

Rapport de thèse de Saja AL ALI

**MODELISATION SEMI-DISTRIBUEE DE LA PRODUCTION ET DU TRANSFERT DES
MES, HAPS ET METAUX DANS LES EAUX URBAINES DE TEMPS DE PLUIE**

1 Contexte

L'urbanisation a connu un accroissement sans précédent depuis la moitié du XX^{ème} siècle dans la plupart des régions du monde. Selon un rapport de l'ONU sur l'urbanisation, 54% de la population mondiale vivait dans les zones urbaines en 2014, une fraction qui est supposée passer à 66% en 2050. L'expansion du développement urbain s'est traduite par la transformation progressive des zones rurales accompagnée de la construction intensive de bâtiments et infrastructures, et en conséquence par l'augmentation des surfaces imperméables (Paul and Meyer, 2001).

La modification de l'occupation du sol liée à l'urbanisation exerce des pressions directes sur le cycle de l'eau. Celles-ci se manifestent non seulement par l'augmentation des volumes ruisselés par temps de pluie mais aussi par l'augmentation des débits de pointe et la diminution du temps de réponse du bassin versant (Chocat, 1997; Schueler, 1994). En plus de l'altération du cycle hydrologique, s'ajoute la dégradation des milieux aquatiques récepteurs en raison de la forte contamination diffuse véhiculée par les eaux de ruissellement (Miller et al., 2014; Paul and Meyer, 2001).

La mise en place des stratégies pour limiter et contrôler les impacts des rejets urbains sur la qualité des milieux récepteurs imposée par les textes réglementaires (Directive cadre sur l'eau DCE/2000/60/CE) fait de la maîtrise de la contamination des rejets urbains par temps de pluie un enjeu environnemental important. Pour cette raison, des expérimentations sont mises en place sur les systèmes d'assainissement et les milieux récepteurs pour surveiller et quantifier les flux de polluants ; par ailleurs, les modèles mathématiques constituent des outils de gestion et de prédiction très importants car ils permettent d'avoir des estimations des masses et des flux rejetés.

Dès les années 1970, les modèles de calcul des rejets urbains par temps de pluie ont été développés et ils comprennent généralement deux modules : quantitatif et qualitatif. Les modèles hydrologiques quantitatifs basés sur la transformation pluie-débit ont largement évolué au cours du temps avec l'intégration des connaissances détaillées sur les processus hydrologiques qui permettent d'avoir des estimations précises des flux d'eau (Fletcher et al., 2013). Cependant, l'évolution des modèles de qualité des rejets de polluants ne s'est pas faite au même rythme que celle des modèles quantitatifs. Les processus dominants vis-à-vis de la production et du transfert des contaminants dans le milieu urbain sont mal compris et leur description dans les modèles n'a pas évolué depuis une quarantaine d'années. La modélisation de la qualité des rejets urbains par temps de pluie reste alors un grand défi pour les chercheurs dans le domaine de l'hydrologie urbaine (Dotto et al., 2011; Freni et al., 2009). Cela est dû à plusieurs raisons notamment i) la complexité des processus de génération des polluants, ii) la difficulté de mesurer les processus directement in situ, iii) la quantité limitée de données de pollution des eaux à cause des contraintes économiques et logistiques, iv) les réactions physiques, chimiques, biologiques et biochimiques qui se passent dans le réseau, v) la variabilité extrême, spatiale et temporelle, des phénomènes liés à la pollution des eaux de ruissellement.

Les résultats obtenus dans le cadre des travaux antérieurs engagés sur le thème de la modélisation des contaminants en milieu urbain menés au LEESU soulignent les lacunes des modèles conceptuels de qualité. Dans la thèse de (Kanso, 2004), les principales conclusions montrent que les modèles traditionnels d'accumulation-lessivage, basés sur les équations de (Sartor et al., 1974), sont incapables de reproduire les pollutogrammes à l'exutoire du bassin versant « Le Marais » à Paris. Le calage de ces modèles en appliquant la méthode de Monte Carlo par Chaîne de Markov, a mis en évidence la grande incertitude liée à l'estimation des valeurs des paramètres de qualité et l'insensibilité des modèles aux valeurs optimales des paramètres, en particulier pour les paramètres d'accumulation. Ce travail s'appuyait sur une base de données événementielle où les prélèvements

et les analyses n'ont été effectués que sur un nombre limité d'événements. Dans la thèse de (Sage, 2016), la performance de ces modèles a été évaluée mais cette fois ci en utilisant des données de débit et de turbidité acquises en continu sur 11 mois à l'avaloir d'une chaussée urbaine sur un bassin versant de 0.08 ha. Les résultats montrent encore une fois que les modèles conceptuels exponentiels d'accumulation-lessivage ont un pouvoir prédictif très faible. La capacité de ces modèles à estimer les dynamiques de MES est limitée pour des longues périodes ce qui est en majorité expliqué par la faiblesse de la formulation d'accumulation. Les travaux de modélisation de qualité en milieu urbain conduits au LEESU, ne se sont pas limités à la modélisation conceptuelle. Dans la thèse de (Hong, 2016), une plateforme de modélisation de la qualité distribuée à base physique a été développée. L'application de cette approche de modélisation a contribué à l'amélioration des connaissances sur les processus, et a réussi à donner des niveaux de performance satisfaisants en termes de réplication de la dynamique des particules et des polluants. Cependant, cette approche nécessite l'acquisition d'importantes bases de données pour sa mise en œuvre et elle très coûteuse en termes d'expérimentation et de temps de calcul ce qui empêche son application dans un contexte opérationnel.

Une étude plus approfondie sur les processus impliqués dans la génération et le transport des contaminants dans le milieu urbain semble donc nécessaire pour une meilleure compréhension des mécanismes et pour le développement des outils de modélisation qui seront fiables et faciles à utiliser par les opérationnels.

2 Objectifs

L'objectif principal de cette thèse est de contribuer au développement d'un outil de modélisation de la qualité des eaux de ruissellement à l'échelle du quartier à partir d'une compréhension approfondie des processus primaires de production et de transfert de contaminants dans le milieu urbain, notamment l'accumulation et le lessivage.

Ce travail de recherche vise à :

1. Améliorer les connaissances sur les processus primaires de génération des contaminants dans le milieu urbain qui sont l'accumulation et le lessivage à l'échelle locale d'un petit bassin versant urbain routier et à l'échelle d'une surface élémentaire en se basant sur l'interprétation des bases de données expérimentales.
2. Développer un outil de modélisation conceptuelle de la qualité des eaux de ruissellement à l'échelle du quartier, en se basant sur les connaissances acquises à l'échelle locale, afin de mieux appréhender la prédiction des niveaux de contamination à l'exutoire.

3 Les sites expérimentaux et les bases de données

3.1 Echelle locale : le bassin versant routier

Le bassin versant routier a une superficie totale égale à 2661 m² (Figure 1). Il comprend un segment de trafic important (plus de 30 000 véhicules par jour) qui fait partie du boulevard d'Alsace Lorraine, et inclut les trottoirs et les zones de stationnement adjacentes. La voirie représente 65% de la surface totale, et le reste est réparti entre les trottoirs (30%), les caniveaux et les zones de stationnement (5%). L'eau qui s'écoule sur la partie supérieure du bassin est acheminée vers l'avaloir par l'intermédiaire des caniveaux qui sont situés entre la route et le trottoir. La pente moyenne du bassin versant est égale à 2.6%, avec une inclinaison plus importante en amont (partie Ouest).



Figure 1 Le bassin versant routier délimité en noir et les localisations de la station de pluviométrique et de l'avaloir (Google Map@2016)

Le site était équipé de différents dispositifs pour mesurer les paramètres de quantité (débit) et de qualité (turbidité, conductivité, pH et température) des eaux de ruissellement qui ont été situés à l'entrée de l'avaloir et ils enregistraient les mesures en continu à un pas de temps d'une minute pour la période d'avril 2014 jusqu'à septembre 2015. Un volume de 500 ml a été collecté tous les 300 l qui passaient dans le débitmètre, pour faire des analyses en laboratoire des métaux, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), du carbone organique dissous (COD), du carbone organique particulaire (COP) et des matières en suspension (MES) pour un total de 14 événements pluvieux. Deux campagnes de mesure des dépôts secs ont été faites sur le bassin versant routier suite à une collaboration entre le LEE (IFSTTAR Nantes) et Le LEESU pour caractériser le stock des dépôts secs pour trois localisations différentes et pour trois positions sur la chaussée, le caniveau et le trottoir. Trois campagnes similaires ont été faites ultérieurement sur le parking de l'École des Ponts à Champs sur Marne. Les échantillons ont été analysés ensuite dans le laboratoire pour déterminer leur masse et leur contenu en HAPs et métaux après tamisage sur un tamis de 2mm. Les distributions volumiques des dimensions des particules dans les échantillons d'eau et les échantillons de dépôt sec ont été déterminées à l'aide d'un diffractomètre laser pour la fraction inférieure à 2 mm (Malvern® Mastersizer 3000). Deux stations, dénommées 1 et 2, pour mesurer les concentrations des métaux et des HAPs dans l'air ont été installées sur le bassin versant routier. Les stations sont équipées par des préleveurs séquentiels LECKEL à faible volume. Les mesures de la qualité de l'air ont été effectuées par Airparif, qui est un organisme accrédité par le Ministère de l'Environnement pour le contrôle de la qualité de l'air à Paris.

3.2 Méso-Echelle : le bassin versant quartier

Le bassin versant étudié à la méso-échelle est le quartier du Perreux sur Marne (Figure 2). Ce bassin versant de 12 ha présente une pente moyenne de 2,6 %. Il s'agit d'un site résidentiel avec quelques commerces répartis le long du boulevard d'Alsace Lorraine qui le traverse. Les surfaces imperméables représentent près de 70% de la surface totale du bassin versant. Il est drainé par un réseau d'assainissement séparatif qui achemine le débit vers l'exutoire situé à la limite nord-est du bassin versant. Le flux est collecté de la surface par les regards, puis transporté dans les conduites principales.

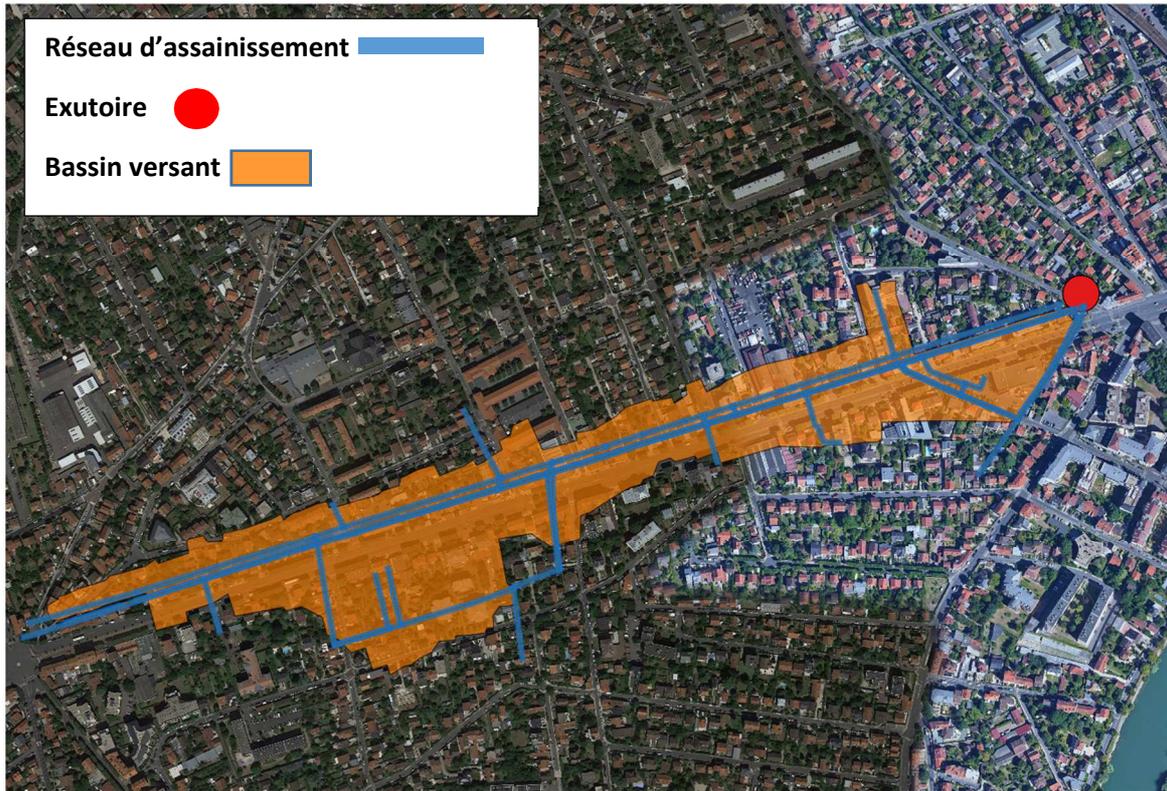


Figure 2 Bassin versant à l'échelle du quartier

Le débit dans la canalisation principale et les paramètres de qualité ont été mesurés, ainsi que le débit dans une petite canalisation de diamètre égal à 30 cm qui arrive dans la canalisation principale. Les débits ont été mesurés à un pas de temps égal à 2 minutes et les paramètres de qualité ont été mesurés à un pas de temps égal à 1 minute. Les données ont été acquises sur la période de juin 2014 à septembre 2015.

3.3 Station météorologique

La station pluviométrique a été installée sur la toiture de la piscine municipale à moins de 180 m de l'avaloir du bassin versant routier. Elle est constituée d'un pluviomètre dont le volume d'auget est de 10 ml, ce qui correspond à 0.1 mm de pluie et d'un disdromètre laser "THIES" qui a permis l'acquisition des distributions de la taille des gouttes de pluie. Le pluviomètre a été installé de juin 2014 à juillet 2015. Le disdromètre a été mis en place pour la période de février 2015 à septembre 2015.

4 Compréhension des processus de production et de mobilisation des contaminants à l'échelle locale : modélisation et études expérimentales

L'échec des modèles conceptuels de qualité de l'eau à reproduire les pollutogrammes et à donner une bonne estimation des flux à l'exutoire des bassins versants urbains est souvent lié à deux raisons principales (Kanso, 2004) :

- La quantité et la qualité des données utilisées pour le calage et la validation
- Le manque des connaissances sur les processus mis en jeu

Cependant, les campagnes expérimentales menées dans le cadre du projet Trafipollu à l'échelle locale permettent de surmonter ces limites en mettant à notre disposition des bases de données très riches. Ainsi, dans cette partie nous présentons la stratégie que nous avons développée pour approfondir les connaissances sur les processus d'accumulation et de lessivage à l'échelle locale du bassin versant routier. La stratégie s'appuie à la fois sur (1) un travail de modélisation des dynamiques d'émissions de MES à l'exutoire de la chaussée en exploitant les mesures en continu de la quantité et de la qualité comme données d'entrée aux modèles et de confrontation aux simulations respectivement ; (2) l'évaluation de la contribution des dépôts secs atmosphériques à la contamination des eaux de ruissellement pour évaluer la pertinence de coupler les modèles atmosphériques aux modèles de la qualité des eaux de ruissellement, en exploitant les données des concentrations des HAPs et des métaux dans l'atmosphère, les poussières de la surface et l'eau de ruissellement ; et (3) la compréhension du lien entre l'accumulation et le lessivage en exploitant les données de dépôts secs et les données issues des expérimentations de lessivage réalisées en conditions contrôlées à l'aide d'un simulateur de pluie sur les surfaces urbaines en temps réel.

4.1 Evaluation des modèles conceptuels d'accumulation-lessivage sur différentes échelles temporelles

Grâce à la disponibilité d'une base de données riche de mesures en continu de débit et de turbidité à l'exutoire du bassin versant routier, la capacité des modèles conceptuels d'accumulation et de lessivage à simuler et à prédire correctement la variabilité temporelle des concentrations en MES est évaluée. Les modèles sont calés avec un algorithme de type Monte Carlo par chaîne de Markov (Hasting, 1970) qui permet aussi de quantifier les incertitudes liées aux valeurs estimées des paramètres.

Un travail similaire a été fait antérieurement sur une petite chaussée urbaine (800 m²), moyennement fréquentée (8000 véhicules/jours) située dans la commune de Sucy en Brie (94) (Sage et al., 2015). Dans cette étude, les données de débit et de turbidité acquises en continu sur une période de 11 mois ont été utilisées pour la mise en œuvre des modèles d'accumulation-lessivage qui sont calés et validés sur différentes périodes afin de simuler les flux et la dynamique des concentrations de MES. Les résultats obtenus soulignent que sur des longues périodes, l'accumulation décrite en fonction de la durée de temps sec est assez imprévisible. Si cela explique en partie le pouvoir prédictif limité du modèle conceptuel d'accumulation-lessivage à simuler la dynamique d'émission de MES, le modèle de lessivage aussi contribue à la faiblesse du pouvoir prédictif, car il ne réussit pas à reproduire systématiquement les fluctuations des concentrations mesurées. En termes de flux, le modèle aboutit à des meilleurs résultats qui pourraient cependant être obtenus à l'aide des modèles simples de concentration moyenne et qui sont actionnés principalement par la bonne estimation des volumes ruisselés.

Ces résultats nous ont poussés à réfléchir à une méthodologie d'analyse plus approfondie et détaillée qui nous permet d'avoir une meilleure compréhension de la variabilité de la performance du modèle d'accumulation-lessivage. Cela est aussi motivé par la qualité des données acquises sur le bassin versant d'Alsace Lorraine. Nous avons en effet été confrontés à plusieurs problèmes techniques dans le dispositif de mesures du débit mis en place sur le site de Sucy en Brie (système à augets basculants), ce qui a généré des périodes d'absence de mesure pour des semaines entières. En plus, la forte variabilité des mesures de turbidité a entravé le calage du modèle sur toute la période de mesure.

La méthodologie de recherche ainsi développée et appliquée sur le bassin versant routier consiste à évaluer dans un premier temps le modèle de lessivage exponentiel en réalisant des calages à l'échelle événementielle, et les modèles d'accumulation exponentielle et puissance en réalisant des calages en continu sur des périodes courtes de 3, 6 ou 9 événements pluvieux successifs. Dans un second temps, le pouvoir prédictif à court terme du modèle accumulation-lessivage est évalué à l'échelle inter-événementielle et à l'échelle intra-événementielle avec une approche d'assimilation de données.

Les résultats montrent que la performance du modèle de lessivage dépend du type d'évènement vis à vis de la dynamique du transport polluant. Le meilleur ajustement entre les concentrations de MES simulées et mesurées est enregistré pour les évènements de type « premier flot » (Figure 3).

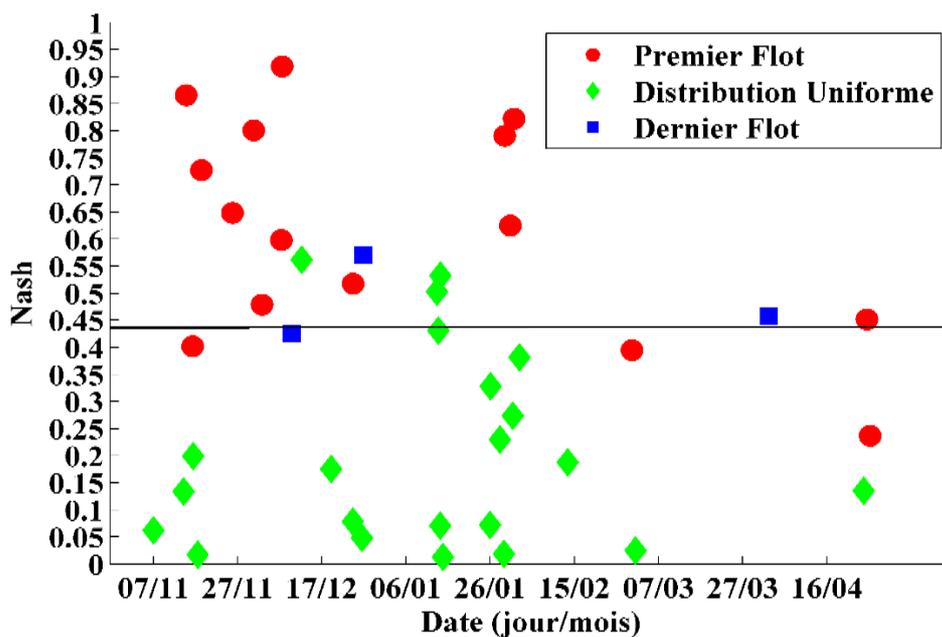


Figure 3 Coefficients de Nash obtenus en calant le modèle de lessivage sur 42 événements

L'analyse des jeux de paramètres optimaux du modèle de lessivage montrent que le calage tend parfois vers des valeurs extrêmes qui n'ont aucun sens physique et qui ne sont pas comparables entre les événements (Figure 4).

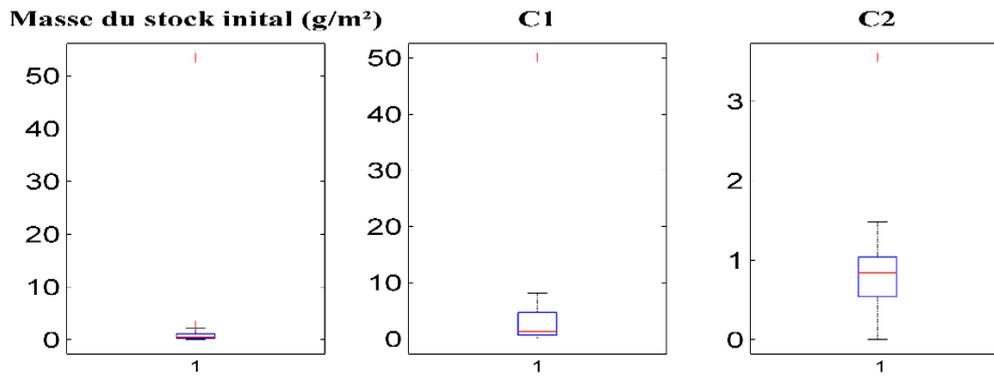


Figure 4 Variabilité des paramètres obtenus pour le stock initial, C1 et C2, en utilisant l'algorithme

En ce qui concerne l'accumulation, les résultats obtenus sont en accord avec ceux obtenus sur Sucy. Les stocks estimés par les modèles d'accumulation ne sont valides que pour des courtes périodes n'incluant pas plus que trois événements pluvieux consécutifs (Figure 5). La pertinence des formulations d'accumulation basées sur la durée de temps sec est encore une fois remise en cause, où elles se révèlent incapables de représenter la variabilité de ce processus à long terme.

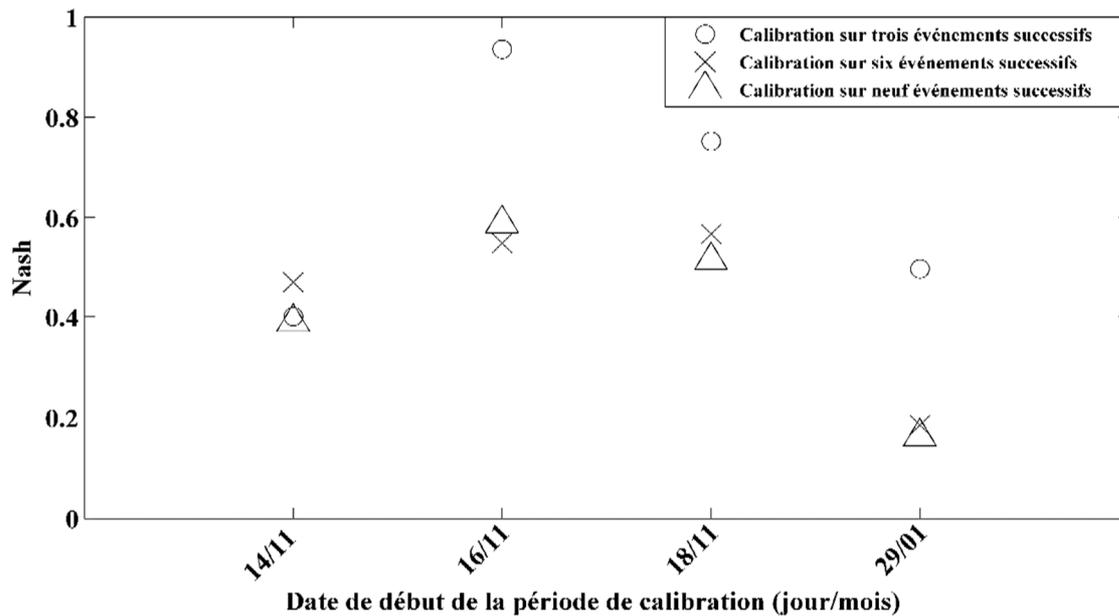


Figure 5 Diminution de la performance du modèle d'accumulation en fonction du nombre d'événement pluvieux pris en compte pour le calage

Le pouvoir prédictif inter-événement à court terme du modèle d'accumulation-lessivage est très pauvre et les dynamiques d'érosion pour chaque événement pluvieux ne peuvent pas être décrites par le même jeu de paramètres. La tentative d'estimer la masse disponible au début de l'événement pluvieux à partir d'un certain nombre de mesure est faite en se basant sur une technique d'assimilation de donnée. Les résultats obtenus n'étaient pas acceptables que pour un nombre très limité d'événements qui sont tous des événements de « premier flot ». En addition, cette approche

ne peut pas être appliquée sur des courts événements car sa validation nécessite d'avoir des mesures au moins pour les 20 premières minutes.

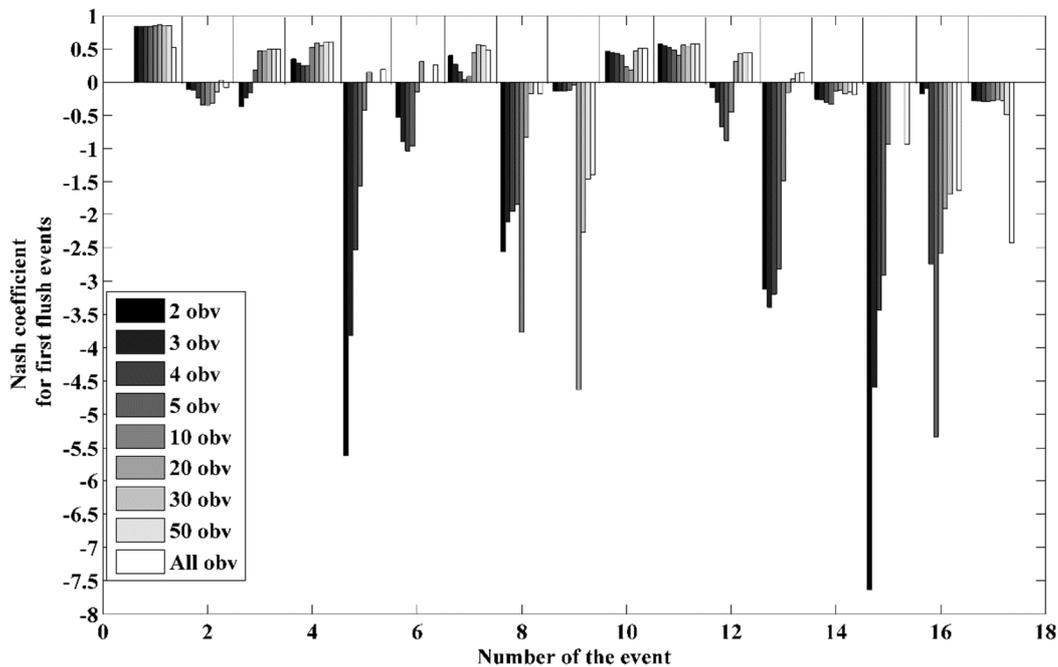


Figure 6 Evolution du critère de Nash pour une sélection d'évènements en prenant en compte un nombre croissant d'observations pour estimer la masse du stock initial

4.2 Contribution des dépôts atmosphériques secs à la contamination des eaux de ruissellement

Dans les modèles conceptuels d'accumulation, l'estimation du stock est faite sans distinction des particules qui proviennent de différentes sources incluant les apports atmosphériques. Cependant, nous pensons que sur un bassin versant soumis à une densité de trafic très importante et qui se trouve à proximité directe des voies de circulation (tel que le bassin d'Alsace Lorraine), il pourrait être approprié d'intégrer explicitement les dépôts atmosphériques comme source d'approvisionnement du stock sur la surface. Ceci est possible en couplant les modèles de qualité de l'air avec les modèles qualité de l'eau.

Pour étudier la pertinence d'une telle approche, le rôle potentiel que jouent les dépôts secs atmosphériques dans la contamination des eaux de ruissellement est évalué. Les données expérimentales sur les concentrations atmosphériques, sur les dépôts secs collectés sur la surface de la chaussée et sur les concentrations calculées dans les échantillons d'eau de ruissellement sont comparées en termes de granulométrie et de charges polluantes (HAPs et métaux). Les dépôts sont calculés en se basant sur la définition actuelle de la « contamination atmosphérique », qui correspond aux concentrations de polluants mesurées à une hauteur d'environ 2 mètres par rapport à la surface du sol.

Comme les périodes des campagnes de mesures de la qualité de l'air et de la qualité de l'eau n'étaient pas coïncidentes, il était nécessaire de reconstruire les données de qualité de l'air sur la période de

l'étude. Les données de qualité de l'air mesurées à partir de stations permanentes d'observations d'Airparif ont été utilisées pour faire la reconstruction.

Les résultats obtenus suggèrent que l'hypothèse sur la pertinence du couplage des modèles de qualité de l'air (au moins ceux basés sur la définition actuelle de la contamination atmosphérique), avec les modèles de qualité de l'eau doit être révisée : les pourcentages de contributions potentielles des dépôts secs atmosphériques à la contamination des eaux de ruissellement simulés par cette approche sont très faibles. Pour les HAPs, la contribution potentielle moyenne des dépôts atmosphériques aux charges mesurées dans les eaux de ruissellement ne dépasse pas 11% (Figure 7) alors qu'elle est bien inférieure pour les métaux et n'excède pas 4% (Figure 8).

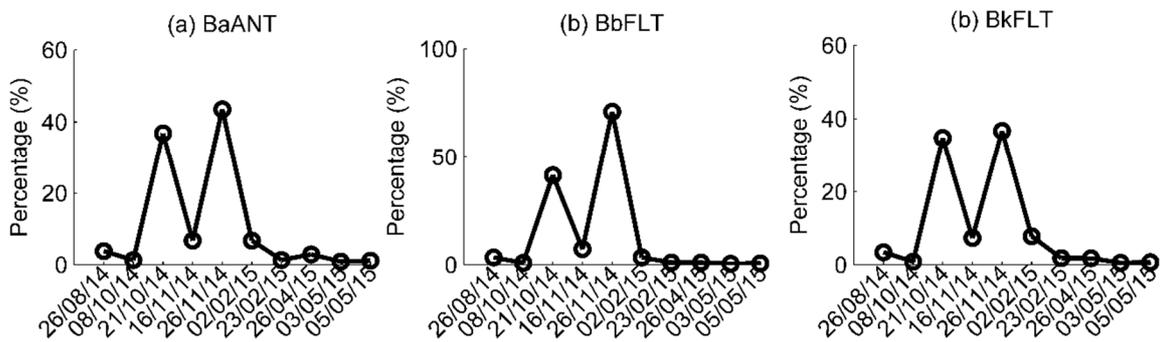


Figure 7 Pourcentages de contribution des dépôts atmosphériques à la contamination des eaux de ruissellement en HAPs

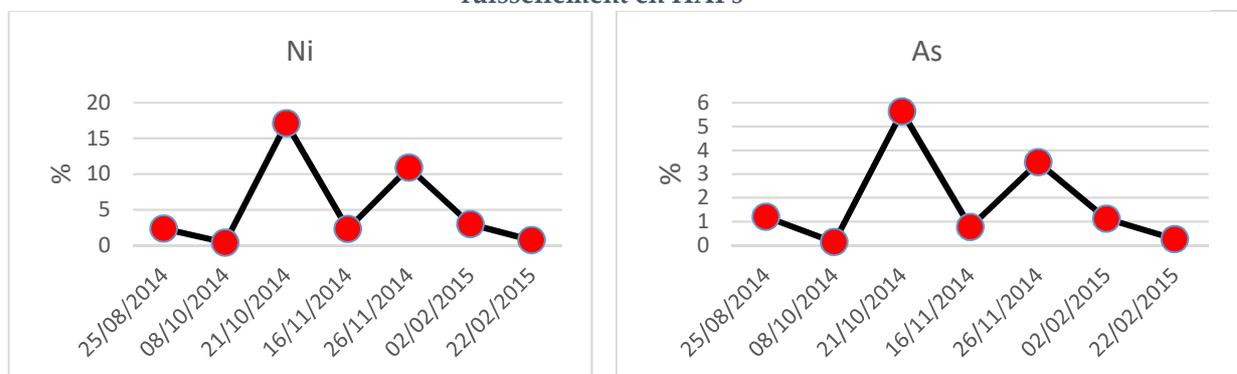


Figure 8 Pourcentages de contribution des dépôts atmosphériques à la contamination des eaux de ruissellement en métaux

Les contributions les plus élevées sont bien notées pour les événements ayant la plus longue durée de temps sec qui est aussi responsable de la variabilité des dépôts atmosphériques calculés. Cependant, aucune corrélation n'est calculée entre la durée de temps sec et les charges de contaminants dans les eaux de ruissellement ce qui fait la lumière encore une fois sur l'inaptitude de la prise en compte de l'accumulation qui dépend uniquement de la durée de temps sec comme donnée d'entrée aux modèles de lessivage. Les particules fines représentent la fraction la plus susceptible d'être mobilisée pendant l'événement pluvieux comme le montre la comparaison des distributions granulométriques des dépôts sur la chaussée et des échantillons d'eau (Figure 9).

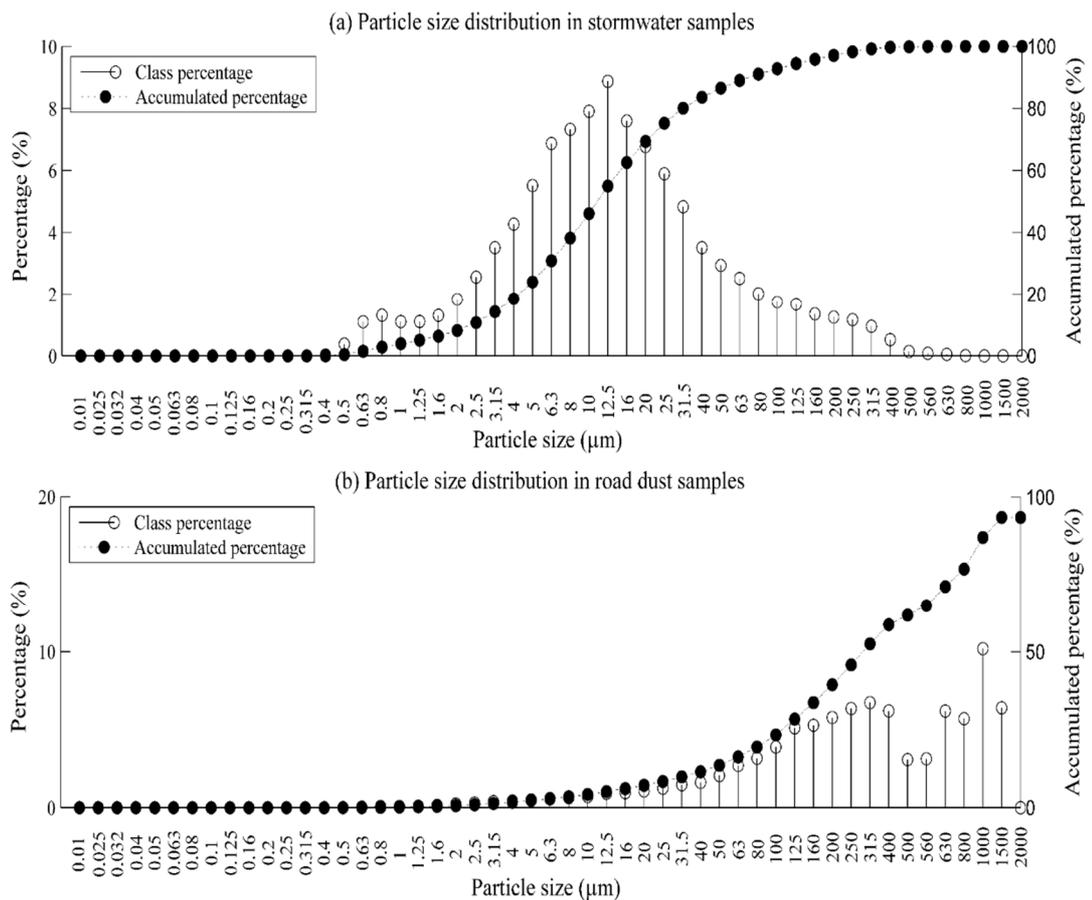


Figure 9 La distribution granulométrique des particules collectées dans les échantillons eaux et dépôts secs

Etablir le lien entre la contamination de l'atmosphère et la qualité de l'eau nécessite alors une révision et une extension de la définition de ce qui est considéré comme pollution atmosphérique pour inclure les émissions directes du trafic. Ainsi, les particules générées par les sources locales provenant des émissions directes (l'abrasion des pneus, l'abrasion de la surface et la remise en suspension sous l'effet de la turbulence) doivent être prises en compte lors de l'évaluation de la contamination atmosphérique. Ceci est possible en déployant des dispositifs de mesure à la surface des voiries.

4.3 Etude des processus de contamination des eaux de ruissellement à l'échelle élémentaire en utilisant un simulateur de pluie

Pour avoir une meilleure compréhension des mécanismes de lessivage et de la relation qui existe entre le stock accumulé et le stock mobilisable, les stocks de dépôts secs présents sur la surface sont collectés et comparés, en termes de masse et de granulométrie, à la charge mesurée dans des échantillons d'eau. Les échantillons eau sont obtenus en lessivant deux surfaces distinctes grâce à un simulateur de pluie. Le simulateur de pluie réalisé présente deux innovations principales : il est caractérisé par son poids léger qui facilite sa portabilité sur les sites réels et il permet d'avoir des mesures en ligne du débit et de la turbidité pendant toute la durée de l'événement pluvieux (Figure 10).

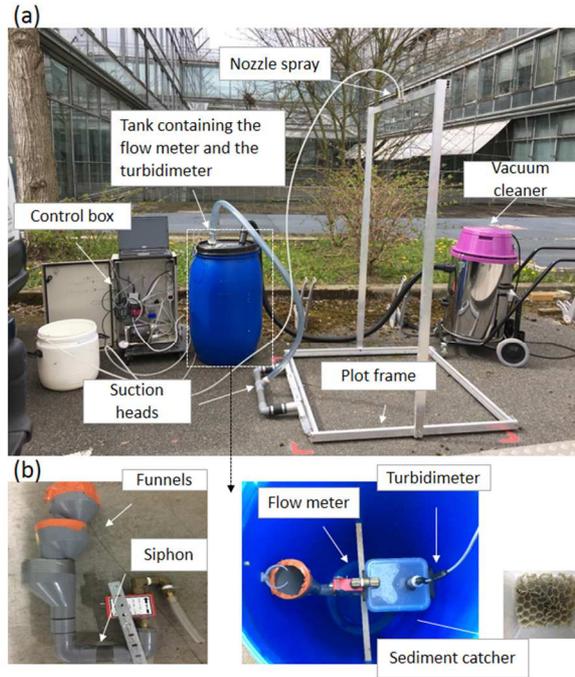


Figure 10 Simulateur de pluie et les équipements placés à l'intérieur du bidon bleu

Les expérimentations de lessivage et de collecte de dépôt sont ainsi effectuées sur deux types de surface représentées par un trottoir et par un parking. Pour chaque expérimentation de lessivage 20 litres d'eau sont utilisés pour arroser la surface pendant 10 minutes.

Les pollutogrammes observés sur les trottoirs montrent que même avec un débit constant, la charge de contaminant la plus élevée est véhiculée par la première fraction du volume ruisselé, signalant l'occurrence d'un « premier flot ». Ceci n'est pas systématique pour les pollutogrammes observés sur le parking qui montraient plutôt une distribution uniforme à l'exception d'une seule fois (Figure 11).

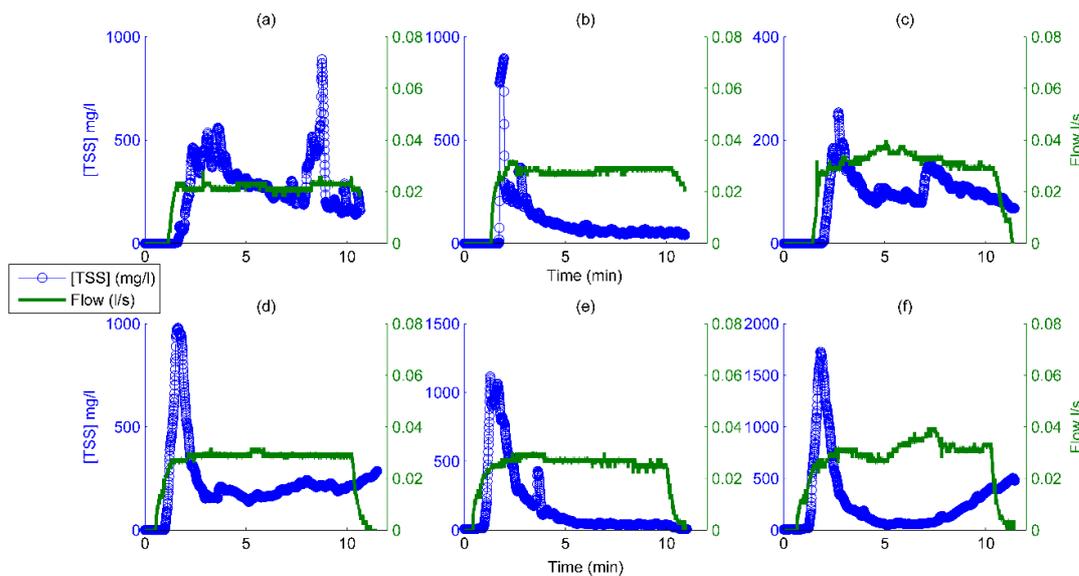


Figure 11 Les pollutogrammes et les hydrogrammes mesurés sur le parking et sur les trottoirs

Ces résultats remettent en question la capacité de la formulation classique de lessivage, basée sur le taux de ruissellement ou l'intensité de pluie comme variable indépendante, à reproduire ce comportement.

La comparaison des charges accumulées et mobilisées sur les deux surfaces révèle le caractère sélectif du mécanisme de lessivage (Figure 12). En moyenne, seulement 17% et 6% des particules présentes sur les trottoirs et le parking respectivement ont été lessivées.

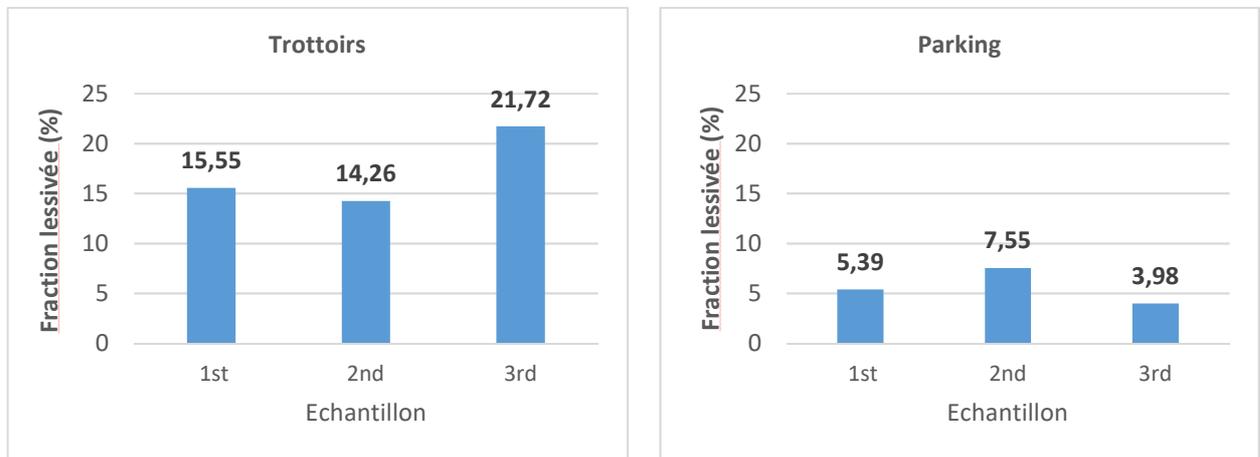


Figure 12 Fraction des particules lessivées dans les échantillons collectés sur les trottoirs et le parking

Les charges mobilisées sur les trottoirs sont aussi plus élevées que celles véhiculées sur le parking. Ceci est en partie lié à la texture plus lisse de la surface du trottoir sur laquelle les forces de frottement sont plus faibles.

L'analyse granulométrique montre en outre que le détachement des particules fines est le plus favorable avec 75% des particules mobilisées sur les trottoirs dont le diamètre est inférieur à 100µm.

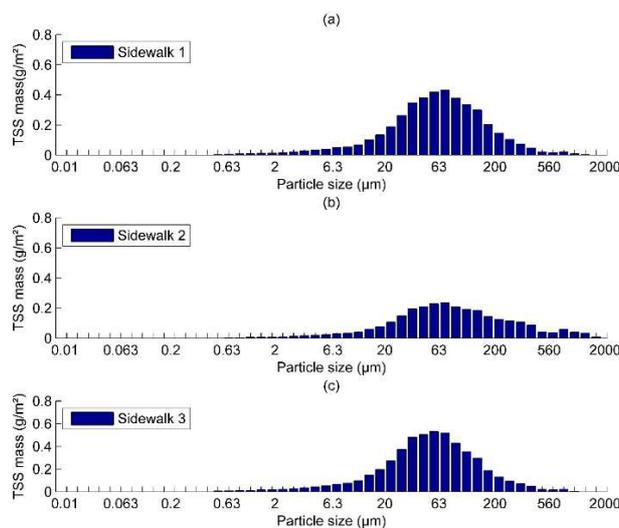


Figure 13 La distribution granulométrique des particules dans les échantillons eaux collectés sur les trottoirs

4.4 Synthèse des résultats obtenus

Les modèles conceptuels d'accumulation-lessivage basés sur des formulations assez simplifiées des processus, qui n'intègrent que la durée de temps sec et le taux de ruissellement comme variables hydrologiques explicatives, ne fonctionnent pas correctement pour décrire les dynamiques d'émission de MES. Les modèles ne sont valides que pour des courtes durées au-delà desquelles ils ne sont plus capables de représenter les facteurs qui contrôlent la variabilité des mécanismes de contamination. Si le calage sur certaines périodes est une réussite, les jeux de paramètres optimaux changent d'une période à une autre ce qui met en évidence la difficulté de paramétrisation de ces modèles et le quasi impossibilité de définir un jeu de paramètre unique pour simuler les événements susceptibles de se reproduire en réalité. Une grande faille dans ces modèles paraît liée à l'accumulation qui est mal expliquée et qui entraîne des grosses erreurs pour les simulations en continu. La variabilité des paramètres liés à l'accumulation se révèle plus importante que celle des paramètres de lessivage. Cependant, le lessivage n'est pas facilement prédictible, car il dépend du stock mobilisable présent sur la surface (pour lequel l'atmosphère a une contribution mineure), de la taille des particules, du type de la surface...

Ainsi, même si nous avons réussi à élucider certains aspects des processus d'accumulation-lessivage, nous nous retrouvons face à une variabilité et une complexité importantes des facteurs qui contrôlent l'accumulation et le lessivage dont certains sont difficilement quantifiables et prévisibles tels que les apports parasites et les dépôts directs. Etant donnée l'insuffisance des approches traditionnelles à faire face à cette variabilité, une modélisation stochastique qui prend compte du caractère aléatoire de la génération des polluants en milieu urbain paraît inévitable et plus favorable qu'une modélisation déterministe.

5 Développement d'une nouvelle approche de modélisation de la qualité à l'échelle du quartier

Un modèle de qualité stochastique est intégré au modèle hydrologique spatialement distribué « URBS » (Urban Runoff Branching Structure) (Rodriguez et al., 2008) et appliqué pour simuler le transfert du débit et des MES à l'exutoire du bassin versant d'un quartier du « Perreux sur Marne ». L'approche stochastique permet de mieux représenter la variabilité spatiale et temporelle de la contamination au sein du bassin versant.

Le modèle hydrologique URBS a été choisi parce qu'il simule les processus par des lois physiques simples et il représente l'espace avec une discrétisation spatiale détaillée de haut niveau qui permet de considérer la contamination provenant de différentes sources (voirie, bâti).

D'autres approches de modélisation ont été aussi appliquées sur ce bassin versant pour simuler les paramètres quantitatifs et qualitatifs à l'exutoire. Ainsi, dans le cadre de la thèse de Yi Hong une approche très détaillée basée sur un modèle distribué à base physique a été développée et testée (Hong, 2016). Deux approches plus simples, qui utilisent le logiciel SWMM, l'une basée sur une description globale du bassin versant et l'autre sur une discrétisation en sous bassins versants ont été évaluées dans le cadre du stage de Master d'Edric Clayton (Clayton, 2017). Face à l'opportunité présentée par la disponibilité des résultats de différentes approches de modélisation sur le même bassin versant, nous avons comparé les différentes approches de modélisation en collaboration avec Yi Hong dans le cadre de son Post-doc au LEESU.

5.1 Modélisation stochastique de la qualité des eaux de ruissellement

Un module qualité basé sur une approche stochastique est intégré au sein du modèle hydrologique distribué URBS, développé au laboratoire Eau et Environnement de l'IFSTTAR à Nantes (Rodriguez et al., 2008).

La représentation de l'espace urbain dans URBS est basée sur une description bidimensionnelle qui décrit le bassin versant comme un ensemble d'éléments hydrologiques urbains (EHUs) connectés au réseau hydrographique et qui est dérivée des données SIG. L'EHU comprend la parcelle cadastrale et la partie de la voirie adjacente (Figure 14). Dans chaque EHU, les surfaces sont découpées en trois occupations de sol : les bâtiments, les voiries (qui incluent aussi les allées et les parkings) et la surface naturelle. Une couverture végétale peut exister au-dessus des voiries et de la surface naturelle. Les caractéristiques d'un EHU sont : les superficies de chaque occupation de sol et de la couverture végétale, la pente, l'altitude, les coordonnées du centre de gravité et du point de connexion au réseau hydrographique.

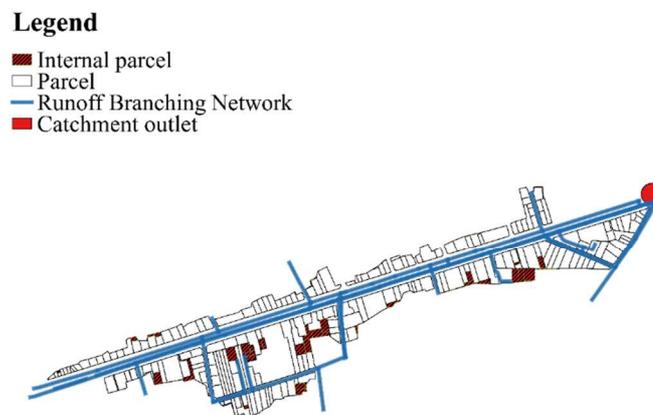


Figure 14 Bassin versant à l'échelle du quartier décomposé en éléments hydrologiques connectés au réseau hydrographique

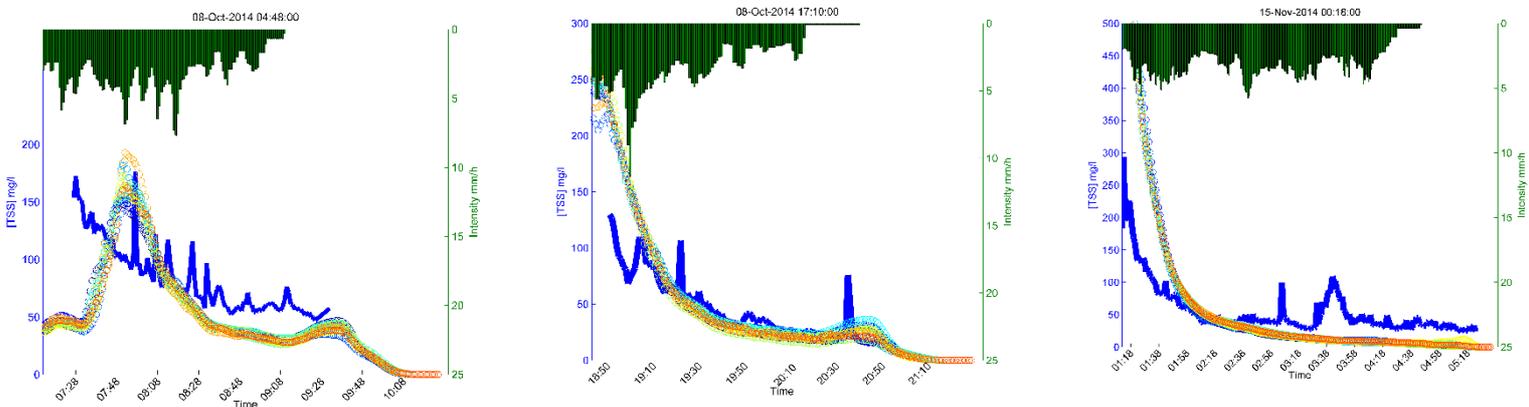
Les processus hydrologiques sont simulés à l'échelle de l'EHU pour chacune des occupations de sol qui sont représentées par un même profil vertical décomposé en quatre réservoirs : les arbres, la surface du sol, la zone non saturée et la zone saturée du sol. Le même principe de modélisation est appliqué pour chacun des profils verticaux qui sont distingués par les valeurs affectées aux paramètres. Le débit produit par un profil vertical est calculé à partir des équations de bilan hydrologique qui s'appuient sur la représentation des processus d'infiltration, d'évaporation, du stockage en surface, d'évapotranspiration par les arbres, du ruissellement en surface, des échanges entre les zones non saturée et saturée, et d'infiltration de l'eau souterraine vers le réseau.

Le transfert de l'eau de chaque EHU vers l'exutoire est représenté au sein du réseau hydrographique premièrement par un temps de parcours. Cette fonction permet de déterminer le chemin de l'eau en surface qui relie le point de connexion de l'EHU au plus proche regard. Deuxièmement, l'eau est transférée dans les réseaux enterrés jusqu'à l'exutoire sous l'hypothèse d'un écoulement 1D et en appliquant l'équation de « Muskingum-Cunge » qui représente une approximation simple de l'équation de continuité.

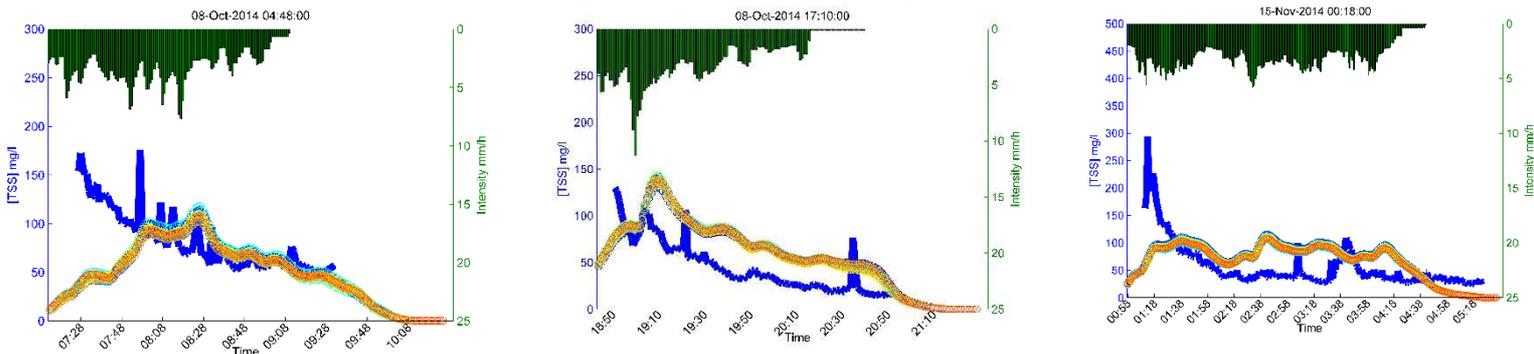
Le module de modélisation conceptuelle de la qualité intégré au modèle hydrologique est basé sur une approche stochastique. Cette approche consiste de tirer au sort les concentrations moyennes de MES et les paramètres des équations de lessivage (qui sont utilisés pour dériver la dynamique de MES) au début de chaque événement pluvieux et pour chaque type d'occupation de sol. Les résultats obtenus à l'exutoire du bassin versant consistent en un faisceau de pollutogrammes qui permet la représentation des fluctuations des niveaux de contamination. Trois formulations de lessivage ont été testées pour dériver les concentrations instantanées de MES. La première est l'équation exponentielle de SWMM, la deuxième correspond à une relation d'homothétie entre le débit et la concentration et la troisième est l'équation des courbes masse/volume.

Les résultats montrent que la mise en œuvre du modèle SWMM dans un contexte stochastique permet de simuler des niveaux de concentrations acceptables à l'exutoire du bassin versant, ainsi que la tendance des fluctuations des concentrations de MES à l'intérieur d'un événement pluvieux. Ceci sans calage et avec peu de connaissance sur les paramètres. La prise en compte de la variabilité des processus à l'échelle de l'élément hydrologique et la distinction des émissions provenant de différents types de surface permet d'avoir une bonne représentation de la variabilité à l'exutoire.

(a) App-1 : SWMM



(b) App-2 : Homothety



(c) App-3 : courbes M(V)

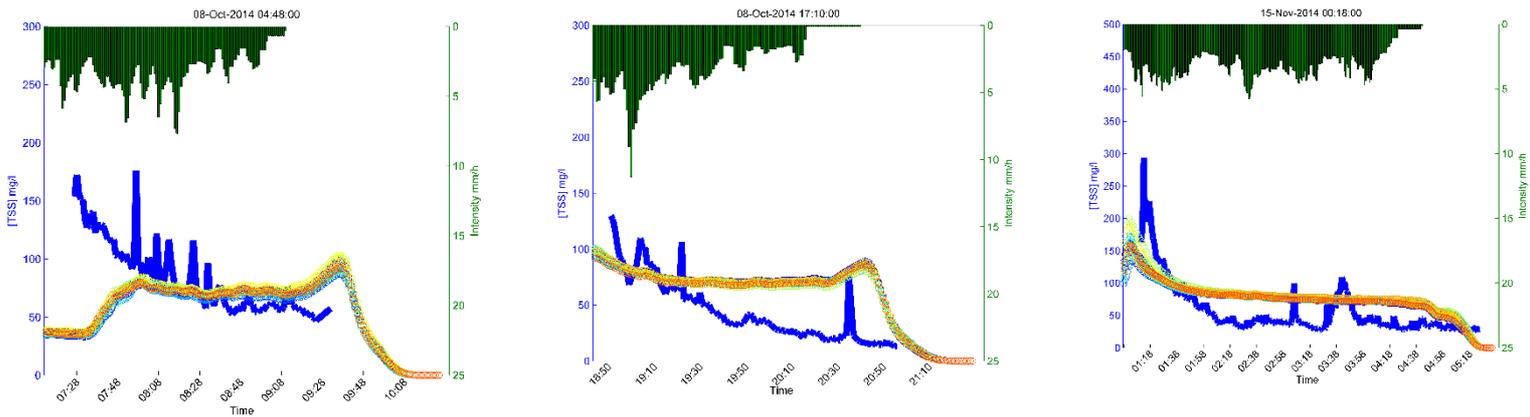


Figure 15 Les pollutogrammes de MES simulés et mesurés à l'exutoire pour les trois approches de modélisation

Cependant, l'approche développée montre des failles pour certains événements avec des simulations très éloignées des observations. Elle accorde aussi un degré de liberté très important au modélisateur. Ainsi, des recherches plus poussées devraient être menées pour améliorer cette approche, qui est d'un grand intérêt aux gestionnaires, et pour la positionner par rapport aux autres approches classiques de modélisation de la qualité.

5.2 Comparaison de différentes approches de modélisation de la qualité des eaux de ruissellement

Quatre approches de modélisation de la qualité, appliquées sur le bassin versant quartier pour six événements pluvieux, sont comparées selon différents critères en se basant sur des digrammes en radar. Cette comparaison permet de proposer une ligne directrice pour faciliter le choix de l'approche de modélisation optimale selon les données disponibles, les ressources humaines et informatiques, et les objectifs définis. Elle permet aussi de positionner l'approche de modélisation stochastique basée sur les EHUs par rapport à d'autres approches de modélisation.

Le bassin versant quartier a été spatialement discrétisé comme (a) une entité globale, (b) des sous bassins versants en distinguant les occupations de sol (végétale, toiture, chaussée), (c) des éléments hydrologiques urbains (EHUs) et (d) une maille (Figure 16, Figure 17, Figure 18). Les concentrations de MES à l'exutoire pour les discrétisations globales et sous bassins versants ont été simulées en se basant sur les équations usuelles d'accumulation-lessivage (SWMM). A l'échelle de l'EHU, le modèle SWMM stochastique développé dans la partie précédente a été utilisé. Finalement, le modèle LISEM-SWMM basé sur les équations d'érosion a été utilisé pour les simulations de qualité à l'échelle de la cellule de la maille.

Chaque approche a été évaluée en fonction des six critères suivants : (i) la performance en calage, (ii) le pouvoir prédictif, (iii) la fiabilité de la simulation par rapport au changement du jeu de paramètre, (iv) la facilité de collecte des données d'entrées, (v) la vitesse des calculs et (vi) la complexité de la mise en œuvre.

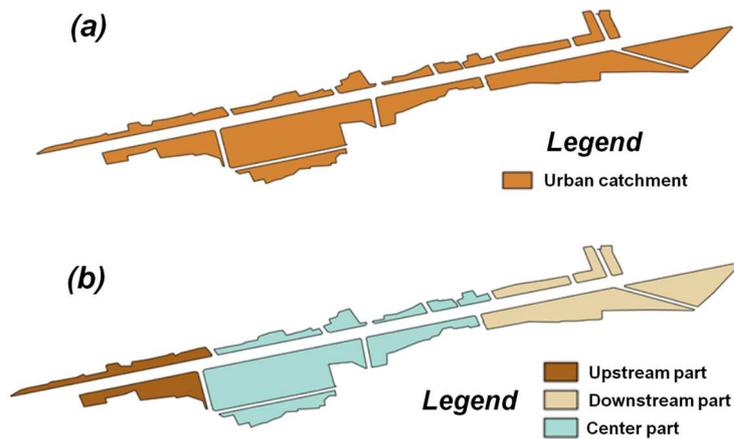


Figure 16 Discretisation spatiale de l'approche de modélisation globale et semi-distribuée basée sur les sous bassins versants

Spatial distribution of the basin based on UHE

- Internal parcel
- Parcel

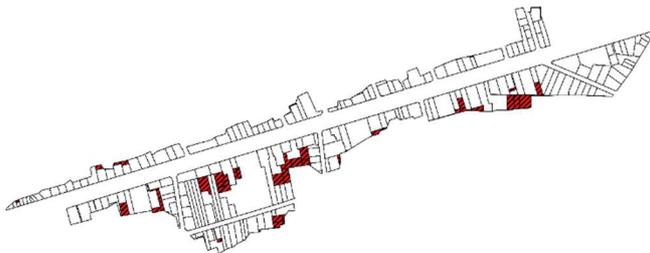


Figure 17 Discretisation spatiale de l'approche de modélisation basée sur les éléments hydrologiques

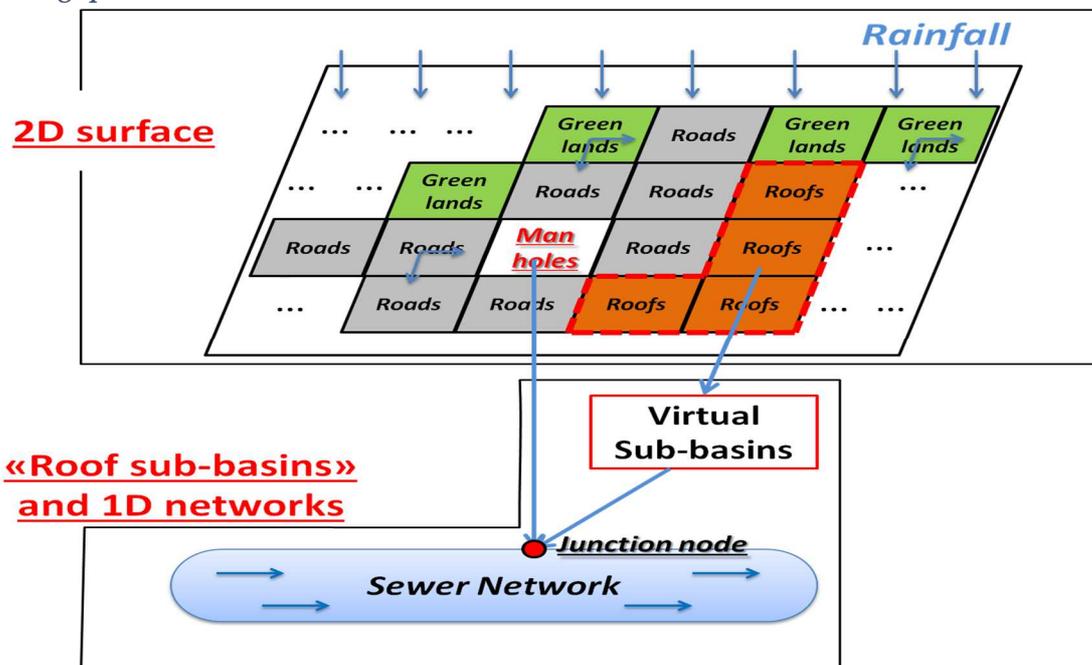


Figure 18 Discretisation spatiale de l'approche de modélisation distribuée

Les résultats de comparaison montrent que les modèles globales et semi-distribués, basés sur les approches conceptuelles classiques de modélisation de la qualité, sont les plus faciles à mettre en œuvre et les plus rapides à implémenter. Ils donnent aussi les meilleurs ajustements entre les observations et les simulations avec des méthodes de calage automatique. Cependant, grosses incertitudes sont liées aux valeurs des paramètres de ces modèles et leur pouvoir prédictif est médiocre. D'autre part, les modèles basés sur l'approche stochastique appliquée sur les EHU, et sur l'approche physique appliquée au niveau de chaque cellule de la maille, sont les plus puissants en termes de pouvoir prédictif et de fiabilité de la performance. Par contre, ils sont difficiles à implémenter et à optimiser et ils nécessitent l'acquisition des bases de données importantes pour leur mise en œuvre surtout l'approche physique distribuée.

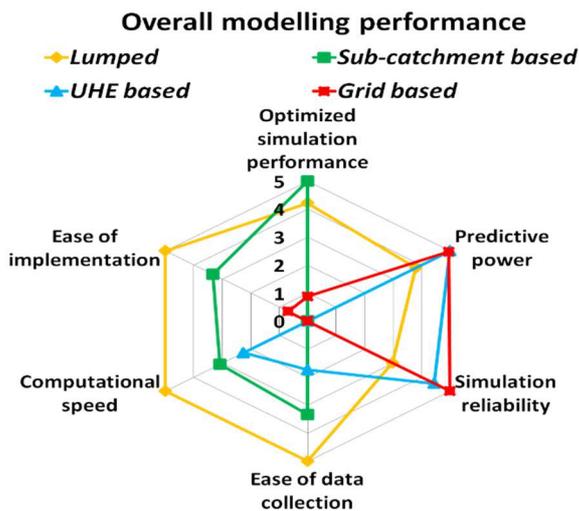


Figure 19 Performance des approches de modélisation par rapport aux critères d'évaluation

5.3 Synthèse des résultats obtenus

L'application d'une approche stochastique, qui tient compte de la variabilité temporelle et spatiale des processus de production et de transfert des contaminants à l'échelle du bassin versant quartier, est promettant pour l'estimation des niveaux de pollution à l'exutoire. La performance de cette approche intégrée dans le modèle distribué basé sur les éléments hydrologiques URBS, en termes de pouvoir prédictif et de fiabilité des simulations, est comparable à celle d'un modèle physique maillé qui nécessite des bases de données et des temps d'implémentation et de calcul très importants. L'amélioration de cette approche pourra se faire en y associant des méthodes avancées de tirage qui permettent d'avoir un nombre plus grand de simulations.

Si cette approche avec l'approche physique distribuée sont les meilleures à utiliser pour faire des prédictions, elles ne sont pas souvent utilisées par les gestionnaires qui préfèrent les modèles simples conceptuels. Les modèles globaux et les modèles semi-distribués, malgré les simplifications qu'engendrent leurs structurations (surtout les modèles globaux), leurs performances dépassent les modèles distribués en calage, en temps d'implémentation et de calcul, ainsi qu'en nombre de points nécessaires pour la mise en œuvre. Cependant ces modèles ne doivent pas être appliqués pour des fins de développement des outils de control sans tenir compte explicitement des incertitudes qui y sont associés.

Ainsi, il n'existe pas une approche idéale qui couvre tous les critères pour avoir la meilleure simulation de la qualité des eaux de ruissellement en milieu urbain. La complexité n'est pas

forcément la solution pour avoir des meilleurs résultats. Le choix du modèle doit se faire en fonction des objectifs, des données et des ressources tout en tenant compte des points faibles qui doivent être adressés proprement.

6 Conclusions et perspectives

6.1 Conclusions

Les bases de données riches acquises dans le cadre du projet Trafipollu à l'échelle du bassin versant locale routier ont permis de mener des études exhaustives sur les processus d'accumulation et de lessivage.

L'étude des dynamiques d'émissions de MES sur le boulevard d'Alsace Lorraine en utilisant les modèles conceptuels usuels d'accumulation-lessivage a montré que ces modèles sont incapables de reproduire les variations temporelles des concentrations de MES pour des longues périodes. La complexité et la variabilité du phénomène d'accumulation, qui n'est représenté qu'avec une formulation simplifiée en fonction de la durée de temps sec, sont vraisemblablement responsables des faibles performances du modèle. Les jeux de paramètres optimaux obtenus sur les périodes où le calage est performant varient largement d'une période à l'autre indiquant l'impossibilité d'avoir un jeu de paramètre unique qui pourrait reproduire les comportements observés en réalité. Ces résultats remettent largement en cause les capacités des approches déterministes de modélisation de la qualité.

Le couplage des modèles de qualité air-eau dans le cas des bassins versants très fréquentés et situés à proximité immédiate des voies de circulation est mis à l'épreuve des données expérimentales en évaluant la contribution des retombées atmosphériques sèches à la contamination des eaux de ruissellement. Les résultats suggèrent que le rôle que joue l'atmosphère en tant que source de contamination des eaux de ruissellement n'est pas significatif ni pour les HAPs, ni pour les métaux avec des pourcentages de contributions potentielles moyennes ne dépassant pas 11% et 4% respectivement. Pour que l'intégration des sorties des modèles de qualité atmosphérique comme données d'entrées dans les modèles de qualité de l'eau soit plus pertinente, il est recommandé de modifier la définition de la « contamination atmosphérique », pour tenir compte des dépôts directs émis du trafic. Ce qui permet de quantifier la contamination qui se dépose à proximité immédiate du lieu d'émission.

Les mécanismes de mobilisation des particules et la relation qui existe entre le stock accumulé et le stock mobilisé sont investigués à la micro échelle pour deux types de surfaces (un trottoir et un parking). L'eau de ruissellement est obtenue à partir d'une pluie artificielle simulée par un simulateur de pluie innovant qui présente non seulement l'avantage de pouvoir être utilisé sur des sites réels car il est mobile mais aussi la possibilité d'avoir des mesures en ligne du débit et de turbidité. Les résultats montrent le rôle crucial des particules fines dans la contamination des eaux de ruissellement. La sélectivité du lessivage n'est pas basée uniquement sur les tailles des particules mais elle varie aussi en fonction du type de la surface et de l'intensité de pluie. Les dynamiques de transport mesurées qui montrent l'occurrence d'un premier flot même sous débit constant fait la lumière sur la capacité des modèles conceptuels de lessivage à reproduire ce comportement.

La variabilité et la complexité des processus observés à travers l'investigation de l'accumulation et du lessivage à l'échelle locale, ont orienté les efforts vers le développement d'un modèle de qualité basé sur une approche stochastique pour simuler les dynamiques des polluants à l'exutoire qui est couplée au modèle hydrologique distribué URBS.

L'intégration de la variabilité des processus à l'échelle de l'élément hydrologique et la distinction des émissions provenant des différentes occupations du sol en tirant au sort les concentrations moyennes de MES et les paramètres de lessivage, constitue une approche prometteuse pour simuler des niveaux de concentration à l'exutoire ainsi que la tendance générale des fluctuations intra-événement des polluants. Si cette approche est intéressante car elle est appliquée sans calage à partir de peu d'informations et prédit l'état de contamination à l'exutoire, elle nécessite des approfondissements pour optimiser ses résultats. Ainsi, l'intégration plus explicite de l'effet de la granulométrie des particules et de l'intensité des précipitations sur la fraction mobilisée, dans la procédure de tirage des paramètres de qualité peut être envisagée. L'application d'une méthode de tirage automatique est aussi intéressante comme elle permet d'explorer un nombre plus important de possibilités, surtout dans le cas où peu d'information a priori sur les niveaux de concentrations de polluants sont disponibles. Cela permet aussi de minimiser la liberté donnée au modélisateur dans le choix des intervalles de tirage des paramètres.

La comparaison de quatre approches de modélisation de la qualité des eaux de ruissellement, qui diffèrent dans la description des processus et la discrétisation spatiale du bassin versant urbain, à l'échelle du quartier montre que le modèle idéal qui couvre toutes les caractéristiques de la modélisation de la qualité n'existe pas. C'est par rapport à l'objectif du modélisateur, aux données et aux ressources humaines et informatiques disponibles, que l'approche de modélisation appropriée doit être choisie. Des améliorations complémentaires doivent être également développées pour renforcer les points faibles de l'approche qui sera retenue.

Les résultats ont montré que les modèles globale et semi-distribué (sous bassins versants) sont les plus simples et rapides à implémenter et ils nécessitent peu de données d'entrée pour leur mise en œuvre. Ils donnent aussi les meilleurs ajustements des pollutogrammes quand ils sont calés avec des algorithmes de calage puissants. Cependant, l'application de ces modèles, dans lesquels les processus sont très simplifiés, doit être accompagnée d'analyse des incertitudes pour une meilleure interprétation de leurs résultats. Si les modèles basés sur les éléments hydrologiques et sur un maillage fin de l'espace sont les plus difficiles à mettre en œuvre et nécessitent un temps d'implémentation et de calcul important, ils restent les plus puissants en termes de fiabilité et de prédiction. L'intégration des méthodes d'optimisation automatique dans ces modèles permettra d'améliorer leurs résultats en calage. L'entraînement des personnels et la mise en ligne des guides d'utilisation de ces modèles permettront aussi de réduire les difficultés liées à leurs implémentations.

6.2 Perspectives

Le travail de recherche mené pendant ces trois années a combiné le travail expérimental avec l'aspect modélisation et a fait surgir plusieurs réflexions qui orientent vers des nouvelles perspectives dans le domaine de la gestion de la qualité des eaux de ruissellement dans le milieu urbain.

L'utilité du travail expérimental et de l'acquisition des bases de données à petite échelle sont soulignées dans cette recherche. L'investigation des processus à l'échelle élémentaire permet de réduire le grand nombre de variables qui sont associés à la recherche sur la qualité de l'eau et permet aussi d'assurer l'homogénéité spatiale ce qui est essentiel au développement des concepts de modélisation et des relations fondamentales qui gouvernent les processus responsables de la génération de la contamination. Ce type d'expérimentation présente aussi une solution au problème de transférabilité des résultats obtenus dans le cas des études à grande échelle. L'expérimentation menée dans le cadre de cette thèse en utilisant le simulateur de pluie et en collectant les dépôts

directs sur la surface présente une première étape dans ce chemin. L'avantage de la portabilité du simulateur est de permettre de répéter cette expérimentation en différents points du bassin versant et pour différents types de surfaces urbaines ce qui permet d'acquérir une base de donnée importante en peu de temps ; ceci pourrait être exploité pour élaborer des cartographies dynamiques de la contamination et pour visualiser la répartition spatiale des contaminants.

L'étude des processus responsables de la contamination dans le milieu urbain s'est focalisée sur les processus physiques de dépôts et de mobilisation qui décrivent le comportement de la contamination liée aux particules. Cependant les processus chimiques et biologiques ont aussi une forte influence sur la qualité des eaux de ruissellement. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux précipitées et des eaux de ruissellement influencent les processus d'adsorption et de solubilité ce qui entraîne des changements dans la biodisponibilité des polluants et dans la cinétique de lessivage. Cela met en évidence le fait que certains polluants au cours de leur transport peuvent facilement passer d'un état à l'autre. Par conséquent, l'extension des concepts et des processus communément adoptés pour l'étude de la qualité des eaux de ruissellement afin d'inclure les corrélations entre les charges polluantes et les caractéristiques chimiques des eaux semble essentielle pour une meilleure compréhension des niveaux de contamination et une meilleure représentation des processus.

Un problème central qui se présente par rapport à la modélisation de la qualité de l'eau est le manque d'une vision claire des objectifs attendus des modèles ce qui conduit à avoir des jugements falsifiés par des choix du modèle et des critères d'évaluation inappropriés.

Dans un cadre opérationnel, les efforts doivent s'orienter vers les modèles les plus simples, les modèles statistiques, qui nécessitent le moins d'effort en termes de temps de calcul et d'implémentation. Le développement de tels modèles nécessite la mise en place des stations de mesure en continu ce qui est favorisé par le développement de capteurs intelligents ayant des capacités de stockages énormes et dont les données peuvent être analysées à l'aide des algorithmes d'apprentissage automatique. Ces modèles cependant ne peuvent pas être appliqués dans le contexte d'avoir des prévisions à long terme, car ils sont incapables de tenir compte des scénarios de changement climatique ou de transformation de l'occupation du sol qui entraînent des changements dans la morphologie des bassins versants et qui auront un impact sur les niveaux de contamination.

Pour ce qui concerne la compréhension des processus, deux choix de modélisation se présentent : les modèles physiques et les modèles conceptuels. Les modèles physiques permettent certainement d'avoir la meilleure description des processus d'érosion, cependant les données nécessaires à leur implémentation doivent être disponibles avec une résolution très fine, ce qui engendre des coûts d'acquisition et des coûts informatiques très élevés. Une solution intelligente serait d'intégrer les connaissances acquises sur les processus à partir des modèles physiques dans des modèles conceptuels, étant donné que les modèles conceptuels mis en œuvre même dans un contexte stochastique ne donnent pas toujours des résultats satisfaisants. Le rôle crucial des particules fines dans la contamination des eaux de ruissellement peut être éventuellement intégré plus explicitement dans le modèle de qualité stochastique développé à l'échelle du quartier. Le développement plus poussé de cette approche est promettant non seulement dans un cadre de recherche mais aussi dans un cadre opérationnel.

Face aux enjeux environnementaux qui menacent la qualité de l'eau, il faut agrandir l'espace de rencontre et d'échange entre les chercheurs et les gestionnaires de différents domaines pour

orienter les recherches permettant d'aboutir à des outils de gestion fiables qui répondent aux attentes de la société et qui limitent éventuellement les niveaux de contamination des eaux.