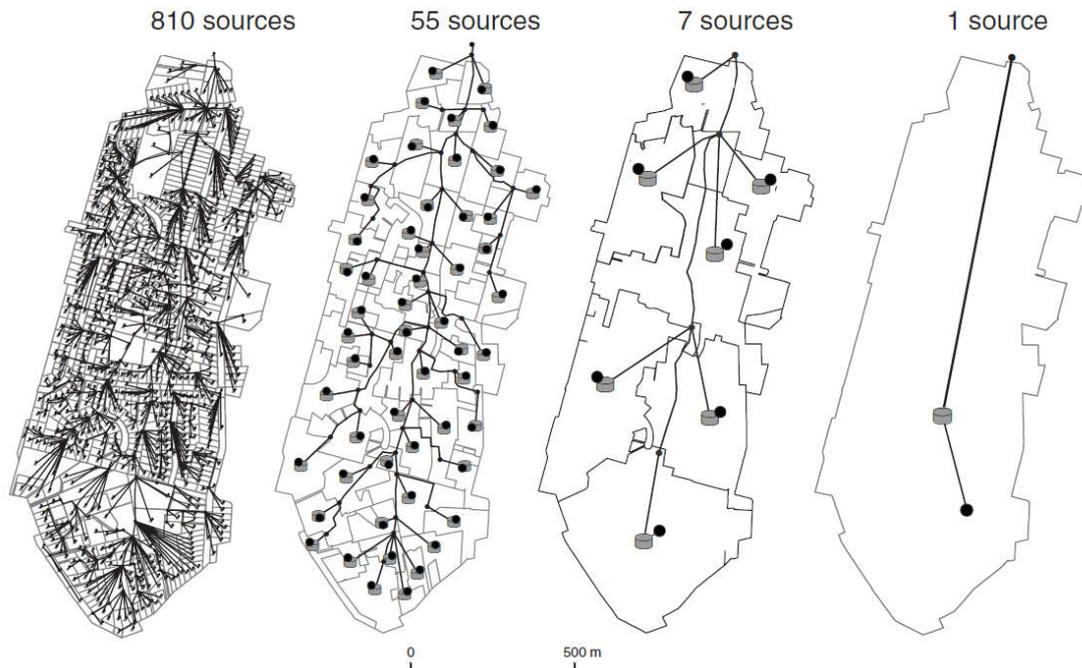
Il semble important de souligner dès à présent que la frontière entre modèles dits « distribués » et « semi-distribués », censée qualifier le caractère « spatialement explicite » d'une approche de modélisation, peut, dans certains contextes, s'avérer relativement floue. A titre d'exemple, nous pouvons mentionner les travaux d'Elliott et al. (2009), qui se sont intéressés aux effets « cumulatifs » de la gestion à la source sur un bassin versant urbain, en testant différents niveaux d'agrégation des parcelles et ouvrages (Encadré 7) sur le logiciel de simulation MUSIC – qui possède déjà ses propres modules pour la représentation des ouvrages de gestion à la source. Notons que cela implique, outre une simplification de la représentation du réseau, de définir un ouvrage « équivalent » à l'ensemble des ouvrages qui gèrent les eaux pluviales sur chaque parcelle. Dans le cas présent, ceci a été réalisé à partir de lois relativement simples : la surface totale de l'ouvrage-équivalent est égale à la somme des surfaces individuelles ; la hauteur de l'orifice de sortie (définissant le volume mort) et l'épaisseur de sol sont inchangés – tous les ouvrages possèdent au départ les mêmes caractéristiques géométriques, ce qui légitime cette hypothèse – de même que les propriétés du sol (K_s , loi d'interception des matières en suspension) ; le débit limite à l'exutoire s'obtient également par sommation. Nous aurons l'occasion de revenir en détail sur ces considérations par la suite. Cet exemple illustre le fait que, dans certaines situations, un outil de modélisation, typiquement considéré comme « semi-distribué », peut être utilisé de manière distribuée, ce qui rend parfois délicate la typologie des modèles selon leur description de l'espace.

Encadré 7 : Représentation d'un même bassin versant ($0,83 \text{ km}^2$) avec différents niveaux de discrétisation spatiale (d'après Elliott et al., 2009).

Le logiciel sur lequel les simulations ont été menées est MUSIC (voir le deuxième paragraphe de cette section). Sur la figure du bas, la configuration de gauche (*810 sources*) correspond à un découpage par parcelles cadastrales, comme c'est le cas, par exemple, du modèle URBS, tandis que les autres configurations découlent d'une procédure d'agrégation de ces parcelles et des ouvrages correspondants en sous-bassins versants. La figure ci-dessous illustre le principe de cette loi d'agrégation des parcelles et des ouvrages, pour former un sous-bassin versant équipé d'un ouvrage « équivalent » et drainé par un réseau unique.



Il apparaît que le passage de 810 sources à 7 sources a un effet mineur, sinon négligeable, sur les indicateurs considérés dans cette étude – à savoir le débit moyen et maximum à l'exutoire, la valeur maximale de la concentration en MES à l'exutoire, et enfin la masse totale de MES exportée hors du bassin versant. En revanche, le passage de 7 sources à une seule conduit à une modification des dynamiques à l'exutoire (hydrogramme et pollutogramme), avec une surestimation du débit de pointe de 25 à 40% selon la nature des ouvrages considérés. Les auteurs concluent que le recours à des descriptions semi-distribuées de l'espace, dès lors qu'elles permettent une représentation « suffisante » des différences de temps de transport dans le réseau, constitue un moyen intéressant de réduire la complexité d'un modèle et le temps de calcul nécessaire.



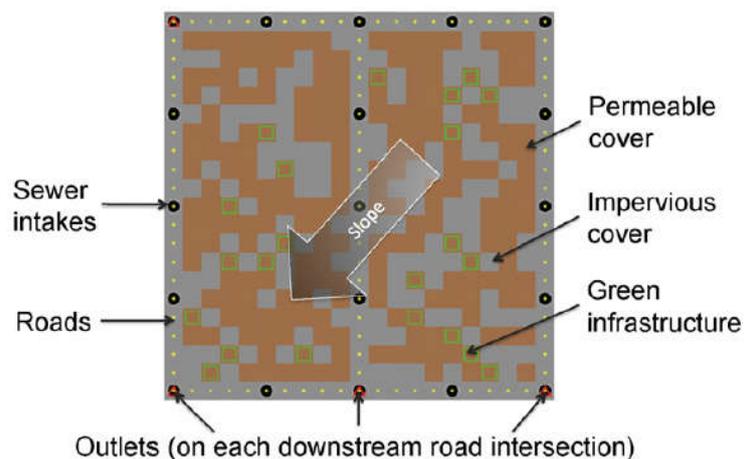
De la même façon, l'utilisation d'une grille régulière (généralement carrée) pour la discrétisation du système, comme c'est le cas du modèle TEB-HYDRO, ne caractérise pas nécessairement un modèle « distribué », à partir du moment où différentes occupations du sol cohabitent au sein d'une maille, ce qui oblige à recourir à d'autres lois d'agrégation. En outre, l'utilisation de mailles carrées, qui constitue une approche assez fréquente pour la modélisation hydrologique des bassins versants naturels (on pourra citer, par exemple, les modèles HEC-HMS, MIKE-SHE, JAMS, ou en France la plate-forme ATHYS – *Atelier Hydrologique Spatialisé* – développée à l'IRD), ne permet pas une prise en compte des formes parfois complexes des sous-bassins versants, et de la modification profonde des écoulements de surface par la présence d'avaloirs.

On rencontre toutefois certaines approches entièrement distribuées dans la modélisation hydrologique en milieu urbain, qui proposent une description très fine de l'espace et s'appliquent généralement à l'échelle du quartier. Citons par exemple les travaux de Fry et Maxwell (2016), basés sur le modèle GSSHA (*Gridded Surface/Subsurface Hydrologic Analysis*), avec lequel les auteurs ont modélisé un bassin versant de 26 ha avec une grille de 1 m de côté : ceci permet une description explicite des ouvrages de contrôle à la source, en utilisant une cote inférieure à la surface du sol pour

représenter le volume de stockage, et en adaptant les paramètres du sol pour décrire l'infiltration. D'autres approches, basées sur le modèle multi-agents NetLogo (Cortier et al., 2019, Zellner et al., 2016), ici encore appliqué à l'échelle d'un quartier avec une maille carrée d'une dizaine de mètres de côté, ont permis d'aborder des problématiques telles que l'emplacement optimal des ouvrages d'infiltration/enrobés poreux pour un objectif de maîtrise des débits et volumes ruisselés (Encadré 8).

Encadré 8 : Exemple de représentation conceptuelle totalement distribuée d'un bassin versant urbain avec le logiciel NetLogo (d'après Zellner et al., 2016).

Chaque maille fait 10 m de côté ; le domaine représenté sur le schéma (correspondant à deux « blocs » d'habitations) fait 4 ha, tandis que le bassin versant modélisé dans l'étude fait 4 km² au total, soit 200 x 200 mailles. Seule l'entrée dans le réseau *via* des avaloirs est représentée, et non le transfert à l'intérieur du réseau. Les processus hydrologiques (pluie, infiltration, entrée dans le réseau, formation de ruissellement, etc.) sont décrits par une série d'« événements » affectant les cellules *via* des lois de comportement (simplifications des lois physiques).



En conclusion de ce paragraphe, il semble plus approprié de parler de discrétisation spatiale « adaptable » ou « rigide », plutôt que de s'en tenir à l'opposition classique entre modèles hydrologiques « distribués » ou « semi-distribués », pour qualifier la possibilité qu'aura l'utilisateur de recourir à un maillage irrégulier, typiquement en considérant des sous-bassins versants, ou des *Unités de Réponse Hydrologiques* (URH) telles que définies par Flügel (1995).

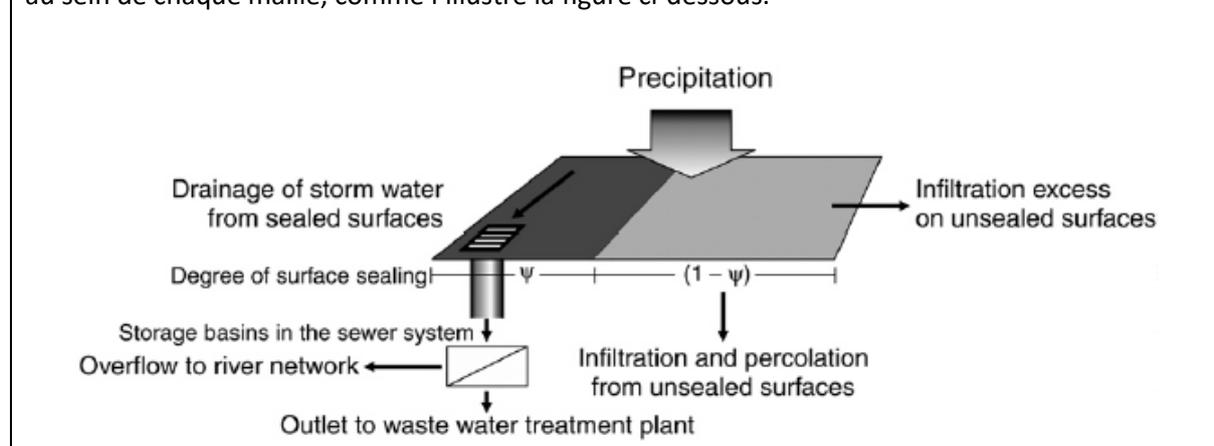
2. Inventaire des modèles existants

Cette section présente les outils de modélisation qui permettent de représenter, *a minima*, les flux d'eau en milieu urbain, et le cas échéant, les flux de contaminants transportés par ces eaux. Tous n'autorisent pas le même niveau de finesse dans la description du « système-ville » ; en particulier, seuls certains d'entre eux possèdent des options pour décrire, de façon explicite, les ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales urbaines, ou même le réseau d'assainissement. Les autres modèles – à quelques exceptions près – sont généralement utilisés pour décrire l'hydrologie des

milieux naturels ou agricoles, et présentent donc une représentation beaucoup plus limitée des différentes composantes de la ville. En l'absence de modules « ouvrages » ou « réseau », il est nécessaire de recourir soit à des couplages entre différents modèles, soit à une représentation « indirecte » et généralement simplifiée des éléments absents du modèle (Encadré 9).

Encadré 9 : Représentation conceptuelle des surfaces imperméables et de leur connexion au réseau d'assainissement à l'aide d'un modèle hydrologique à base physique utilisant une description « rigide » de l'espace (d'après Niehoff et al., 2002).

Les auteurs ont utilisé le modèle physique WaSiM-ETH – qui possède de nombreuses applications dans la modélisation de l'hydrologie des milieux naturels – pour décrire l'hydrologie de surface et l'infiltration dans le sol ; ils y ont ajouté une représentation conceptuelle des processus en réseau au sein de chaque maille, comme l'illustre la figure ci-dessous.



Dans ce qui suit, on présente tout d'abord les modèles qui comportent un module pour décrire explicitement les ouvrages de gestion à la source (Tableau 1), puis on élargit l'inventaire aux autres modèles hydrologiques susceptibles de présenter un intérêt pour la suite de ce travail (Tableau 2).

Tableau 1 – Synthèse des modèles hydrologiques qui comportent un ou plusieurs module(s) pour décrire explicitement les ouvrages de gestion à la source au sein de chaque unité spatiale.

Nom	Processus représentés et équations	Type d'ouvrages modélisés	Résolution
P8 Urban catchment model	Production de ruissellement (curve numbers), flux de surface et subsurface (réservoir), réseau (description simplifiée), émission polluants (acc.-lessivage), transport des polluants (réacteurs mélangés en série)	Bassins de rétention, d'infiltration, noues, bandes enherbées	Adaptable (250 sous-BV maxi), 1h
SWMM	Infiltration (Green & Ampt), ruissellement (Manning-Strickler), flux de subsurface (modèle de ZNS), hydraulique en réseau, émission polluants (acc.-lessivage), transport (réacteurs mélangés)	Biofiltration, noues, tranchées drainantes, toitures végétalisées, enrobés poreux	Adaptable, <1h
L-THIA	Production de ruissellement (curve numbers), volume de ruissellement, émission polluants (EMC)	Biofiltration, noues, toitures végétalisées, cuves, enrobés poreux	Rigide, 1j

SUSTAIN	Hydrologie de surface (équations de SWMM) mais hydraulique simplifiée, processus spécifiques dans les ouvrages	Bassins d'infiltration, biofiltration, noues, bandes enherbées, tranchées drainantes, toitures végétalisées, cuves	Adaptable (données SIG), <1h
MUSIC	Production de ruissellement (m. conceptuel), ruissellement, flux de subsurface (réservoir), réseau (description simplifiée), émission polluants (EMC, stochastique), transport des polluants en réseau (routage ou équation d'advection-dispersion)	Bassins de rétention, d'infiltration, biofiltration, noues, bandes enherbées, cuves	Adaptable, <1h (typiquement 6 min)
MOUSE	Production de ruissellement (différents choix dont pertes initiales/continues), flux de surface et subsurface (réservoir), hydraulique en réseau (Saint-Venant), émission polluants (acc.-lessivage), transport des polluants en réseau (réacteurs mélangés en série ou advection-dispersion), dépôt/érosion de sédiments en réseau	Bassins de rétention, d'infiltration, biofiltration, noues, tranchées drainantes, cuves	Adaptable, <1h
UVQ	Bilan hydrologique (en volume), infiltration (modèle conceptuel), subsurface (réservoir), émission polluants (EMC ou flux à spécifier), transport des polluants (routage), abattement dans les ouvrages	Biofiltration, tranchées d'infiltration, cuves	Différentes échelles possibles, 1j
WinSLAMM	Modèle payant – peu de détails sont fournis sur la représentation des processus (qui incluent la production et le routage du ruissellement, l'hydraulique en réseau, l'accumulation et le lessivage des polluants, et l'effet des ouvrages)	Bassins de rétention, d'infiltration, biofiltration, noues, bandes enherbées, enrobés poreux	Différentes échelles possibles
SWAT	Production de ruissellement (curve numbers ou Green & Ampt - évapotranspiration), ruissellement (volume et Q_{max}), flux de subsurface (ZNS, nappe perchée, flux latéraux), nappe (Darcy), émission, transport, réaction, dégradation éventuelle de certains polluants (nutriments, pesticides)	Bassins de rétention	Adaptable (couplage possible SIG)
WWHM	Équations du modèle HSPF de l'US-EPA Sous sa forme actuelle, modèle spécifique à une zone géographique des Etats-Unis	Bassins de rétention, biofiltration, tranchées drainantes, filtres à sable, toitures végétalisées, enrobés poreux	Rigide, <1h

Tableau 2 – Synthèse des modèles qui ne proposent pas de description explicite des ouvrages de gestion à la source, mais reproduisent les principales composantes du bilan hydrologique (et éventuellement les flux de certains polluants) en milieu naturel ou urbain.

Nom	Processus représentés et équations	Résolution
HEC-HMS	Production (multiples options dont curve numbers ou pertes initiales + continues), ruissellement (plusieurs options dont réservoir, Muskingum, onde cinématique), flux de subsurface (plusieurs options dont réservoir), hydraulique en canal (pas de réseau), émission polluants (acc.-lessivage ou C typiques), transport (conservatif)	Adaptable, <1h
BASINS	Équations du modèle HSPF de l'US-EPA	Rigide (couplage SIG)

WaSIM-ETH	Infiltration et ZNS (Richards), évapotranspiration, production de ruissellement (excédent de pluie ou approche « <i>Topmodel</i> »), ruissellement (Manning-Strickler), nappe (Darcy).	Rigide, <1h à 1j
WetSpa	Infiltration et ZNS (Richards), évapotranspiration, production de ruissellement (stockage en dépression, excédent), ruissellement de surface (hydrogramme unitaire ou onde diffusive), nappe (réservoir linéaire)	Rigide (couplage SIG), <1h à 1j
DRAINMOD	Infiltration et ZNS (Richards ou Green & Ampt), évapotranspiration, production de ruissellement (stockage en dépression, excédent), nappe (équations de l'hydrogéologie), drains agricoles, production et transport de l'azote et du sel dans le sol et dans le ruissellement	1h à 1j
CMF (Catchment Modelling Framework)	Réservoirs connectés : surface/subsurface/nappe ; les réservoirs de surface reçoivent les CL de pluie, ETP et concentrations. Variété de choix pour décrire les flux entre réservoirs. Possibilité de coupler la plate-forme avec d'autres modules (notamment transport), mais pas d'exemple disponible avec un réseau d'assainissement.	Adaptable
JAMS (Jena Adaptable Modelling System)	Réservoirs connectés. Représentation conceptuelle et relativement simplifiée des flux entre réservoirs, déclinés entre 4 composantes qui sont transportées séparément : ruissellement de surface, écoulement de subsurface rapide, écoulement de nappe superficiel et écoulement de nappe profond.	Adaptable (URH), 1h à 1 mois
OpenFluid	Réservoirs connectés : surface/nappe ; un « réseau » de fossés assure l'écoulement de l'eau jusqu'à l'exutoire. Équations du modèle MHYDAS (Modélisation Hydrologique Spatialisée pour les AgroSystèmes) : hydrologie de surface et nappes, émission polluants (pesticides, taux d'application), transport réactif	Adaptable (URH)
Allan-Neptunix (BRGM)	Réservoirs connectés : surface/subsurface/nappe. Production de ruissellement en surface (coef. de ruissellement). Bilan hydrologique simplifié avec capacités de stockage limitées dans chaque réservoir et règles conceptuelles de distribution de l'eau excédentaire, réseau (description simplifiée), émission polluants (éq. différente selon le composé, e.g. pour Pb : flux proportionnel au trafic et à la surface des routes), transport (réacteurs parfaitement mélangés)	Adaptable (unités homohènes)
HYDRA	Production de ruissellement (plusieurs options dont pertes initiales/continues), ruissellement (réservoir linéaire), hydraulique en réseau (Saint-Venant), émission polluants (acc.-lessivage ou EMC typiques), transport (advection-dispersion), dégradation (cinétique d'ordre 1)	Adaptable (couplage SIG), <1h
URBS	Production de ruissellement (interception par la canopée et approche « <i>Topmodel</i> »), évapotranspiration, infiltration et ZNS (réservoir avec décroissance exponentielle de K_s avec z), niveau de la nappe, transfert en réseau (routage par un schéma de Muskingum), infiltration d'eaux claires parasites dans le réseau (formule de Guyon – issue de la modélisation des drains agricoles),	Parcelle cadastrale
TEB-HYDRO	<i>Chaque maille est composée de 3 compartiments : voirie/bâti/jardin.</i> Production de ruissellement sur chaque compartiment (pertes initiales), ruissellement entre deux mailles si pas de réseau, infiltration et ZNS <i>sous la voirie et le bâti</i> , évapotranspiration, drainage profond (sortie du modèle, nappe non représentée), infiltration d'eaux claires parasites dans le réseau (équation empirique), transfert en réseau (routage à vitesse constante), transferts d'énergie sol-végétation-atmosphère.	Rigide, <1h

Ce double inventaire nous permet de proposer une typologie « fonctionnelle » des modèles existants, en gardant à l'esprit l'objectif initial du travail, à savoir *tester différents scénarios de déploiement d'ouvrages de gestion à la source sur un territoire donné*.

1. Sur la question du réseau

- i.* Très peu de modèles permettent une description directe du réseau d'assainissement, et ils sont encore moins nombreux à représenter son fonctionnement par les lois de l'hydraulique (SWMM, MOUSE, HYDRA) ; les autres représentations, simplifiées (P8, SUSTAIN, MUSIC, URBS, TEB-HYDRO), consistent soit en un « routage » du signal de débit le long du réseau, avec superposition des différents hydrogrammes au niveau des jonctions, soit en une description des portions de réseau par un modèle de réservoir linéaire.
- ii.* D'autres modèles n'incluent pas de module « réseau » mais proposent une description de l'hydrologie de surface (éventuellement de subsurface) en milieu urbain, et pour certains, du transport de polluants, à l'échelle d'un sous-bassin versant : il est donc envisageable de les utiliser pour calculer les flux d'eau et de polluants en différents points d'injection sur le réseau. On retrouve dans cette catégorie les modèles L-THIA, UVQ, SWAT, BASINS, et WaSiM-ETH.
- iii.* Les plateformes qui apparaissent comme les plus flexibles en termes d'options de modélisation (HEC-HMS, CMF, JAMS, OpenFluid, Allan-Neptunix) ne représentent pas le réseau d'assainissement, et, dans la littérature disponible, possèdent plutôt des applications dans des domaines agricoles ou pour décrire l'hydrologie de versant, avec pour objectif la compréhension de processus hydrologiques ou le transport de polluants tels que les nutriments ou les pesticides. Mentionnons néanmoins un cas d'exception : Labbas et al. (2015) se sont basés sur le modèle hydrologique distribué J2000P (« P » pour *périurbain*), développé à partir de la plate-forme JAMS, pour modéliser le bassin versant périurbain de d'Yzeron (147 km²).

2. Sur la question des ouvrages de gestion à la source

- i.* Environ la moitié des modèles présentés ci-dessus ont été développés de façon à permettre une représentation *explicite* de certains ouvrages de gestion à la source. Comme nous le verrons à la fin de ce rapport, la fiabilité et la robustesse de ces modules spécifiques sont très rarement remises en question. Si la représentation des processus hydrologiques fait souvent l'objet d'une phase de calage, et parfois de vérification, avant la mise en œuvre de l'approche par scénarios, en revanche, l'impact hydrologique (et *a fortiori* l'impact qualitatif) des ouvrages est considéré comme « correctement représenté » dans le modèle.
- ii.* À l'inverse, les autres approches de modélisation requièrent une représentation *implicite* des ouvrages : ceci se fait par exemple en modifiant la valeur d'un paramètre d'une maille, comme son coefficient d'imperméabilisation, la cote du pixel en question dans le cadre d'un modèle à très fine échelle (pour en faire une dépression capable de stocker et infiltrer l'eau de ruissellement), ou son *curve number*. Il nous semble utile de donner quelques précisions à propos de ce formalisme, que nous avons déjà évoqué à plusieurs reprises dans les tableaux précédents (Encadré 10).

3. Sur la question de la pollution

- i. La plupart des modèles présentés dans le tableau 1, généralement conçus pour le milieu urbain, permettent de décrire la production de polluants par le bassin versant, soit au moyen d'équations conceptuelles (le plus souvent un modèle d'accumulation-lessivage), soit en imposant une concentration moyenne événementielle pour chaque sous-bassin versant.
- ii. Certains modèles, plutôt développés dans un contexte d'hydrologie naturelle ou agricole, fixent un taux d'émission constant (correspondant par exemple à une fraction des nutriments ou des pesticides épandus sur un champ).
- iii. Le modèle MUSIC propose des valeurs « typiques » pour les concentrations moyennes événementielles de certains polluants (nutriments, MES) en fonction de l'occupation du sol du bassin versant, selon une typologie prédéfinie. Dans les autres cas, il convient d'établir un module supplémentaire pour quantifier précisément la production de polluants par les différentes zones du territoire d'étude.

Encadré 10 : le modèle des *curve numbers*

Ce formalisme s'appuie sur une relation empirique entre l'excès de précipitations P_e (générant un ruissellement) et la pluie cumulée P :

$$P_e = \frac{(P - I_a)^2}{P - I_a + S}$$

où I_a désigne la perte initiale, et S désigne le potentiel maximum de rétention. Ces deux termes sont liés par la relation $I_a = 0,2 S$, ce qui nous ramène à l'estimation du seul terme S . Le modèle de « curve number » à proprement parler est une équation reliant S à une caractéristique du bassin versant, notée CN , qui dépend du type de sol et peut s'exprimer comme une moyenne pondérée des CN_i pour chaque classe d'occupation du sol :

$$S = \frac{25400 - 254 CN}{CN} \quad \text{avec} \quad CN = \frac{\sum A_i CN_i}{\sum A_i}$$

où A_i désigne l'aire de la $i^{\text{ème}}$ zone. La représentation des ouvrages par un modèle hydrologique de ce type se fait en déterminant un CN équivalent par maille en fonction du taux de déploiement des techniques alternatives, à partir de mesures hydrologiques ou en faisant appel à d'autres méthodes (plus ou moins arbitraires).

3. Présentation détaillée de certains modèles

Afin de mieux appréhender les possibilités qu'offre la modélisation dans la description du système, des processus, et des ouvrages, cette section consiste en un « focus » sur trois modèles particuliers, représentatifs de trois approches différentes : SWMM, TEB-HYDRO, et URBS.

3.1. SWMM

Présentation générale. Le modèle SWMM (*Storm Water Management Model*), développé par l'US-EPA, fait souvent office de référence pour la modélisation quantitative en hydrologie urbaine (Elliott et Trowsdale, 2007) – probablement en raison de son caractère *open source*² et de la documentation importante disponible à son sujet – si bien qu'il revient à de multiples reprises dans les études synthétisées ci-après. Il s'agit d'un modèle physique dynamique, qui représente les processus hydrologiques de surface et subsurface ainsi que les processus en réseau ; sa discrétisation spatiale repose sur des sous-bassins versants et apparaît très flexible (*cf.* la discussion de l'encadré 7) ; chaque sous-bassin représente une superficie contigüe dont les eaux de ruissellement entrent dans le réseau d'assainissement en un même point (l'exutoire du sous-bassin versant). La discrétisation temporelle de SWMM permet aussi bien des simulations événementielles que sur des durées longues.

La structure typique d'un sous-bassin versant est représentée sur la figure 1 : SWMM opère une partition conceptuelle entre surfaces perméables et surfaces imperméables (sur lesquelles l'infiltration est nulle, avec la possibilité d'y associer une hauteur de stockage en dépression). Plusieurs options sont disponibles pour décrire l'infiltration sur les surfaces perméables (modèle de Horton, modèle de Horton modifié, *curve numbers*, etc.) ; celle qui revient le plus fréquemment dans la littérature est l'équation de Green et Ampt. Pour rappel, celle-ci modélise l'infiltration dans le sol comme la propagation d'un front de saturation depuis la surface au cours d'un événement pluvieux ; à l'arrêt des précipitations, la teneur en eau du sol tend vers sa valeur initiale à une vitesse qui dépend de la conductivité hydraulique du sol. Chaque sous-bassin versant est décrit par un modèle de réservoir non linéaire dont la loi de vidange dépend – entre autres – de sa pente moyenne (par exemple *via* la relation de Manning-Strickler). Dans sa forme la plus courante, chaque sous-bassin versant dans SWMM est décrit par 11 paramètres pour caractériser son comportement hydrologique de surface : 3 paramètres géométriques (surface, largeur, pente), 4 paramètres sur l'usage du sol et ses caractéristiques (coefficient d'imperméabilisation, et trois paramètres pour le modèle de Green et Ampt), et 4 paramètres propres aux fonctions de production et de transfert (pertes initiales et coefficient de Manning, pour les surfaces perméables et imperméables).

Comme évoqué ci-dessus, un module « réseau » permet une représentation assez fine d'une variété d'ouvrages hydrauliques entre les différents sous-bassins versants : canalisations, canaux à ciel ouvert, ouvrages de stockage/régulation, pompes, orifices, etc. Une liste détaillée des fonctionnalités hydrauliques de SWMM peut être retrouvée dans le manuel de l'utilisateur du logiciel. Le choix des équations constitutives de ce module réseau apparaît par ailleurs relativement flexible (routage simple, onde cinématique, onde dynamique).

² Dans sa thèse, G. Petrucci note en particulier que le code de calcul peut être facilement intégré à d'autres logiciels (il est contenu dans une librairie .dll), ce qui offre la possibilité d'automatiser les simulations.

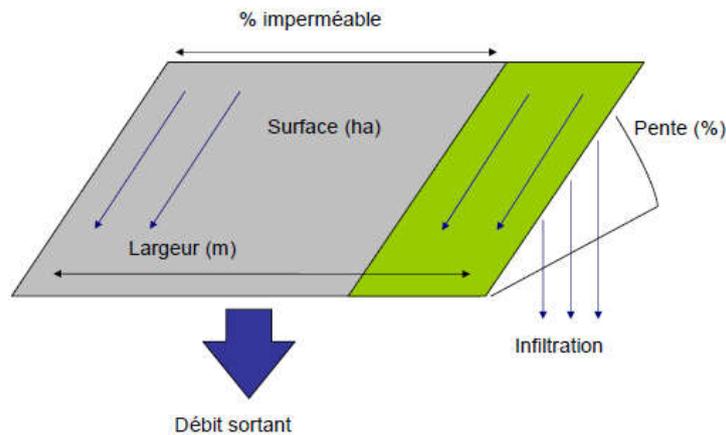


Figure 1 – Structure d’un sous-bassin « classique » sur SWMM (d’après Petrucci, 2012)

Il est également possible de représenter les processus de production et de transfert de contaminants au sein de chaque sous-bassin versant, soit à travers des modèles d’accumulation-lessivage classiques (différentes formulations possibles), soit en définissant une concentration moyenne événementielle. Pour des espèces non conservatives, il est possible d’inclure une cinétique de dégradation au cours du traitement en introduisant un coefficient de décroissance du premier ordre.

Par ailleurs, plusieurs modules ont été développés et intégrés à la version 5.0 de SWMM, ce qui permet d’intégrer une représentation directe des ouvrages de gestion à la source (Figure 2), en plus d’offrir la possibilité de simuler le devenir des contaminants urbains à l’intérieur de ces ouvrages (*Low Impact Development Controls*). Il est possible de représenter explicitement une grande variété d’ouvrages sur SWMM :

- Jardins de pluie
- Ouvrages de biorétention
- Noues végétalisées
- Tranchées d’infiltration
- Toitures végétalisées
- Cuves de récupération des eaux pluviales
- Enrobés poreux

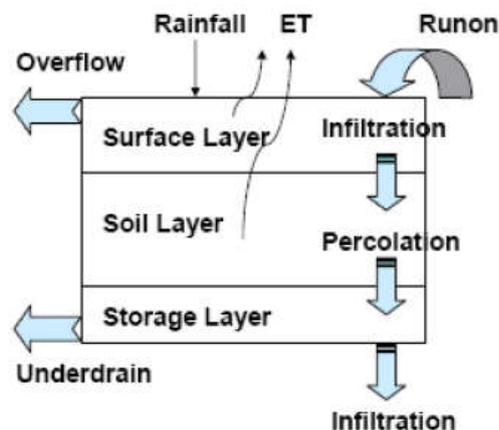


Figure 2 – Représentation conceptuelle d’un dispositif de biofiltration sur SWMM

La figure 3 donne un exemple d'interface utilisateur sur SWMM pour l'ajout d'un dispositif en particulier, avec ses caractéristiques propres. *A priori*, seul le ruissellement issu des surfaces imperméables est envoyé (totalement ou partiellement) vers les ouvrages de gestion à la source ; l'utilisateur spécifie la fraction de la surface totale qui est drainée vers chaque type d'ouvrage (figure 4). Notons que compte tenu de la partition conceptuelle entre surfaces perméables et surfaces imperméables sur chaque sous-bassin, il s'agit déjà d'un ou plusieurs ouvrage(s) que l'on pourrait qualifier d'« équivalent(s) » par unité hydrologique

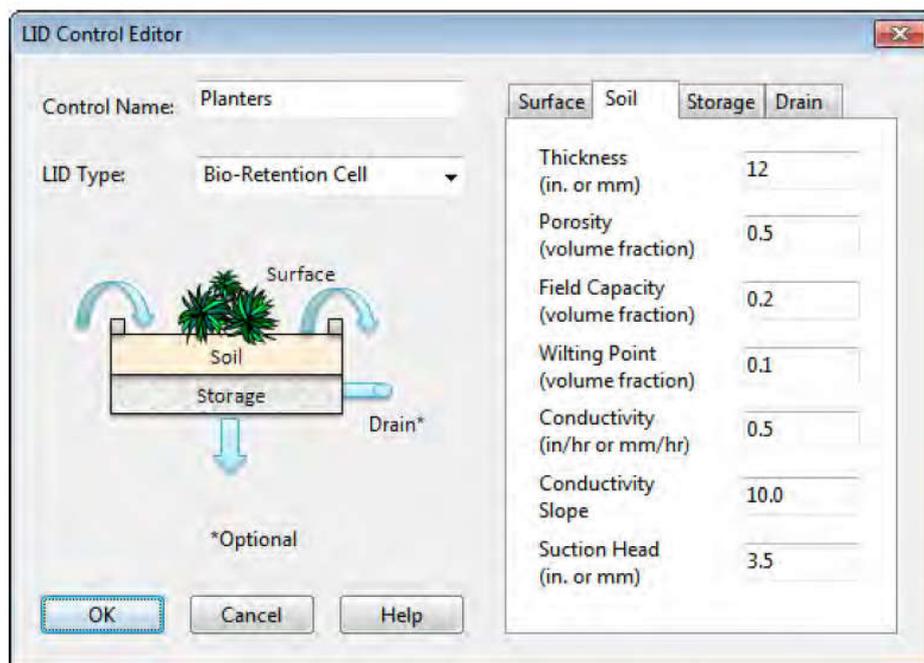


Figure 3 – Présentation de l'interface utilisateur sur SWMM pour l'ajout d'un ouvrage de contrôle à la source et la définition de ses propriétés : dans l'exemple ci-dessus (ouvrage de biorétention), il convient de renseigner sa géométrie (épaisseur), les caractéristiques du sol (porosité, capacité au champ, point de flétrissement permanent), les caractéristiques de la courbe de perméabilité.

Control Name	LID Type	% of Area	% From Imperv	Report File
InfilTrench	Infil. Trench	1.074	40	
RainBarrels	Rain Barrel	0.081	17	

Figure 4 – Présentation de l'interface utilisateur sur SWMM récapitulant les ouvrages implémentés sur un sous-bassin versant donné, le ratio $S_{\text{ouvrage}}/S_{\text{BV}}$ et l'étendue de la zone drainée par l'ouvrage.

3.2. TEB-HYDRO

Présentation générale. Le modèle TEB (*Town Energy Balance*) appartient à une plate-forme de modélisation appelée SURFEX (*Surface Externalisée*), qui décrit les transferts d'énergie entre le sol, la végétation et l'atmosphère ; son objectif initial était de fournir les conditions aux limites inférieures du modèle atmosphérique de Météo France. La segmentation de l'espace utilise un maillage carré ; *in fine*, le modèle évalue des transferts moyens par maille, mais il est possible de distinguer les types de surfaces à l'intérieur de la maille en faisant appel à des modules différents :

- Surfaces d'eau ouvertes ou fermées, gérées par le module **FLake** ;
- Surfaces naturelles (végétation, roche...), gérées par le module **ISBA** ;
- Surfaces urbaines, gérées par le module **TEB**.

Le modèle **ISBA** (*Interaction Sol-Biosphère-Atmosphère*) a initialement été développé pour décrire les transferts d'eau et d'énergie en milieu naturel, et la représentation de l'hydrodynamique du sol repose sur un certain nombre de grandeurs agronomiques (point de flétrissement permanent, capacité au champ, saturation). Il inclut une description de la zone non saturée (discrétisée en 3 ou 12 couches d'épaisseur croissante avec la profondeur) mais n'évalue pas la profondeur de la nappe.

Des développements récents ont permis de décrire la végétation à l'intérieur des surfaces urbaines, c'est-à-dire de coupler TEB et ISBA au sein d'une maille de type « surface urbaine » : le module qui réalise ce couplage s'appelle **TEB-VEG**. Il introduit ainsi une segmentation conceptuelle d'une surface urbaine en trois compartiments : bâti, voirie, et jardins. Initialement, le sol situé sous le bâti et la voirie n'était pas représenté dans le modèle, qui ne décrivait pas non plus le réseau d'assainissement : seuls étaient pris en compte les flux d'eau verticaux dans le compartiment « jardins », décrits par le modèle ISBA en considérant seulement 3 couches de sol. Le développement de **TEB-HYDRO** a permis de remédier à ces lacunes dans la description du système. L'infiltration de l'eau a lieu dans les jardins et, dans une moindre mesure, sous les voiries (selon un taux d'infiltration à caler), puis une redistribution latérale s'effectue dans le sol des trois compartiments, selon une cinétique du premier ordre, pour tendre vers la teneur en eau moyenne de ces compartiments.

Les transferts d'eau entre mailles peuvent être de quatre types : (i) par le réseau, (ii) par ruissellement de surface, (iii) par une rivière, (iv) par le drainage profond (Figure 5). Le ruissellement de surface entre deux mailles n'intervient que quand ces dernières ne sont pas reliées par un réseau (par exemple des surfaces agricoles), et se fait dans la direction de plus grande pente. Dès que le ruissellement rencontre une maille qui possède un réseau ou un tronçon de rivière, il y est dirigé en intégralité. À l'intérieur des mailles qui possèdent un réseau, on suppose que seule une fraction des surfaces imperméables (toits et routes) est directement connectée au réseau (cette fraction est un paramètre du modèle, uniforme sur l'ensemble de la grille). Le ruissellement issu de la fraction résiduelle est dirigé vers le compartiment « jardin » de la maille, où il s'infiltré. Si tout ne peut pas s'infiltrer dans les jardins, l'eau excédentaire est redirigée vers le réseau.

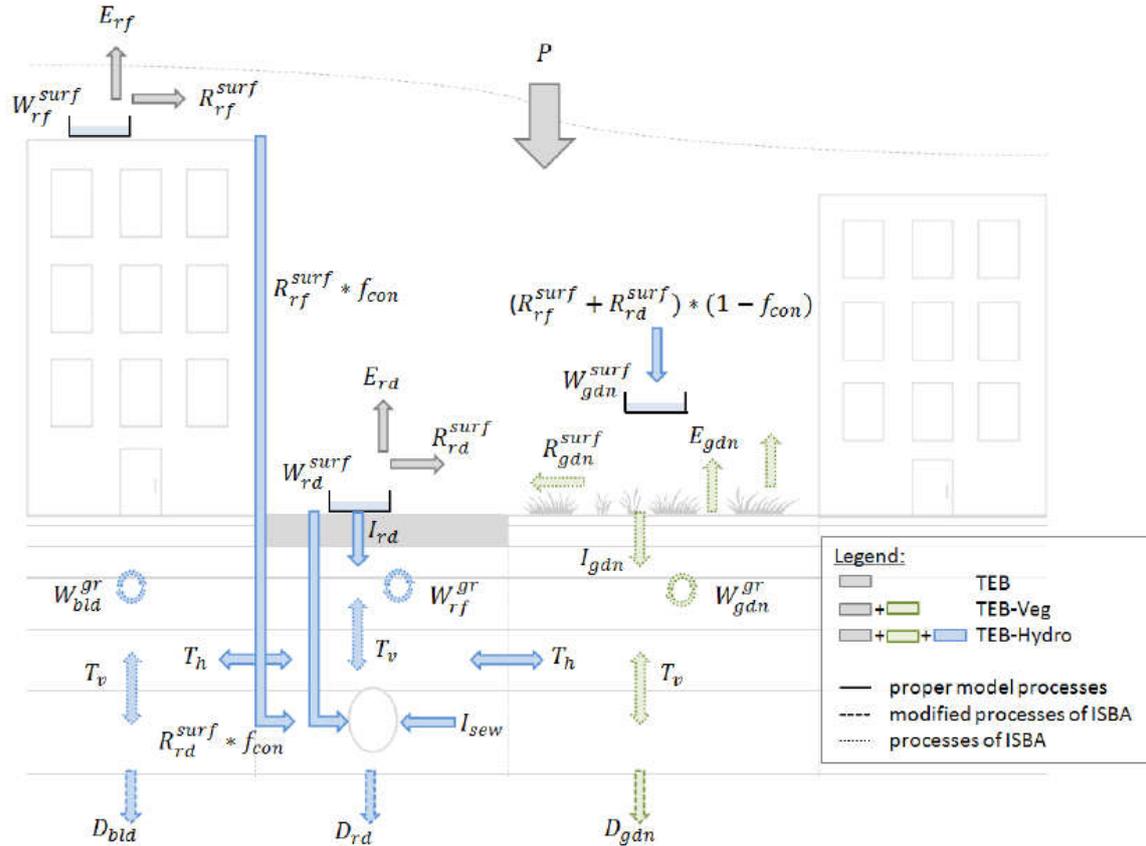


Figure 5 – Représentation schématique des différents flux hydriques représentés dans TEB-HYDRO et les versions antérieures du modèle (d’après Laffaille et al., 2018). **Notations** : P = pluie, E = évapotranspiration, R = ruissellement, W = stock d’eau, I = infiltration, D = drainage, f_{con} = fraction des surfaces connectées au réseau, T_h = transferts horizontaux, T_v = transferts verticaux. **Indices** : rf = roof, bld = building, rd = road, gdn = garden, sew = sewer. Exposants : $surf$ = surface, gr = ground.

Le modèle ISBA, dans sa version initiale, considère que la couche de sol inférieure est bien drainée, de sorte que toute l’eau qui excède la capacité au champ dans cette couche profonde est exportée hors du système. Néanmoins, une telle représentation posait des problèmes pour représenter les infiltrations d’eaux claires parasites dans le réseau. Xenia LAFFAILLE, dans sa thèse, a ainsi proposé d’introduire un facteur C_{rech} (empirique), qui limite la quantité d’eau qui *aurait dû* être drainée depuis la $n^{ième}$ couche, et engendre ainsi des teneurs en eau supérieures à la capacité au champ. Si la couche profonde devient saturée, cela crée une influence aval qui fait « remonter » l’excédent de teneur en eau – potentiellement jusqu’au réseau d’assainissement. L’infiltration « moyenne par maille » vers le réseau est modélisée de la façon suivante :

$$I_{sew} = k_{sew}(W^{gr}) \rho_{sew} I_p$$

où k_{sew} correspond à la conductivité hydraulique de l’interface sol/réseau, dont la valeur dépend de l’état hydrique du sol (W^{gr}), ρ_{sew} est la densité linéique du réseau dans la maille considérée, et I_p est un paramètre empirique. Cette formulation est inspirée de la modélisation des drains agricoles.

Transferts intra- et inter-maïlles. L'eau issue des surfaces imperméables non connectées au réseau est répartie sur la fraction « jardins » de la maille. En outre, chaque processus de routage entre deux mailles (réseau, ruissellement superficiel, rivières, baseflow) est décrit par une vitesse constante et uniforme qui constitue un paramètre d'entrée du modèle. En particulier, aucune équation issue de l'hydraulique n'intervient dans la description des phénomènes en réseau.

Paramètres. Dans le modèle ISBA, les paramètres hydrodynamiques du sol (dont la conductivité hydraulique) sont obtenus *via* des fonctions de pédotransfert à partir de ses fractions de sable et d'argile, qui constituent donc des données d'entrée du modèle. Jusqu'ici, les applications de TEB-HYDRO ont été faites en supposant que le sol était homogène sur l'ensemble du domaine modélisé (quelques km² à plusieurs centaines de km²). Xenia Laffaille, dans son doctorat, a montré que les résultats du modèle étaient relativement sensibles à la granulométrie du sol.

Il apparaît que les paramètres suivants ont une grande influence sur le fonctionnement du modèle :

- le stock maximal sur les toitures et sur les voiries (*i.e.* $\max W_{rf}^{surf}$ et $\max W_{rd}^{surf}$) ;
- le taux d'infiltration sur les voiries I_{rd} (supposé constant) ;
- le pourcentage de surfaces imperméables connectées au réseau f_{con} ;
- le paramètre I_p qui décrit la non-étanchéité des réseaux, donnant lieu à des infiltrations d'eaux claires parasites dans les réseaux.

Données d'entrée. Une grande partie des données d'entrée sont directement accessible via la BD-Topo (description de l'occupation du sol et des infrastructures, précision décimétrique). Météo France a mis au point un outil qui permet de convertir certaines données issues de la BD-Topo à des propriétés thermiques du bâtiment ; il semblerait que cet outil permette une évaluation des matériaux de couverture. Les plus grandes difficultés proviennent (i) de la description de la végétation, car les bases de données existantes ne sont apparemment pas assez fines, et (ii) de la description du réseau, car les cartes, SIG, ou même les modèles hydrauliques dont disposent les collectivités sont faux ou mal renseignés. Pour ce qui est de la région parisienne, une base de données spécifique a été construite par le Laboratoire de Recherche en Architecture de Toulouse, à l'occasion du projet MUSCADE (Masson et al., 2014). Cette base de données possède une résolution de 250 m x 250 m et comprend une large série d'indicateurs tels que :

- le nombre d'habitants dans chaque maille,
- la hauteur moyenne des bâtiments dans chaque maille,
- la surface au sol des bâtiments,
- le « coefficient de compacité » des bâtiments,
- l'âge *majoritaire* des bâtiments,
- le pourcentage d'habitats collectifs et individuels,
- la longueur des routes et leur largeur moyenne,
- la surface végétalisée...

La plupart de ces données sont surtout utiles pour les calculs de flux d'énergie effectués par TEB.

La mise en œuvre du modèle TEB-Hydro requiert au préalable un travail de prétraitement des données SIG à l'aide d'un module spécifique, qui associe en particulier le maillage de l'espace et le réseau

d'assainissement « reconstruit », de façon à calculer les différents indicateurs utilisés dans le modèle (tels que la densité linéique de réseau dans chaque maille).

Représentation des déversoirs d'orage. Il s'agit d'une question de recherche à part entière. Une tentative a été faite dans le cadre d'un projet ANR, dont l'application concernait le bassin versant de l'Yzeron (à deux échelles différentes : de quelques km² à plusieurs centaines de km²). Chaque DO a été représenté de manière très simple par un débit-seuil (paramètre à caler) au-delà duquel il y a déversement dans le milieu naturel – sachant que, comme expliqué plus haut, le débit instantané est obtenu par routage (à vitesse constante) et somme des signaux issus des différentes mailles « amont ». Afin d'éviter de décrire l'ensemble des DO sur le site d'étude, des « DO équivalents » par tronçons ont été considérés dans le modèle, avec un débit-seuil différent selon le tronçon.

Sorties du modèle. Pour le volet hydrologique, il est possible de récupérer les sorties suivantes :

- Débit dans les réseaux, calculé à des « exutoires » (il paraît plus correct de parler de « nœuds d'observations ») qui doivent être définis **avant la simulation**. Autrement dit, on perd l'information sur les débits qui transitent dans les mailles auxquelles on ne s'intéresse pas ;
- Débit déversé au niveau des DO, dans le cas où on en a défini ;
- Ruissellement de surface généré dans chaque maille ;
- Teneur en eau dans le sol de chaque maille ;
- Drainage profond dans chaque maille, avec possibilité de distinguer par compartiments ;
- Evapotranspiration/Flux de chaleur latente sur toutes les surfaces.

3.3. URBS

Présentation générale. Le modèle URBS (*Urban Runoff Branching Structure model*) est un modèle hydrologique distribué, dont la discrétisation spatiale repose sur un « réseau hydrographique », constitué du réseau d'assainissement et de la voirie, sur lequel sont connectées des unités hydrologiques définies d'après les parcelles cadastrales. Le modèle est donc basé sur une fonction de production sur chaque unité hydrologique et une fonction de transfert dans le réseau.

De façon assez similaire à TEB-Hydro, chaque parcelle est divisée en trois composantes (Figure 6) : les bâtiments (toitures), le jardin, et la voirie adjacente. Le modèle décrit également le sol sous chaque unité hydrologique, en incluant à la fois la zone non saturée et la zone saturée *via* un niveau de nappe variable.

Production. La fonction de production repose sur l'approche « Topmodel », qui considère un réservoir de surface de capacité fixée (pertes initiales) sur les toitures, la voirie, et la canopée, avant génération d'un ruissellement. Pour la modélisation des processus d'infiltration dans le sol, on est amené à postuler une décroissance exponentielle de la conductivité hydraulique du sol avec la profondeur. L'approche permet de reproduire un quatrième processus : il s'agit des infiltrations parasites de la nappe vers le réseau, qui se produisent lorsque le niveau de la nappe devient supérieur à la cote du réseau, de manière proportionnelle à la charge hydraulique au-dessus du réseau, selon une formule issue des modèles de drainage souterrain. Le ruissellement généré par chaque unité hydrologique est

donc la somme des différentes contributions de cette unité, c'est-à-dire le débit produit par chaque type d'occupation du sol, auquel s'ajoute le drainage de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement

Transfert. Le « réseau hydrographique », tel que défini plus haut, est découpé en tronçons, chacun étant connecté à un tronçon aval (réseau réseau, voirie voirie, ou voirie réseau). Pour la voirie, le routage repose sur le calcul d'un temps de transfert à partir de la formule de Manning-Strickler. Pour le réseau d'assainissement, on utilise une fonction de transfert basée sur le schéma de Muskingum, qui repose sur une approximation en différences finies de l'équation de continuité. En notant Q_j le débit qui transite dans le $j^{\text{ème}}$ tronçon, il est possible d'exprimer le débit Q_{j+1} à l'instant $t + \Delta t$ comme une combinaison linéaire de Q_{j+1} au pas de temps précédent et de Q_j et aux deux instants :

$$Q_{j+1}(t + \Delta t) = C_1 Q_j(t + \Delta t) + C_2 Q_j(t) + C_3 Q_{j+1}(t) \pm S_{j+1}(t + \Delta t)$$

où S_{j+1} correspond à un terme source ou puits.

Il est possible de remplacer un tronçon de réseau par un tronçon « noue », avec un terme puits lié au K_s de l'ouvrage, qui alimenterait le réservoir sol des parcelles adjacentes.

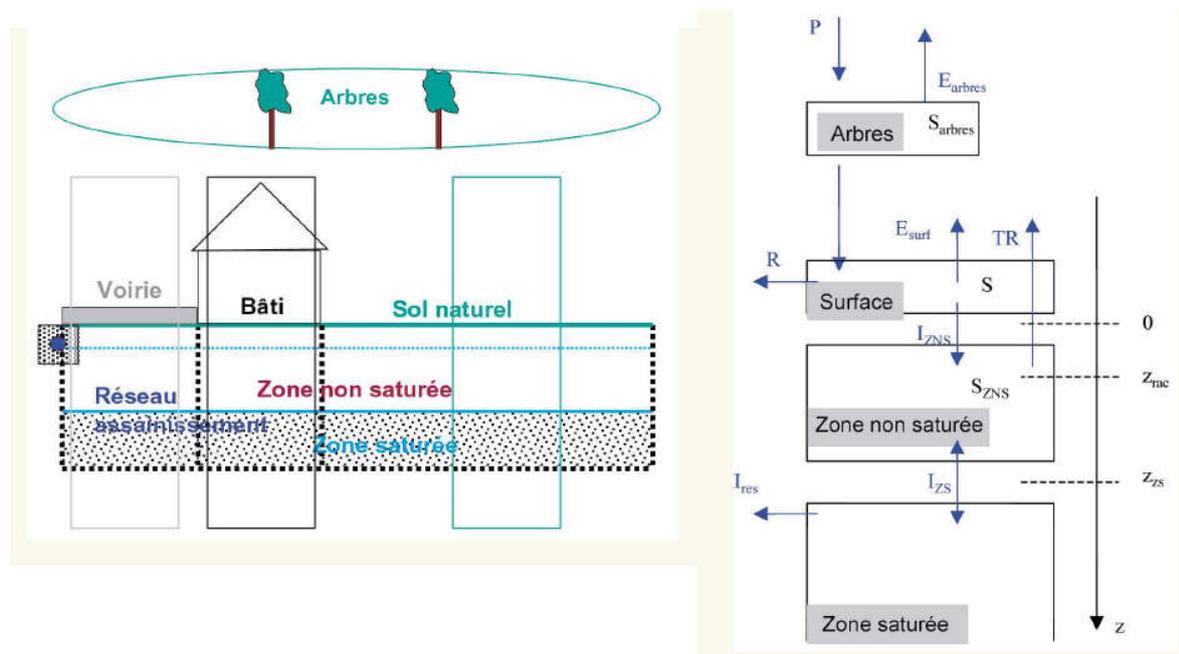


Figure 6 – Représentation d'un élément hydrologique urbain avec les différentes composantes décrites par le modèle URBS ; représentation des échanges entre les différents compartiments pris en compte dans le modèle – végétation, surface, sol non saturé, nappe (d'après Rodriguez et al., 2010).

Notations : P = pluie, E = évaporation, R = ruissellement, TR = transpiration, I = infiltration. **Indices :** surf = surface, ZNS = zone non saturée, ZS = zone saturée, res = réseau.

Paramètres. Le fonctionnement de URBS repose sur les paramètres suivants :

- le stock maximal du réservoir de surface sur les jardins, la voirie et les toitures ;
- la conductivité hydraulique à saturation, en $z = 0$, pour les jardins et la voirie, et le paramètre de décroissance exponentielle de K_s^{nat} ;
- la teneur en eau à saturation, et de manière plus générale, les paramètres de la courbe de rétention du sol selon le modèle de Brooks et Corey ;

- la profondeur racinaire ;
- deux paramètres empiriques décrivant le drainage des eaux claires parasites.

Sorties du modèle. Il est possible de générer deux types de données en sortie :

- Évolution temporelle de certaines variables d'intérêt (flux d'eau issus des surfaces naturelles, de la voirie, des bâtiments, infiltration dans le réseau, quantité d'eau évapotranspirée, niveau de la nappe, teneur en eau du sol...) agrégées sur le domaine d'étude ;
- Cumuls de ces variables sur toute la durée de simulation, parcelle par parcelle (pour générer des cartographies).

II. Étude des couplages possibles

1. Couplages avec des modèles d'évolution urbaine

1.1. Description de ces modèles

Cette partie offre un aperçu des différentes approches utilisées pour modéliser l'évolution urbaine, puis détaille dans quelle mesure de tels modèles ont pu être couplés avec un modèle hydrologique afin d'évaluer les impacts futurs de l'urbanisation. Afin de comprendre la philosophie sous-jacente aux modèles d'évolution urbaine, il est nécessaire de s'arrêter quelques instants sur les sous-systèmes qui composent une ville, que l'on peut classer selon leur temporalité d'évolution comme préconisé par Wegener et Fürst (1999). La typologie proposée par ces auteurs est présentée ci-dessous, du plus lent au plus rapide :

- *Très lent* : réseaux, occupation des sols ;
- *Lent* : lieux d'emplois (implantation des entreprises), lieux de résidence ;
- *Rapide* : emplois, population ;
- *Immédiat* : déplacements de personnes et de marchandises.

La plupart des approches que nous allons passer en revue et discuter dans la suite de ce document s'intéressent aux deux premières catégories de transformations. A cet effet, on distingue essentiellement quatre types d'approches visant à modéliser l'expansion urbaine ainsi que les évolutions de l'usage des sols (Haase et Schwarz, 2009) :

- Les modèles faisant appel à des techniques statistiques d'analyse spatiale et de régression, c'est-à-dire qu'ils décrivent l'évolution d'une ou plusieurs variable(s) telles que la densité de population, la valeur moyenne des loyers, *etc.*, en fonction de la distance au(x) centre(s) urbain(s) (Gusdorf et al., 2008) ;
- Les modèles de type « automates cellulaires », qui considèrent l'espace comme une grille bidimensionnelle dont chaque pixel possède un nombre fini d'états, et dans lesquels l'évolution d'un pixel dépend de l'état des pixels voisins aux instants précédents ;
- Les modèles qui font intervenir des *facteurs d'évolution* de la ville tels que les politiques publiques, les infrastructures de transport, ou l'économétrie spatiale ;
- Les modèles multi-agents (*agent-based approaches* en anglais), qui prennent en compte les comportements individuels et interactions entre les individus et leur environnement (*e.g.* le choix d'un ou plusieurs mode(s) de transport, ou le choix d'un lieu de vie).

Les modèles des deux premières catégories, souvent désignés par le terme de « *modèles géographiques* », consistent pour la plupart en une extrapolation des tendances passées. Ces dernières sont évaluées au travers de cartes historiques ou d'images satellites, qui permettent de caler les paramètres de la régression et/ou la loi de comportement de l'automate cellulaire (Jat et al., 2008 ; Solecki et Oliveri, 2004). Le modèle géographique le plus fréquemment rencontré dans la littérature s'appelle SLEUTH (*Slope, Land use, Exclusion, Urban extent, Transportation, and Hillshade*), logiciel open source dont le fonctionnement repose sur des automates cellulaires (Clarke et al., 2007 ; Clarke, 2008 ; Chaudhury et Clarke, 2013). Ce modèle tient compte de l'usage des sols actuel et de la topographie, et permet la définition de « zones d'exclusion » telles que des plans d'eau ou des aires

protégées. De façon générale, ces modèles permettent généralement de réaliser des prédictions avec une résolution spatiale fine (quelques dizaines de mètres dans chaque direction), mais leur principal facteur limitant réside dans le fait qu'ils ne reposent pas sur une analyse causale entre la structure d'une ville et ses principaux déterminants, parmi lesquels les caractéristiques des infrastructures de transport. C'est la raison pour laquelle leur capacité prédictive s'avère intéressante sur le court ou moyen terme, mais la pertinence de telles approches devient discutable pour des études de long terme (Viguié, 2012).

Cette dernière remarque illustre l'intérêt de la troisième catégorie de modèles, que l'on désigne le plus souvent comme des « modèles d'interaction transport/urbanisme » ou LUTI dans la littérature anglo-saxonne, pour *Land Use/Transport Interactions models* (Criqui et al., 2010 ; Waddell et al., 2003 ; Wegener, 2014). Ces modèles possèdent deux composantes : un module décrivant les infrastructures de transport, et un autre décrivent l'usage des sols, couplés par plusieurs équations mathématiques. Les modèles utilisés dans une démarche de prévision se déclinent eux-mêmes en deux catégories :

- Les modèles statiques, ou modèles d'équilibre, sont des relations instantanées entre des caractéristiques du territoire considérées comme des données et les variables d'intérêt ; l'hypothèse sous-jacente est que le tissu urbain s'adapte immédiatement à un changement dans les infrastructures de transport.
- A l'inverse, les modèles issus de la dynamique des systèmes décrivent l'évolution temporelle du territoire, et peuvent intégrer les différences de temporalité entre les différents processus mentionnés ci-dessus (Bonhomme, 2013 ; Viguié, 2012).

Hardy (2012) et Viguié (2012) ont proposé une discussion sur la complexité optimale des modèles « LUTI » pour assister les acteurs locaux de la planification urbaine, en démontrant que la plupart des approches existantes nécessitaient, pour leur calage, des données urbaines très détaillées ; ces deux auteurs ont plaidé pour l'utilisation de modèles plus simples, avec une incertitude contrôlée. Néanmoins, un autre inconvénient de ces approches réside dans la représentation spatiale du domaine d'étude : en effet, certains modèles ne sont pas spatialement explicites, tandis que d'autres possèdent des échelles spatiales beaucoup plus « lâches » que les modèles géographiques (100 m à plus d'1 km dans chaque direction). En particulier, les sorties de ces modèles ne donnent pas accès à certains aspects tels que la morphologie des extensions urbaines au sein de chaque cellule spatiale, et ne sont donc pas utilisables directement pour simuler des processus physiques tels que les flux d'eau et d'énergie en milieu urbain.

La question du *changement d'échelle* au sein des scénarios de changement d'usage des sols a été abordée par plusieurs auteurs (Dendoncker et al., 2008 ; Rickebusch et al., 2011 ; Verburg et al., 2006, 2008). La conversion des sorties des modèles en données d'entrée pour simuler d'autres processus, tels que l'hydrologie de surface, se fait souvent *via* des indicateurs agrégés, comme le taux d'imperméabilisation ou les paramètres du modèle événementiel de « curve number » (voir ci-dessous). L'alternative est de proposer une description fine des quartiers urbains en spécifiant des formes urbaines « moyennes », « archétypales », au sein de chaque cellule spatiale, avec la possibilité d'inclure une dépendance aux politiques publiques d'aménagement du territoire. Leurs caractéristiques incluent par exemple :

- Le type et la forme du bâtiment (immeubles, maisons individuelles mitoyennes ou séparées, bâtiments non résidentiels, etc.) ;

- Les matériaux de construction ;
- La couverture de végétation.

On dispose de deux exemples d'outils de modélisation permettant de descendre à l'échelle du bâtiment, à partir de données à l'échelle du quartier : le modèle LCZ (*Local Climate Zones*), proposé par Stewart et Oke (2009), qui vise à classer les différentes composantes du tissu urbain en fonction de son impact sur l'effet d'îlot de chaleur urbain, et le modèle GENIUS (*GENerator of Interactive Urban blockS*), qui classe les bâtiments en fonction de leur usage, localisation, et date de construction, au sein d'une typologie de 10 formes archétypales (Bonhomme, 2013; Tornay et al., 2015).

Dans les approches couplées (voir ci-dessous), le modèle d'évolution urbaine que l'on rencontre le plus fréquemment est SLEUTH, qui permet une discrétisation fine du bassin versant (mailles de 25 à 30 m de côté) mais dont la calibration requiert des données historiques. Les autres logiciels rencontrés incluent : LEAM (*Land use Evolution and impact Assessment Model*) ou CA-Markov, qui, tout comme SLEUTH, reposent sur des automates cellulaires ; et CLUE-s (*Conversion of Land Use change and its Effects*), *What if?*, ou l'association NEDUM-GENIUS (*Non Equilibrium Dynamic Urban Model*), qui couplent un module global pour décrire la « demande » en nouvelles constructions sur le territoire d'étude, et un module d'allocation spatiale selon des critères à spécifier.

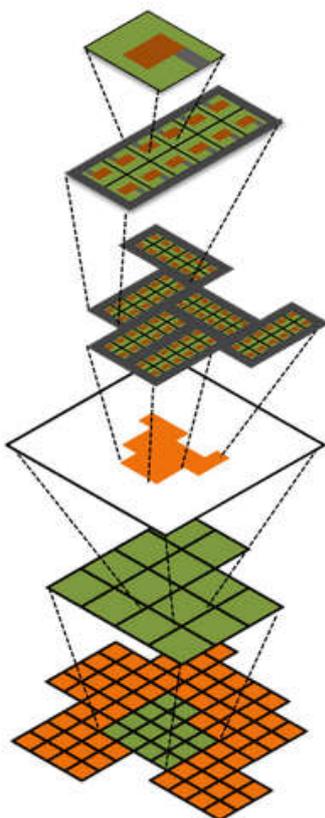
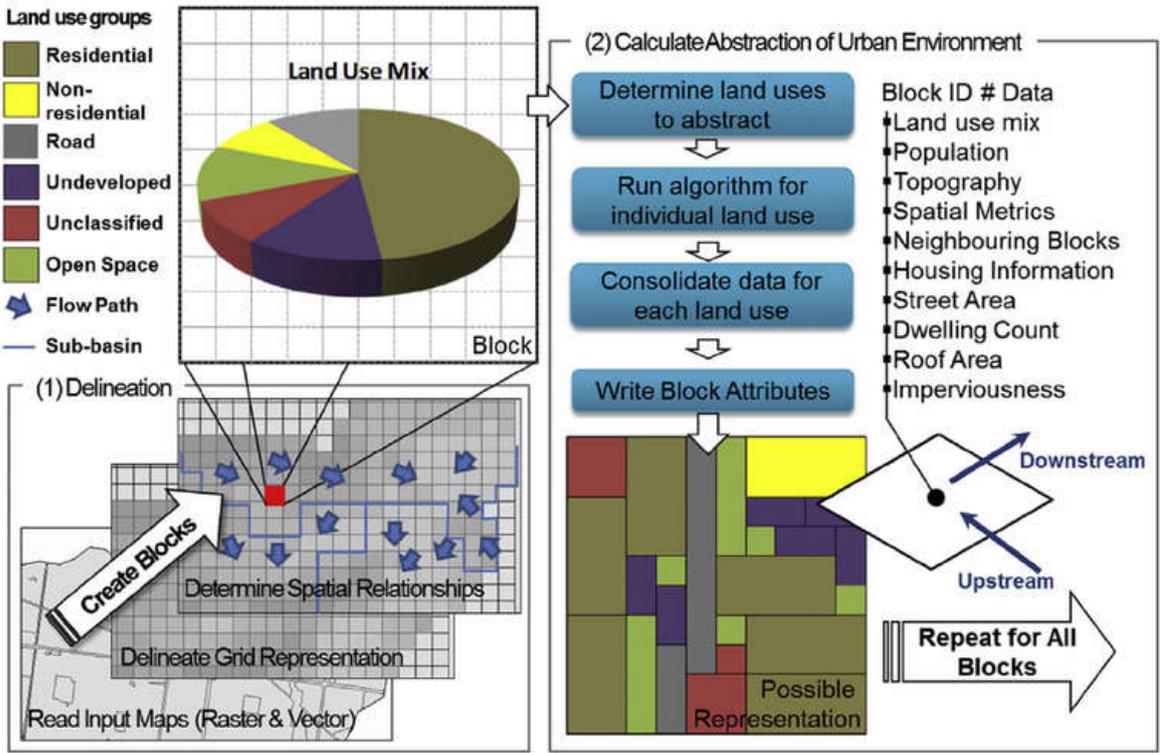
1.2. Focus sur un outil particulier : Urban BEATS

Urban BEATS (*Urban Biophysical Environments and Technologies Simulator*) est un outil intégré, *open source*, codé en Python, et développé à l'Université de Monash (Australie). L'objectif annoncé est d'« aider à la planification et l'implémentation des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales », en tenant compte de la morphologie du bâti et des contraintes propres à l'existant (Bach et al., 2018). Il ne s'agit pas directement d'un modèle d'évolution urbaine, mais plutôt d'un outil de *traduction* de données réelles en données d'entrée d'un logiciel de simulation spatialement explicite de type MUSIC (Encadré 11). Ce faisant, Urban BEATS va plus loin que des outils tels que GENIUS, que nous venons d'aborder, puisqu'il permet d'obtenir des cartographies de différentes données spatialisées (taux d'imperméabilisation, surface des toitures et des voiries, etc.). La plate-forme repose sur des données d'entrée flexibles, avec 4 classes de données à renseigner de manière indispensable (cartes de l'élévation, de la nature et de l'usage des sols, de la densité de population, à fournir sous un format SIG) qui peuvent être complétées par des données subsidiaires si celles-ci sont disponibles (eaux superficielles, niveau de la nappe, etc.). De manière assez originale, la description de l'espace repose sur des échelles spatiales emboîtées : un « bloc » correspond à la plus petite unité spatialement explicite dans les données renseignées par l'utilisateur ; la taille la plus fine pour un « bloc » correspond à une maille carrée de 200 m x 200 m. À noter que cet outil commence à être utilisé dans des approches de quantification économique des coûts et bénéfices liés à la gestion à la source (Castonguay et al., 2018).

Encadré 11 : Principes généraux de l'outil Urban BEATS : discrétisation spatiale à partir des données d'entrée et imbrication des échelles spatiales (d'après Bach et al., 2018).

A partir des différentes *input maps* (élévation, nature et usage des sols, densité de population), le modèle établit une grille, évalue la représentation de chaque type d'occupation du sol au sein de

chaque maille de la grille (*Land use mix*), puis descend (de façon conceptuelle) à une description archétypale des « patches » (zones avec un usage des sols uniforme), des quartiers et des parcelles ; le domaine maillé ainsi généré peut ensuite être utilisé comme données d'entrée d'un autre modèle.



<p>LOT Smallest of spatial scales with its urban form defined by local planning rules</p>	<p>Lot-Scale WSUD</p>
<p>PARCEL Represents the local neighbourhood street with its urban form defined by local planning rules</p>	<p>Street-Scale WSUD</p>
POINT OF ABSTRACTION	
<p>PATCH A cluster of area representing a single land use, indicates degree of landscape fragmentation, defined by input data.</p>	<p>Neighbourhood/ Precinct- Scale WSUD</p>
<p>BLOCK Smallest spatially explicit geo-database unit, defined by the user, modelling aims and size of case study</p>	<p>Regional WSUD</p>
<p>DISTRICT / SUB-BASIN Larger areas formed by groups of Blocks defined by geopolitical data and/or topography.</p>	<p>Centralised Infrastructure</p>
<p>CITY / REGION The whole geographic area, defined by spatial extents of input data.</p>	

1.3. Couplages possibles avec d'autres modèles

Cette partie est consacrée aux études « intégrées » – dont la plupart sont relativement récentes – qui se sont intéressées à l'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie de surface ou le microclimat, et qui, pour ce faire, ont réalisé un couplage entre un module d'évolution urbaine et un ou plusieurs autre(s) module(s). Une synthèse des publications sur lesquelles repose la présente analyse est présentée dans le Tableau 3 ci-dessous. Les deux modèles hydrologiques les plus fréquemment rencontrés dans ces types d'approches, car ils constituent les deux modules de base de HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center's – Hydrologic Modeling System*) et SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), reposent soit sur le principe des « curve numbers », soit sur celui de l'hydrogramme unitaire. Il s'agit dans les deux cas d'une approche événementielle, globale ou semi-distribuée. Ce type de démarche de modélisation permet d'estimer l'évolution temporelle d'indicateurs hydrologiques *globaux*, tels que le débit de pointe ou le volume total ruisselé, pour une pluie de projet et/ou pour des événements pluvieux historiques ayant causé des inondations sur le territoire d'étude ; toutefois, elle ne fournit pas d'information à fine échelle : en témoigne la taille des unités hydrologiques prises en compte dans les études. Afin de pallier ce problème, on rencontre toutefois des études qui s'appuient sur d'autres modèles hydrologiques plus complexes tels que HSPF (*Hydrologic Simulation Program – Fortran*), modèle semi-distribué développé par l'US-EPA et désormais intégré au logiciel BASINS (*Better Assessment Science Integrating point and Non-point Sources*), WetSpa, EGMO, et WaSiM-ETH, qui proposent une modélisation physique, distribuée ou semi-distribuée, de différents processus hydrologiques (pluie, débit, infiltration, évapotranspiration, remontées de nappes). Une telle approche a permis aux auteurs qui l'ont mise en œuvre de parvenir à des indicateurs plus précis, comme les quantiles de la distribution statistique des volumes et débits ruisselés, ou la distribution spatiale (30 m x 30 m) des volumes ruisselés à chaque mois de la période simulée.

A plus grande échelle, et dans un contexte relativement différent, certains auteurs ont cherché à évaluer l'impact des changements d'usage des sols sur les flux d'azote et de phosphore issus d'un bassin versant étendu (Roberts et al., 2009) ; l'approche retenue est basée sur un modèle de type *substance-flow analysis* intégré au logiciel SPARROW (*SPAtially Referenced Regressions On Watershed Attributes*), qui évalue une émission unitaire de contaminants selon l'usage des sols, à partir d'une quinzaine de classes différentes, et en distinguant différentes sources (ponctuelle, application d'engrais, retombées atmosphériques, etc.).

Tableau 3 – Synthèse des études couplant un modèle d'évolution urbaine avec un modèle décrivant l'hydrologie de surface (et d'autres processus le cas échéant).

Référence	Objectif	Modèle d'évolution urbaine	Autre(s) modèle(s)	Taille du domaine	Taille d'une maille	Échelle de temps (LUC)	Échelle de temps (autre)
Ali et al., 2011	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon de temps non précisé) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant urbain dense. Indicateurs : volume et Q_{max} événementiels	Scénario <i>ad hoc</i> à partir de données de planification urbaine	HEC-HMS (curve number, semi-distribué)	235 km ²	~4 km ² (LUC et ruissel ^t)	État final seul ^t	Événementielle
Arthur et al., 2003	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 30 ans) sur le microclimat et l'hydrologie de surface de plusieurs bassins versants urbains.	SLEUTH	Modèles <i>ad hoc</i> : relation Q-P empirique et globale, relations empiriques distribuées entre T, ET/R _n et le % végétation	160 à 840 km ²	25 x 25 m (LUC), 1 km ² (μclimat), globale (ruissel ^t)	Annuelle	Statique (μclimat), annuelle (ruissel ^t)
Beighley et al., 2003	Évaluer les effets du changement d'usage des sols et du changement climatique (horizon 50 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant urbain, en considérant différents types de conditions météo (avec années El Niño et La Niña). Indicateurs : Q_{max} , volume annuel, quantiles.	SLEUTH	HEC-HMS (onde cinématique + perte initiale constante, semi-distribué).	16 à 50 km ²	30 x 30 m (LUC), ~1,6 km ² (ruissel ^t)	État final seul ^t	Pas de temps 15 min sur 14 ans de pluie
Carlson, 2004	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 25 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant urbain. Tester les effets d'une reforestation.	SLEUTH	Curve number (pour le calcul des volumes), modèle <i>ad hoc</i> , empirique et global (pour Q_{max})	273 km ²	25 x 25 m (LUC), globale (ruissel ^t)	Annuelle	Événementielle
Chen et al., 2009	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 50 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant urbain. Indicateurs : volume et Q_{max} pour différentes T	CLUE-s, 2 scénarios (<i>business as usual</i> , végétalisation)	HEC-HMS (curve number, semi-distribué).	727 km ²	50 x 50 m (LUC), ~66 km ² (ruissel ^t)	État final seul ^t	Événementielle
Choi et al., 2003	Évaluer les effets de l'urbanisation (horizon 30 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant.	Construction de scénarios <i>ad hoc</i> (évolution usages des sols)	CELTHYM (curve number + ET + infiltration + processus de subsurface, distribué)	70 km ²	80 x 80 m (LUC et ruissel ^t)	Pluri-annuelle	Pas de temps 1j sur 30 ans
Choi et Deal, 2008	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 60 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant étendu.	LEAMLUC et scénario <i>ad hoc</i>	HSPF, semi-distribué	3250 km ²	30 x 30 m (LUC), ~157 km ² (ruissel ^t)	Annuelle	Pas de temps 1h sur 15 ans de pluie
Du et al., 2012	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 10 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant. Indicateurs : volume de ruissel ^t annuel et Q_{max} pour des pluies réelles	CA-Markov model (scénario <i>business as usual</i>)	HEC-HMS (curve number, semi-distribué).	2600 km ²	30 x 30 m (LUC), ~145 km ² (ruissel ^t)	Pluri-annuelle	Événementielle + annuelle

Franczyk et Chang, 2009	Évaluer les effets du changement d'usage des sols et du changement climatique (horizon 50 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant essentiellement urbain.	Construction de scénarios <i>ad hoc</i> (projections %usages des sols)	ECHAM5 (climat), SWAT (ruissel ^t , curve number + ET + subsurf., semi-distribué)	195 km ²	30 x 30 m (LUC), 15 x 15 km (climat)	Annuelle	Pas de temps 1j sur 30 ans
Giertz et al., 2006	Évaluer les effets des changements régionaux et climatique (horizon 20 ans) sur la disponibilité des ressources en eau dans un grand bassin versant partiellement anthropisé.	CLUE-s	REMO (climat, échelle régionale), UHP-HRU (ruissel ^t , semi-distribué, conceptuel), FE-Flow (subsurface)	14 300 km ²	500 x 500 m (LUC), 0,5° x 0,5° (climat), ~4 km ² (ruissel ^t)	1 an	Pas de tps 1 semaine sur 1 an
Kumar et al., 2013	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 20 ans) sur l'hydrologie de surface d'un petit bassin versant urbain. Indicateurs : Q _{max} et temps de pic	Modèle <i>ad hoc</i> (automates cellulaires)	Curve number et hydrogramme unitaire, global.	4,7 km ²	15 x 15 m (LUC), globale (ruissel ^t)	Pluri-annuelle	Événe-mentielle
Lahmer et al., 2001	Évaluer les effets du changement d'usage des sols et du changement climatique (horizon 100 ans) sur l'hydrologie de surface de deux bassins versants anthropisés.	Scénario <i>ad hoc</i> à partir de données de planification urbaine	EGMO (base physique, semi-distribué)	575 à 1158 km ²	2,7 à 3,8 ha, grille non régulière	État final seul ^t	Pas de temps 1j sur 13 ans de pluie
MUSCADE, 2014	Évaluer des stratégies d'adaptation de l'agglomération parisienne au changement climatique (horizon 100 ans).	NEDUM et GENIUS (génération d'îlots-types)	TEB (semi-distribué, maille carrée)	3000 km ²	250 x 250 m	Pluri-annuelle	Statique
McColl and Aggett, 2007	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 50 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant urbain.	<i>What if?</i> avec plusieurs scénarios d'évolution urbaine	HEC-HMS (curve number, semi-distribué).	1100 km ²	30 x 30 m (LUC), 2 à 130 km ² (ruissel ^t)	Pluri-annuelle	Événe-mentielle
Niehoff et al., 2002	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 50 ans) sur la réponse hydrologique de trois bassins versants à deux types d'événements pluvieux.	Modèle <i>ad hoc</i> (<i>Land Use Change modelling Kit</i>)	WaSiM-ETH (physique, distribué, avec prise en compte des avaloirs + réseau)	100 à 500 km ²	100 x 100 m	État final seul ^t	Événe-mentielle
Roberts et al., 2009	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 30 ans) sur les flux d'azote et de phosphore issus d'une zone urbaine à très grande échelle.	SLEUTH	SPARROW (approche de type SFA, semi-distribué)	150 000 km ²	30 x 30 m (LUC), ~64 km ² (flux N et P)	État final seul ^t	Statique
Verbeiren et al., 2013	Évaluer les effets du changement d'usage des sols (horizon 40 ans) sur l'hydrologie de surface d'un bassin versant urbain.	Modèle <i>ad hoc</i> (<i>LULC change trajectory analysis</i>)	WetSpa, distribué	142 km ²	30 x 30 m (LUC et ruissel ^t)	Pluri-annuelle	Pas de temps 1h sur 4 mois de pluie
Voinov et al., 1999a,b	Proposer un couplage entre un modèle d'évolution urbaine et un modèle écosystémique – Application à un BV naturel, horizon 10 ans	Modèle <i>ad hoc</i> (automates cellulaires)	General Ecosystem Model + Modèle hydro et flux de nutriments <i>ad hoc</i> , distribués	23 à 2350 km ²	200 x 200 m ou 1 km ²	Annuelle	Pas de temps 1 jour sur 2 ans

2. Dissémination des ouvrages de contrôle à la source

Le tableau 4 présente la synthèse des études dans lesquelles les auteurs ont abordé, *via* une approche par scénarios, la question des conséquences d'une dissémination d'ouvrages de gestion à la source sur un territoire donné ; certaines études ont déjà été présentées en introduction de ce document. Ce tableau offre une vision synoptique des échelles auxquelles les auteurs ont travaillé, aussi bien pour l'ensemble du domaine d'étude que pour le choix de la discrétisation spatiale (taille d'une maille) ; il détaille également l'échelle temporelle associée – de l'approche événementielle à la simulation de long terme. Il récapitule les outils de modélisation qui ont été mobilisés pour répondre à la question : on constate la prédominance du modèle SWMM ou de ses dérivés (PCSWMM, SUSTAIN) dans les approches rassemblées dans cette synthèse. Ceci s'explique à la fois par la popularité de cet outil, et par le fait que la description des ouvrages est déjà intégrée dans des modules idoines (dont le réalisme et la pertinence sont rarement remis en cause). À l'inverse, comme cela a été évoqué antérieurement, d'autres approches de modélisation peuvent nécessiter une représentation *implicite* des ouvrages : par exemple en modifiant la valeur d'un paramètre tel que le coefficient d'imperméabilisation, le *curve number*, ou la cote du pixel en question.

Le tableau détaille enfin le ou les indicateur(s) à l'aune desquels ont été évalués ou comparés les différents scénarios. Comme on peut le constater, la plupart des auteurs se sont limités à une approche hydrologique de la question. Ces études sont généralement menées en deux étapes : tout d'abord, un calage du modèle hydrologique par rapport à la situation « actuelle » ou « pré-renouvellement urbain » ; puis un ajout virtuel de techniques alternatives selon des scénarios prédéfinis. Le choix de la métrique d'intérêt est conditionné par l'approche temporelle du problème : le fait de faire des simulations sur des chroniques longues permet des considérations statistiques, comme le calcul d'une fréquence de (non-)dépassement ou de quantiles, tandis que le choix d'une approche événementielle permet seulement de raisonner sur les caractéristiques de l'hydrogramme (pic de débit, temps de concentration, volume ruisselé, interception, *etc.*). Plus généralement, on notera que selon l'approche de modélisation retenue, on ne sera pas capable de « tester » les mêmes choses : ainsi, une représentation conceptuelle, agrégée, des différents types de surfaces au sein de chaque maille/sous-bassin versant permet uniquement de représenter la déconnexion d'une certaine *fraction* de surfaces imperméables, gérées par *un ouvrage-équivalent* ; mais les approches « adaptables » permettent, si on le souhaite, de descendre à une échelle plus fine.

Tableau 4 – Synthèse des études étudiant l'effet d'une généralisation des techniques de gestion à la source sur un bassin versant.

Référence	Objectif	Ouvrages considérés	Modèle utilisé	Métrique(s) d'évaluation	Taille du domaine	Taille d'une maille	Échelle de temps
Arabi et al., 2007	Etudier l'impact des BMP sur l'hydrologie de deux bassins versants urbains et les flux de MES et nutriments ; caractériser l'incertitude de modélisation associée	« Grassed waterways, field borders and parallel terraces »	SWAT	Débit, flux de MES, de N et P (moyenne, min, max)	< 10 km ² (2 sites)	Non spécifié	4 ans, pas de temps 1j
Aryal et al., 2016	Etudier la possibilité de compenser certains impacts de l'urbanisation à travers le recours à des ouvrages de gestion à la source	Modification du %imperméabilisation + récupération EP	SWMM	Fréq. de dépassement, moy, 9 ^{ème} décile et max du débit	46 à 2800 ha (8 sites)	10 à 400 ha	2 ans, pas de temps 1h
Avellaneda et al., 2017	Etudier les effets cumulatifs de l'implémentation d'ouvrages de gestion à la source sur la réponse hydrologique d'un BV	Biorétention, jardins de pluie, cuves	SWMM	Fréq. de dépassement du débit, volume infiltré/ruisselé à l'échelle annuelle	11,5 ha	1,5 ha en moy	6 ans, pas de temps 15 min
Burns et al., 2010	Dans quelle mesure la récupération des EP peut-elle protéger une zone urbaine des inondations ?	Cuves	MUSIC + RORB	Fréq. de dépassement du pic de débit, des pertes initiales sur le BV, nb de jours avec ruissellement	5 km ²	1 km ²	60 ans, pas de temps 1h
Carter et Jackson, 2007	Evaluer l'impact des toitures végétalisées à différentes échelles	Toitures végétalisées	Curve numbers	Volume de ruissellement, Hydrogramme à l'exutoire, pic de débit	237 ha	De la parcelle au modèle global	Événementiel
Damodaram et al., 2010	Etudier l'impact des BMP sur l'hydrologie d'un bassin versant urbain	Enrobés poreux, cuves, bassin de rétention	HEC-HMS, Curve numbers	Hydrogrammes, réduction du débit de pointe en %	3,18 km ²	0,6 ha en moy	Événementiel
Di Vittorio et Ahiablame, 2015	Etudier les effets cumulatifs d'une dissémination d'ouvrages sur un bassin versant relativement étendu, identifier des emplacements optimaux	Jardins de pluie, cuves	PCSWMM	Volume annuel ruisselé à l'exutoire du site d'étude	93 km ²	117 puis 6 sous-BV	10 ans, pas de temps 1h
Emerson et al., 2005	Evaluer l'impact de la mise en place de bassins de rétention sur un bassin versant urbain ; évaluer l'efficacité de solutions alternatives	Bassins de rétention, bassins de rétention/infiltration avec volume mort	HEC-HMS	Hydrogramme, réduction du débit de pointe à l'exutoire	6 km ²	3 ha en moy	Événementiel
Freni et al., 2010	Comparer différentes stratégies de gestion des EP (centralisé vs. contrôle à la source) pour la maîtrise des RUTP (quantité et qualité)	Ouv. d'infiltration génériques avec volume mort, bassin de stockage	Modèle <i>ad hoc</i>	Volume total des RUTP, flux de MES rejeté au milieu	12,8 ha	Non spécifié	6 ans, pas de temps 15 min à 1h
Fry et Maxwell, 2017	Déterminer l'effet d'une dissémination des BMP sur un bassin versant (à différents niveaux d'implémentation : 15 à 50%) à partir d'une approche entièrement distribuée	Ouv. d'infiltration génériques avec volume mort	GSSHA	Réduction du débit de pointe, du volume total, Augmentation du volume infiltré	26,1 ha	1 m ² (!)	Événementiel

Giacomini et al., 2014	Evaluer l'intérêt de placer des ouvrages de rétention ou des BMP pour compenser les effets de l'urbanisation (modélisée par automates cellulaires) sur l'hydrologie de surface	Bassins de rétention, ouv. d'infiltration génériques	SWAT, Curve numbers	Hydrogramme, réduction du débit de pointe, étendue de la zone urbaine inondée	370 km ²	3,8 km ²	Événementiel
Hamel et Fletcher, 2014	Evaluer l'impact de différentes stratégies de gestion des eaux pluviales sur le débit de base des cours d'eau urbains	Cuves, jardins de pluie, bassins de rétention	Modèle <i>ad hoc</i>	95 ^{ème} percentile du débit, débit moyen annuel, durée des périodes de basses eaux	40 km ²	Modèle global conceptuel	6 ans, pas de temps 1h
James et Dymond, 2012	Evaluer l'impact hydrologique d'ouvrages de biorétention distribués sur un BV urbain, pour des événements extrêmes	Ouv. de biorétention génériques	Curve numbers	Hydrogramme, volume total ruisselé, débit de pointe, <i>lag time</i>	154 ha	26 sous-BV de taille variable	Événementiel
Lee et al., 2008, 2012a	Evaluer la réduction des inondations grâce à l'implémentation d'ouvrages de gestion à la source	Tranchées + bassins d'infiltration, noues, cuves	SWMM,	Hydrogramme, Débit de pointe	~10 km ²	8 sous-BV de taille variable	Événementiel
Lee et al., 2012b	Déterminer l'emplacement optimal des BMP sur la base d'une estimation des coûts	Biorétention, enrobés poreux	SUSTAIN	Réduction du volume annuel et du flux annuel de MES = f(coûts)	40,5 ha	1,7 ha en moy	Simulation « en continu, long terme »
Pomeroy et al., 2008	Dans quelle mesure la dissémination de bassins de rétention sur un bassin versant contribue-t-elle à la lutte contre les inondations et au maintien des conditions hydro. naturelles ?	Bassins de rétention	SWMM	Fréq. de dépassement du pic de débit, durée pendant laquelle $Q > Q_{seuil}$	21 km ²	Non spécifié	10 ans, pas de temps 1h
Perez-Pedini et al., 2005	Déterminer le nb et l'emplacement optimaux des BMP pour une maîtrise hydraulique du ruissellement à l'aide d'un modèle distribué	Ouv. d'infiltration génériques (modif. du CN)	Modèle <i>ad hoc</i> (Curve numbers)	Hydrogramme, Réduction du pic de débit	45 km ²	100 m x 100 m	Événementiel
Walsh et al., 2014	Etudier l'impact de la récupération des EP sur un bassin versant urbain étendu	Récupération des EP	SWMM	Volume ruisselé annuel et journalier, débit (moyen et pic), fréq. de dépassement	30,7 km ²	78 sous-BV de taille variable	> 50 ans, pas de temps 1h

Conclusions

Ce travail de synthèse bibliographique a démontré, en écho à Golden et Hoghooghi (2018) qui qualifient ces considérations d'« *emerging science* », qu'un certain nombre de choses restent à construire pour évaluer les effets « à large échelle » de solutions décentralisées, mises en œuvre – et souvent étudiées – de manière locale. Il a permis d'illustrer l'apport de la modélisation face à une thématique qui ne se laisse pas facilement approcher par des démarches expérimentales, et notamment l'intérêt d'une approche par scénarios qui permet de tester virtuellement différentes configurations (fraction de surfaces imperméables gérées par des techniques alternatives, nature et dimensionnement de ces techniques, emplacement sur le bassin versant, *etc.*). L'impact *hydrologique* d'une dissémination des ouvrages de contrôle à la source apparaît déjà comme une problématique relativement nouvelle, ou du moins sur laquelle il subsiste un certain nombre de questions d'ordre méthodologique ; l'impact sur d'autres aspects liés à la gestion intégrée des eaux pluviales (pollution, lutte contre les îlots de chaleur urbains) demeure quant à lui quasiment inexploré.

Même s'il est relativement délicat de « faire rentrer » les différentes études de cette synthèse dans des catégories figées, étant donné la diversité de contextes, d'approches et d'échelles, on peut néanmoins constater une opposition entre :

- d'une part, le recours à des outils de modélisation relativement « balisés » en hydrologie urbaine tels que SWMM, MUSIC, ou SUSTAIN, pour décrire le territoire étudié et les ouvrages de gestion à la source mis en place sur le bassin versant – sans remettre en cause le bien-fondé de la représentation des ouvrages,
- et d'autre part, des tentatives pour adapter des modèles souvent issus de l'hydrologie des milieux naturels, qui, pour certains, proposent une description plus fine (à base physique) des processus hydrologiques de surface et de subsurface ; mais ceux-ci nécessitent des ajustements conséquents pour représenter les caractéristiques fondamentales du milieu urbain que sont les avaloirs et réseaux d'assainissement – et bien évidemment les ouvrages – ce qui aboutit le plus souvent à une description conceptuelle qui peut poser question.

En cohérence avec la vision du mathématicien René Thom sur la démarche de modélisation en elle-même, commençons par insister sur un point que l'on a parfois tendance à oublier : *c'est la question posée qui doit déterminer la construction du modèle, et non l'inverse*. Il convient donc de s'arrêter un instant sur les questions auxquelles on souhaite répondre à travers ce projet de « Scénarisation de la gestion des eaux pluviales urbaines, dans un contexte de changements globaux ». Nous l'avons vu, la plupart des auteurs dont les travaux sont présentés ici ont cherché à mettre en évidence les effets « à large échelle » de solutions de gestion décentralisée ; notons que cette question peut aussi se poser vis-à-vis de critères locaux (*e.g.* abattement des X premiers mm à chaque événement pluvieux), comme l'a fait G. Petrucci dans sa thèse (2012). Une autre manière de formuler le problème consiste à chercher des configurations « optimales » de mise en œuvre de la gestion à la source, c'est-à-dire :

- des scénarios de déploiement optimisés pour répondre à un objectif donné : combien d'ouvrages, à quel endroit, quelle conception (infiltration, rétention, présence d'un volume mort, *etc.*) ? La question des bénéfices d'une combinaison d'ouvrages peut également se poser
- ou une réglementation adaptée (PLU, critère local donné aux aménageurs, *etc.*)

- ou enfin une combinaison optimale entre l'existant et les nouvelles infrastructures, compte tenu, par exemple, des bénéfices qualitatifs et des coûts d'installation.

Ce travail bibliographique, associé aux réflexions sur la définition du projet d'OPUR 5, a permis d'identifier plusieurs verrous scientifiques pour cette tâche :

- Les modèles de production de polluants souffrent encore d'un manque de connaissance, que ce soit pour l'évaluation de l'émission unitaire associée à chaque type de surface urbaine, ou pour le recensement de ces surfaces contributives à l'échelle d'un territoire étendu.
- La représentation des processus hydrologiques (notamment l'évapotranspiration et l'infiltration) dans les modèles pose encore certaines questions.
- À partir du moment où l'on adopte une description spatiale « semi-distribuée », c'est-à-dire qui distingue des sous-entités homogènes sur le territoire d'étude, il ne semble pas envisageable de représenter l'ensemble des dispositifs mis en place sur le territoire considéré ; aussi est-il nécessaire d'établir des hypothèses de simplification pour *agréger* spatialement les données, c'est-à-dire passer d'un inventaire d'ouvrages à une « loi de comportement macroscopique », ou un « ouvrage-équivalent », par sous-bassin versant, ce qui pose encore un certain nombre de questions méthodologiques.
- La description du réseau, ainsi que des couplages entre hydrologie de surface et réseau, n'est pas permise avec le même niveau de finesse selon l'outil de modélisation choisi.
- L'évaluation des scénarios se fait toujours à l'aune de critères/indicateurs de performance qu'il convient de définir au préalable. Ceux-ci pourraient inclure, sans s'y limiter :
 - la part de l'évapotranspiration et de l'infiltration dans le bilan hydrologique ;
 - la réduction du volume ruisselé ou du débit de pointe à l'exutoire ;
 - le flux annuel de certains contaminants envoyés vers les eaux superficielles ;
 - l'économie de ressource en eau pour certains usages.
- Enfin, une question cruciale réside dans l'établissement de scénarios *réalistes* de déploiement des ouvrages de gestion à la source. Ceci implique de comprendre et de caractériser le « potentiel d'implantation » de chaque type de dispositif dans un contexte donné, et révèle ainsi le caractère éminemment pluridisciplinaire du problème, dans la mesure où le choix et la mise en œuvre de ces techniques relève autant de considérations techniques (topographie, nature du sol en place, infiltrabilité, disponibilité foncière...) que des politiques locales de gestion des eaux pluviales, ou d'éventuels freins socio-techniques qu'il faut pouvoir prendre en compte.

Dans le cadre du consortium de recherche qui sera constitué entre le Laboratoire Eau et Environnement (IFSTTAR de Nantes), le CEREMA de Trappes, et le LEESU, plusieurs actions de recherche ont été définies pour mener à bien ce quatrième axe thématique d'OPUR 5 :

- **Action 1** : *Conséquences d'une systématisation des pratiques d'infiltration à la parcelle des pluies courantes à l'échelle du quartier* (Jérémie Sage, Emmanuel Berthier, Fabrice Rodriguez)
- **Action 2** : *Effets d'une diffusion des modes de gestion décentralisés des eaux pluviales sur l'hydro-écosystème urbain* (Marie-Christine Gromaire, Ghassan Chebbo)
- **Action 3** : *Réponse hydro-climatique de Paris et sa petite couronne au climat futur* (Katia Chancibault, Aude Lemonsu, Cécile de Munck)
- **Action 4** : *Modélisation de l'émission des polluants à l'échelle urbaine* (Marie-Christine Gromaire, Ghassan Chebbo)

- **Action 5** : *Vers la construction d'un outil de modélisation intégrée « Hydrologie – Pollution – Climat urbain »* (action collective)

Vis-à-vis de cette cinquième action, notons pour finir que très peu de modèles proposent un couplage entre hydrologie et thermique, ce qui fait tout l'intérêt d'un modèle tel que TEB-HYDRO, que nous avons présenté dans ce document. Néanmoins, ce dernier ne dispose pas encore de toutes les fonctionnalités requises pour tester les scénarios évoqués dans l'en-tête de ce document. A titre d'exemple, à l'heure actuelle, il ne décrit ni la pollution urbaine, ni les ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales ; en outre, les transferts en réseau sont représentés de manière très simplifiée (routage à vitesse constante), comme mentionné ci-dessus. Ainsi, si ce modèle est retenu pour répondre aux objectifs du thème 4, un certain nombre de développements apparaissent nécessaires. De manière plus générale, il convient peut-être de s'interroger sur la nécessité d'une description couplée des trois aspects « Hydrologie », « Pollution » et « Climat urbain », qui n'agissent pas forcément à la même échelle et ne requièrent pas le même type de données d'entrée.

Références

Ahiablame LM, Engel BA, Chaubey I. Effectiveness of low impact development practices in two urbanized watersheds: retrofitting with rain barrel/cistern and porous pavement. *J Environ Manage* 2013, 119, 151-161.

Ahiablame L, Shakya R. Modeling flood reduction effects of low impact development at a watershed scale. *J Environ Manage* 2016, 171, 81-91.

Ali M, Khan SJ, Aslam I, Khan Z. Simulation of the impacts of land-use change on surface runoff of Lai Nullah Basin in Islamabad, Pakistan. *Landscape and Urban Planning* 2011, 102 271-279.

Arthur-Hartranft ST, Carlson TN, Clarke KC. Satellite and ground-based microclimate and hydrologic analyses coupled with a regional urban growth model, *Remote Sensing of Environment* 2003, 86 385-400.

Askarizadeh A, Rippey MA, Fletcher TD, Feldman DL, Peng J, Bowler P, Mehring AS, Winfrey BK, Vrugt JA, AghaKouchak A, Jiang SC, Sanders BF, Levin LA, Taylor S, Grant SB. From Rain Tanks to Catchments: Use of Low-Impact Development To Address Hydrologic Symptoms of the Urban Stream Syndrome. *Environ. Sci. Technol.* 2017, 49(19), 264-280.

Avellaneda PM, Jefferson AJ, Grieser JM, Bush SA. Simulation of the cumulative hydrological response to green infrastructure. *Water Resour Res* 2017, 53, 3087-3101.

Bach PM, Deletic A, Urich C, McCarthy DT, Modelling characteristics of the urban form to support water systems planning. *Environ. Model. Software* 2018, 104, 249-269.

Bedan ES, Clausen JC. Stormwater runoff quality and quantity from traditional and low impact development watersheds. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 2009, 45(4), 998-1008.

Bell CD, McMillan SK, Clinton SM, Jefferson AJ. Hydrologic response to stormwater control measures in urban watersheds, *J. Hydrol.* 2016, 541, 1488-1500.

Bell CD, McMillan SK, Clinton SM, Jefferson AJ. Characterizing the effects of stormwater mitigation on nutrient export and stream concentrations. *J. Environ. Manage.* 2017, 59, 604-618.

Bhaskar AS, Hogan DM, Archfield SA. Urban base flow with low impact development. *Hydrol. Process.* 2016, 30, 3156–3171

Blöschl G, Sivapalan M. Scale issues in hydrological modelling: a review. *Hydrol. Process.* 1995, 9, 251-290.

Castonguay AC, Iftekhhar MS, Urich C, Bach PM, Deletic A. Integrated modelling of stormwater treatment systems uptake. *Wat. Res.* 2018, 142, 301-312.

Carlson TN. Analysis and prediction of surface runoff in an urbanizing watershed using satellite imagery. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 2004, 40(4), 1087-1098.

Chen Y, Xu Y, Yin Y. Impacts of land use change scenarios on storm-runoff generation in Xitiaoxi basin, China. *Quaternary International* 2009, 208, 121-128.

Choi JY, Engel BA, Muthukrishnan S, Harbor J. GIS Based Long Term Hydrologic Impact Evaluation for Watershed Urbanization. *J. Am. Water Resour. Assoc* 2003, 39(3) 623-635

Choi W, Deal BM. Assessing hydrological impact of potential land use change through hydrological and land use change modeling for the Kishwaukee River basin (USA). *J. Environ. Manage.* 2008, 88, 1119-1130

Clark MP, Rupp DE, Woods RA, Tromp-van Meerveld HJ, Peters N, Freer JE. Consistency between hydrological models and field observations: linking processes at the hillslope scale to hydrological responses at the watershed scale. *Hydrol. Process.* 2009, 23, 311-319.

Cortier O, Boutouil M, Maquaire O. Quantifying Benefits of Permeable Pavement on Surface Runoff, An Agent-Based-Model with NetLogo, Green Energy and Technology 2019, *in: New Trends in Urban Drainage Modelling.*

Damodaram C, Giacomoni MH, Prakash Khedun C, Holmes H, Ryan A, Saour W, Zechman EM. Simulation of combined best management practices and low impact development for sustainable stormwater management. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 2010, 46(5), 907-918.

Davis AP, Traver R, Hunt W, Lee R, Brown R, Olszewski J. Hydrologic performance of bioretention storm-water control measures, *J. Hydrol. Eng.* 2012, 17(5), 604-614.

Di Vittorio D, Ahiablame LM. Spatial translation and scaling up of low impact development designs in an urban watershed. *J. Water Manage. Model.* 2015, 1-9.

Du J, Qian L, Rui H, Zuo T, Zheng D, Xu Y, Xu C-Y. Assessing the effects of urbanization on annual runoff and flood events using an integrated hydrological modeling system for Qinhuai River basin, China. *J. Hydrol.* 2012, 464-465, 127-139.

Flügel W.-A. Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl, Germany. *Hydrol. Process.* 1995, 9(3-4), 423-436

Freni G, Mannina G, Viviani G. Urban Storm-Water Quality Management: Centralized versus Source Control, *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 2010, 136(2), 268-278.

Franczyk J, Chang H. The effects of climate change and urbanization on the runoff of the Rock Creek basin in the Portland metropolitan area, Oregon, USA. *Hydrol. Process.* 2009, 23, 805–815.

Fry TJ, Maxwell R. Evaluation of distributed BMPs in an urban watershed—high resolution modeling for stormwater management. *Hydrol. Process.* 2017, 31, 2700-2712.

- Gagrani V, Diemer JA, Karl JJ, Allan CJ. Assessing the hydrologic and water quality benefits of a network of stormwater control measures in a SE U.S. Piedmont watershed. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 2014, 50, 128-142.
- Hood MJ, Clausen JC, Warner GS. Comparison of Stormwater Lag Times for Low Impact and Traditional Residential Development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 2007, 43(4), 1036-1046.
- Jarden KM, Jefferson AJ, Grieser JM. Assessing the effects of catchment-scale urban green infrastructure retrofits on hydrograph characteristics. *Hydrol. Process.* 2016, 30, 1536-1550.
- Kumar DS, Arya DS, Vojinovic Z. Modeling of urban growth dynamics and its impact on surface runoff characteristics. *Comput. Environ. Urban Syst.* 2013, 41, 124-135.
- Labbas M, Branger F, Braud I. Développement et évaluation d'un modèle hydrologique distribué pour des bassins périurbains. Application au Bassin de l'Yzeron (150 km²). *La Houille Blanche* 2015, 5, 84-89.
- Lahmer W, Pfützner B, Becker A. Assessment of Land Use and Climate Change Impacts on the Mesoscale. *Phy. Chem. Earth* 2001, 26(7-8), 565-575.
- Lee JG, Nietch CT, Panguluri S. Subcatchment characterization for evaluating green infrastructure using the Storm Water Management Model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2017.
- Loperfido JV, Noe GB, Jarnagin ST, Hogan DM. Effects of distributed and centralized stormwater best management practices and land cover on urban stream hydrology at the catchment scale. *J Hydrol* 2014, 519, Part C, 2584-2595.
- Masson V, et al. Adapting cities to climate change: a systemic modelling approach. *Urban Climate* 2014, 10, 407-429.
- McColl C, Aggett G. Land-use forecasting and hydrologic model integration for improved land-use decision support. *J. Environ. Manage.* 2007, 84, 494-512.
- Niehoff D, Fritsch U, Bronstert A. 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. *J. Hydrol.* 2002, 267, 80-93
- Pennino MJ, McDonald RI, Jaffe PR. Watershed-scale impacts of stormwater green infrastructure on hydrology, nutrient fluxes, and combined sewer overflows in the mid-Atlantic region. *Sci. Total Environ.* 2016, 565, 1044–1053.
- Perez-Pedini C, Limbrunner JF, Vogel RM. Optimal location of infiltration-based best management practices for storm water management, *J. Water Resour. Plann. Manage.* 2005, 131(6), 441-448.
- Qin H-P, Li Z-X, Fu G. The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics. *J. Environ. Manage.* 2013, 129, 577-585.
- Roberts AD, Prince SD, Jantz CA, Goe SJ, Effects of projected future urban land cover on nitrogen and phosphorus runoff to Chesapeake Bay. *Ecol. Engin.* 2009, 35, 1758-1772.
- Samaniego L, Kumar R, Attinger S. Multiscale parameter regionalization of a grid-based hydrologic model at the mesoscale. *Water Resour Res* 2010, 46.

Selbig WR, Bannerman RT. A Comparison of Runoff Quantity and Quality from Two Small Basins Undergoing Implementation of Conventional and Low-Impact-Development (LID) Strategies: Cross Plains, Wisconsin, Water Years 1999-2005; U.S. Geological Survey report, Washington, DC, 2008.

Shuster W, Rhea L. Catchment-scale hydrologic implications of parcel-level stormwater management (Ohio, USA). *J. Hydrol.* 2013, 485, 177-187.

Tedoldi D, Chebbo G, Pierlot D, Kovacs Y, Gromaire M-C. Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review. *Sci. Total Environ.* 2016, 569-570, 904-926.

Turner VK, Jarden KM, Jefferson AJ. Resident perspectives on green infrastructure in an experimental suburban stormwater management program, *Cities Environ.* 2016, 9(1).

Verbeiren B, Van De Voorde T, Canters F, Binard M, Cornet Y, Batelaan O. Assessing urbanisation effects on rainfall-runoff using a remote sensing supported modelling strategy. *Intern. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 2013, 21, 92-102.

Viguié V. Urban dynamics modelling: application to economics assessment of climate change. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, 2012.

Walsh TC, Pomeroy CA, Burian SJ. Hydrologic modeling analysis of a passive, residential rainwater harvesting program in an urbanized, semi-arid watershed, *J. Hydrol.* 2014, 508, 240-253.

Williams ES, Wise WR. Hydrologic impacts of alternative approaches to storm water management and land development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 2006, 42(2), 443-455.

Winston RJ, Dorsey JD, Hunt WF. Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio, *Sci. Total Environ.* 2016, 553, 83-95.

Wood EF, Sivapalan M, Beven K, Band L. Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. *J. Hydrol.* 1988, 102, 29-47.

Yang B, Li S. Green infrastructure design for stormwater runoff and water quality: empirical evidence from large watershed-scale community developments. *Water* 2013, 5, 2038.

Zhou Q. A review of sustainable urban drainage systems considering the climate change and urbanization impacts. *Water* 2014, 6(4), 976-992.