

Modélisation de la contamination fécale en Seine : impact des rejets de temps de pluie

Michel Poulin ^{1,*}, Pierre Servais ^{2,*}, Jean-Marie Mouchel ³, Claire Thériat ⁵, Ludivine Lesage ⁴, Vincent Rocher ⁴, Alexandre Goncalves ⁴, Sophie Masnada ⁴, Françoise Lucas ⁵, Nicolas Flipo ¹

¹ Géosciences, Mines ParisTech

² Ecologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles

³ UMR Sisyphe, UPMC

⁴ Syndicat Interdépartemental d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne

⁵ LEESU, Université Paris-Est

* personnes à contacter : michel.poulin@mines-paristech.fr, pservais@ulb.ac.be

1 Introduction

Grâce à l'amélioration des traitements dans les stations d'épuration de la région parisienne par temps sec, les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sont aujourd'hui devenus, à l'échelle annuelle, la source prédominante de contaminants microbiens rejetés en Seine en région parisienne. Dans ces conditions, il est important d'améliorer nos connaissances sur les flux de contaminants microbiens rejetés par les RUTP et il y a un intérêt évident à disposer d'un modèle de la qualité microbiologique susceptible de décrire les situations de temps de pluie en Seine, situations qui sont en général les plus dégradées du point de vue qualité microbiologique. Afin d'atteindre ces deux objectifs, des mesures de qualité microbiologique (concentrations en bactéries indicatrices de contamination fécales, BIF) ont été réalisées pendant les étés 2010 et 2011 à la fois dans des RUTP et en Seine à la suite de déversements. Un rapport de synthèse sur ces données a été rédigé (Thériat C., 2011).

Les mesures de concentrations en BIF (*E. coli*, entérocoques) ont été effectuées sur les eaux arrivant à la station d'épuration Seine Centre par temps sec et temps de pluie. Ces eaux ont une qualité voisine de celles qui se déversent en Seine par temps de pluie à Clichy et La Briche, deux des principaux sites de déversements en région parisienne. Par temps sec, les résultats montrent une grande variabilité des teneurs en BIF qui dépendent du moment de la journée et du jour de la semaine. Les teneurs en BIF par temps de pluie sont également très variables. Les corrélations entre BIF, conductivité et concentration en NH₄ ont été étudiées. Elles montrent qu'un facteur clef contrôlant la teneur en BIF par temps de pluie est la dilution des eaux usées domestiques par les eaux de ruissellement. Quelques relations parmi les plus significatives pourront être mises à profit pour la modélisation (Mouchel J.-M. et al., 2012). Par ailleurs, des mesures de teneurs en BIF ont été effectuées en Seine à Bougival, site impacté par les déversements de Clichy et La Briche. Des mesures ont été également réalisées par temps sec afin de connaître l'état de contamination microbiologique de référence du site de Bougival. L'ensemble des mesures a permis de quantifier la dégradation de la qualité microbiologique suite aux déversements de RUTP.

En 2010, un module décrivant la dynamique des BIF a été couplé au modèle ProSe ; dans ce module, deux compartiments de BIF sont pris en considération dans la colonne d'eau : les BIF libres et les BIF attachées aux particules qui sont susceptibles de sédimenter. Outre leur comportement différent vis à vis de la sédimentation, ces deux compartiments sont affectés d'un taux de mortalité différent et variable en fonction de la température. Des premières simulations d'impact des RUTP sur la qualité microbiologique de la Seine ont été réalisées sur l'année 2010 en incluant les informations disponibles sur l'ensemble des points d'apports en Seine en temps de pluie, notamment les volumes apportés (Servais P. et al., 2011). Ce rapport présente des simulations sur l'année 2011 durant laquelle des situations de temps de pluie ont été échantillonnées à Bougival (Thériat C., 2011). Les BIF n'ayant pu être mesurées que sur une partie du réseau de l'agglomération parisienne, plusieurs hypothèses sont testées pour permettre la modélisation. Par ailleurs, lors des événements pluvieux importants, les

débits déversés aux différents points de déversement interfèrent fortement entre eux en modifiant considérablement les débits en Seine.

Les concentrations en *E. coli* observées à Bougival en temps de pluie sont finalement comparées aux résultats du modèle ProSe afin d'en tester la validité et de préciser les conditions de son utilisation opérationnelle par les services du SIAAP, partenaire de ce programme de recherche et utilisateur final du modèle développé.

2 Résultats expérimentaux

2.1 Campagnes de 2010 et 2011

Les mesures de terrain de 2010 et 2011 ont fait l'objet d'un rapport de synthèse (Thérial C., 2011). Les données rassemblées à l'occasion de ces campagnes ont été utilisées pour réaliser les simulations préliminaires dont les résultats sont présentés dans un précédent rapport (Servais P. et al., 2011). Les données des campagnes de 2011 font l'objet des modélisations présentées dans le présent rapport.

2.2 Mesures expérimentales de la mortalité des *E. coli* et des entérocoques intestinaux dans l'eau et les sédiments

Au cours des travaux du PIREN-Seine, un module décrivant la dynamique des bactéries indicatrices de contamination fécale a été implémenté dans le modèle ProSe. Dans ce module, deux compartiments de BIF sont pris en considération dans la colonne d'eau : les BIF libres (non attachées aux MES) et les BIF attachées aux particules qui sont susceptibles de sédimenter. Outre leur comportement différent vis à vis de la sédimentation, ces deux compartiments sont affectés d'un taux de mortalité différent et variable en fonction de la température. La mortalité des BIF dans le sédiment et la possible remise en suspension sont également pris en compte dans le modèle.

Dans le module décrivant le comportement des bactéries fécales dans le modèle ProSe, les bactéries fécales considérées sont actuellement les *E. coli*. Il existe néanmoins une volonté d'étendre le modèle à l'autre groupe de BIF repris dans la législation sur la qualité microbiologique des eaux de baignade: les entérocoques intestinaux. Les informations sur les taux de mortalité des *E. coli* sont néanmoins plus nombreuses que celles disponibles sur les mortalités des entérocoques intestinaux. Pour les *E. coli*, elles ont déjà été collectées et ont servi à divers exercices de modélisation (Servais et al., 2011 ; Ouattara et al., 2013).

Afin de prendre en compte les entérocoques intestinaux dans le modèle ProSe, il s'est avéré nécessaire de réaliser des mesures en laboratoire de la vitesse de mortalité des entérocoques dans l'eau et les sédiments ; ces mesures ont été réalisées en parallèle sur les *E. coli* sur les mêmes échantillons. Les résultats de ces mesures entreprises en 2012 par l'ESA-ULB sont décrits ci-dessous.

Des échantillons d'eau et de sédiments ont été collectés en deux sites en Seine. Pour chaque échantillon de sédiments, deux expériences batch ont été réalisées, l'une à 10 °C, l'autre à 20°C. Chaque expérience batch consiste en une incubation de sédiments surmontés par de l'eau collectée à la même station, tel que décrit à la figure 1. Au cours de l'incubation, des sous-échantillons de sédiments sont collectés afin de dénombrer les *E. coli* et les entérocoques par comptage sur milieux gélosés spécifiques. Pour le dénombrement des BIF dans le sédiment, le protocole de décrochage des bactéries du sédiment proposé par Ouattara et al. (2011) a été utilisé. Par ailleurs, un échantillon d'eau collectée à la même station que le sédiment est incubé en batch sous agitation ; des sous-échantillons sont collectés au cours de l'incubation pour la détermination du taux de mortalité dans l'eau. Les dénombrements des *E. coli* et des entérocoques intestinaux se font sur milieu Chromocult coliform agar (CCA) et Chromocult enterococci agar (CEA), respectivement.

Pour chacune des expériences, le taux de mortalité du premier ordre est déterminé.

La cinétique du premier ordre répond à l'équation suivante :

$$C_t = C_0 \times e^{-kt}$$

avec C_0 le nombre de BIF au temps zéro de l'expérience, C_t le nombre de BIF au temps t , et k la constante de mortalité du premier ordre qui est déterminée comme la pente de la relation obtenue en portant le $\ln(C_t/C_0)$ en fonction du temps d'incubation (t).

Un exemple d'une telle détermination est présenté à la figure 2 pour une cinétique de mortalité dans l'eau et une dans les sédiments. Cet exemple montre que la cinétique d'ordre 1 décrit correctement la vitesse de disparition des BIF aussi bien dans l'eau que dans les sédiments. Les barres d'erreur montrent que la reproductibilité des mesures est moins bonne pour le dénombrement des BIF dans les sédiments que dans l'eau. L'ensemble des résultats de taux de mortalité obtenus aux trois sites de l'axe de la Seine investigués est présenté au tableau 1.

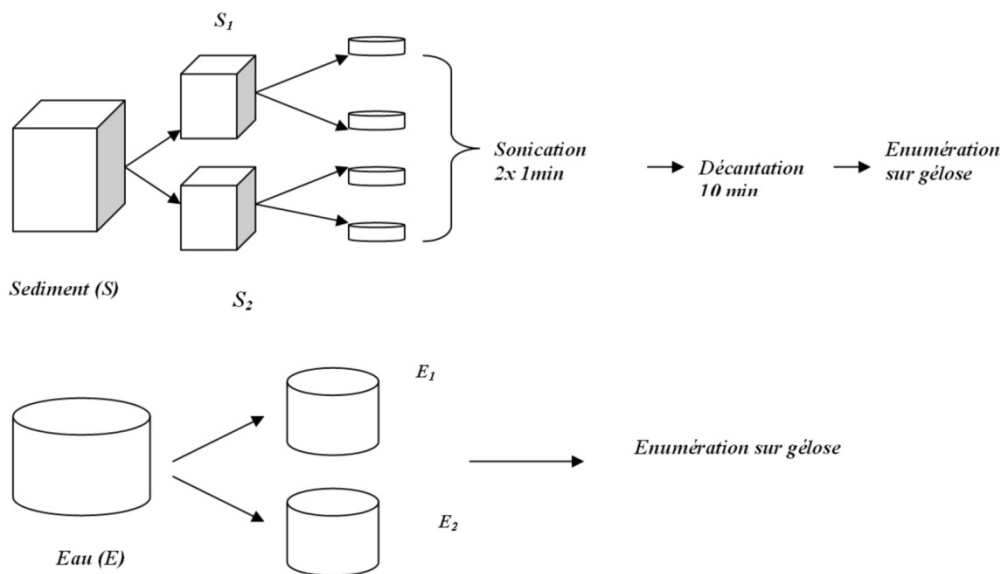
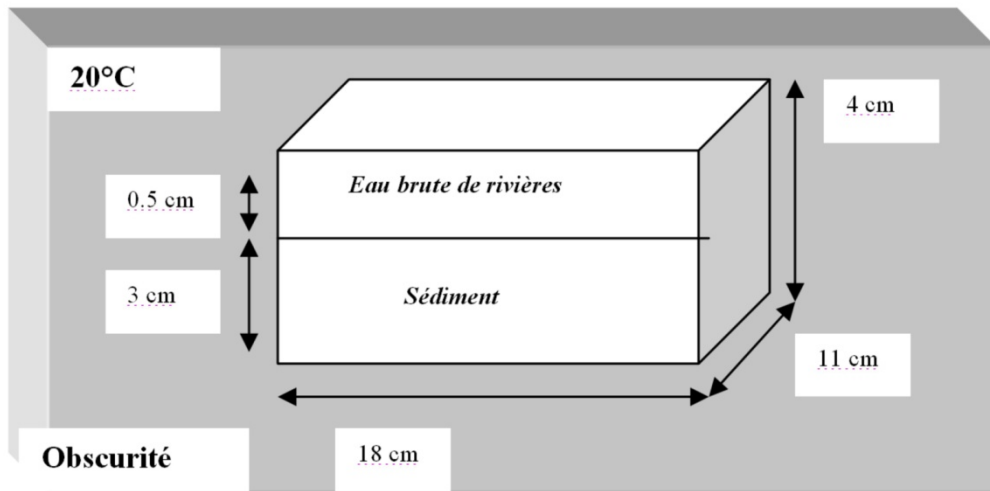
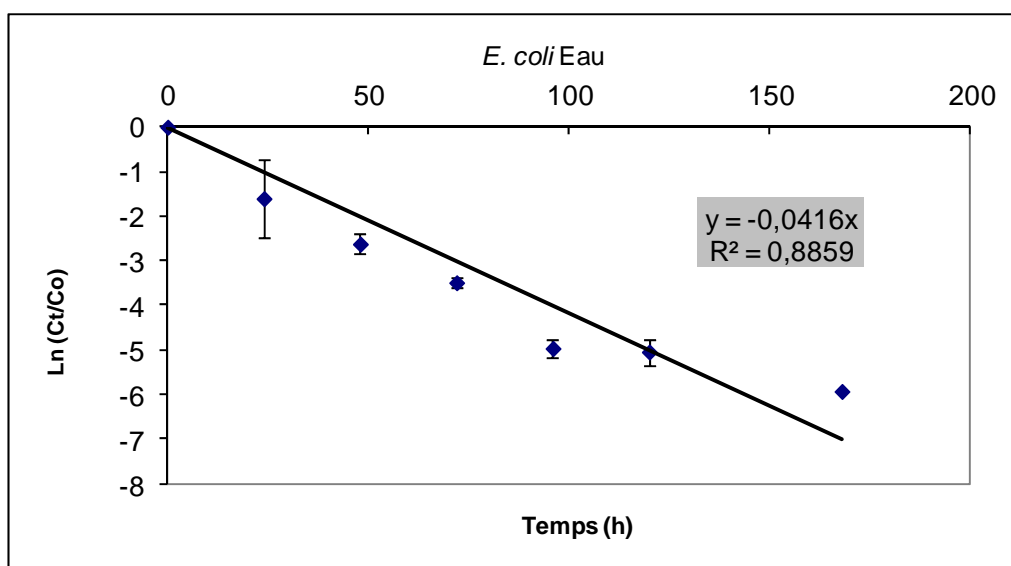
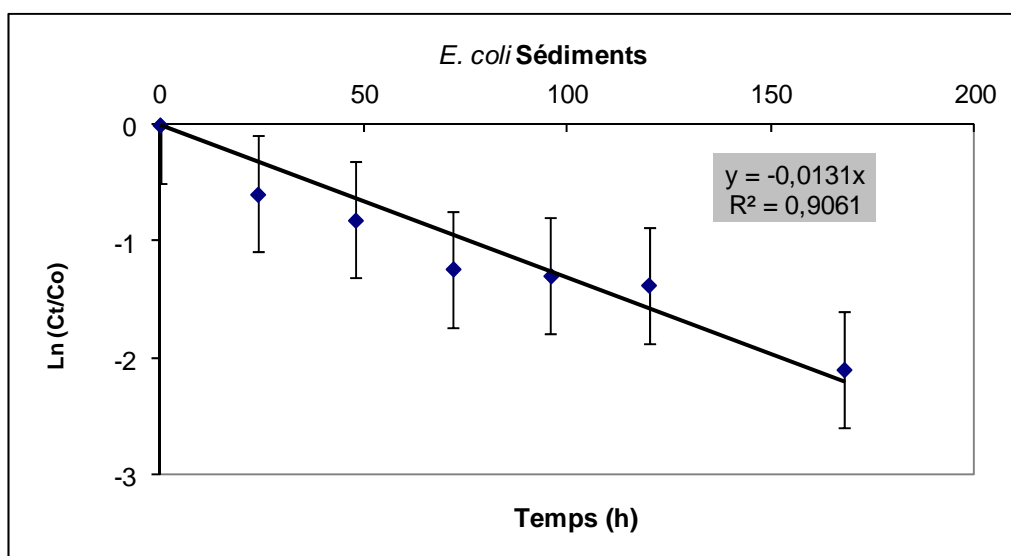


Figure 1. Protocole expérimental de détermination de la vitesse de mortalité des BIF dans les sédiments et dans l'eau.



(a)



(b)

Figure 2. Exemple de détermination de la vitesse de mortalité à 20 °C des *E. coli* dans l'eau (a) et les sédiments (b).

| Sites | Température | <i>E. coli</i> | | Entérocoques | |
|--------|-------------|----------------|-----------|--------------|-----------|
| | | Eau | Sédiments | Eau | Sédiments |
| Site 1 | 10 | 0.025 | 0.006 | 0.015 | 0.004 |
| Site 1 | 20 | 0.042 | 0.013 | 0.028 | 0.008 |
| Site 2 | 10 | 0.029 | 0.011 | 0.021 | 0.007 |
| Site 2 | 20 | 0.048 | 0.016 | 0.032 | 0.010 |
| Site 3 | 10 | 0.023 | 0.006 | 0.014 | 0.004 |
| Site 3 | 20 | 0.037 | 0.012 | 0.026 | 0.011 |

Tableau 1. Tableau récapitulatif des taux de mortalité exprimé en h^{-1} des *E. coli* et des entérocoques intestinaux à 10 et 20°C dans l'eau et les sédiments de trois sites de l'axe Seine.

Les données du Tableau 1 montrent que les valeurs de taux de mortalité des *E. coli* libres dans l'eau mesurées à 20°C sont proches de la valeur utilisée pour l'instant dans les modèles SENEQUE (Ouattara et al., 2013) et ProSe (0.045 h^{-1}) (Servais et al., 2012). Par ailleurs, le ratio des taux de mortalité des *E. coli* dans l'eau à 10°C par rapport à 20°C est de 0.56 ce qui est tout à fait en accord avec l'équation décrivant l'effet de la température sur la mortalité utilisée dans le modèle ProSe (rapport entre les mortalités à 20 et 10°C de 0.6) (Servais et al., 2011). La mortalité des *E. coli* dans les sédiments est plus faible que dans la colonne d'eau aux deux sites aussi bien à 10 qu'à 20°C. Un ratio compris entre 2,4 et 4,2 (valeur moyenne 3,3) entre le taux de mortalité dans les sédiments et dans l'eau est mesuré alors que jusqu'à présent une mortalité dans les sédiments deux fois plus faible que dans la colonne d'eau est utilisée dans le modèle ProSe. Des expériences en batch visant à comparer les taux de mortalité dans la colonne d'eau et dans les sédiments ont déjà été rapportées dans la littérature ; toutes ces comparaisons concluent à des taux de décroissance bien plus faibles dans les sédiments (Pachepsky and Shelton, 2011). Pour rendre compte de cette différence de mortalité, les modèles représentant les BIF dans les sédiments comme une variable d'état utilisent généralement un taux de mortalité plus faible dans les sédiments que dans la colonne d'eau. Ainsi, Ouattara et al. (2013) utilisent un taux de mortalité dans les sédiments 10 fois plus faible que dans la colonne d'eau. Certaines études de modélisation prenant en compte explicitement les BIF des sédiments négligent complètement la mortalité dans les sédiments (Steets et Holden, 2003; Stapleton et al, 2007; Gao et al, 2011).

Les valeurs de taux de mortalité reprises au tableau 1 montrent que les taux de mortalité des entérocoques intestinaux de la colonne d'eau sont systématiquement plus faibles que ceux des *E. coli* (aux trois sites et aux deux températures). Le ratio moyen entre la mortalité des *E. coli* et celles des entérocoques est de 1,5 et n'est pas significativement différent pour les bactéries de la colonne d'eau et celles des sédiments. Ce résultat n'est pas surprenant car il existe un assez large consensus dans la littérature sur le fait que les entérocoques survivent plus longtemps que les *E. coli* dans les eaux naturelles. Des expériences de vitesses de mortalité comparées réalisées en batch (comme fait dans les expériences décrites dans ce rapport) ou en chambre de diffusion avaient déjà montré par le passé des mortalités supérieures pour *E. coli* par rapport aux entérocoques (Lessard et Sieburth, 1983; Sinton et al, 1999; Craig et al, 2002). Dans les modèles qui visent à décrire à la fois la dynamique des *E. coli* et des entérocoques, les auteurs utilisent généralement un taux de mortalité plus faible pour les entérocoques. Sanders et al. (2005), qui ont modélisé les concentrations en BIF dans les zones intertidales d'estuaires en Californie, ont considéré un taux de mortalité d'*E. coli* 1,7 fois plus élevé que celui des entérocoques. Jin et al. (2003) qui ont modélisé les concentrations en BIF dans le lac Pontchartrain (Etats-Unis), considèrent une mortalité due à l'irradiation solaire 1,4 fois plus élevée pour les *E. coli* par rapport aux entérocoques. Lors de la modélisation dans les eaux côtières à Hawaï, Connolly et al. (1999) considèrent un taux de mortalité 1,8 fois plus élevé pour *E. coli* que pour les entérocoques. Ces ratios entre la mortalité des *E. coli* et celle des entérocoques utilisés dans les modèles sont en bon accord avec les résultats expérimentaux de notre étude.

3 Module décrivant la dynamique des BIF

Un premier module décrivant la dynamique des indicateurs de contamination fécales avait été développé durant les phases précédentes du programme PIREN-Seine et couplé au modèle SENEQUE (Servais et al., 2007a, b). Ce module considérait un seul compartiment de BIF qui était affecté dans la rivière par une mortalité décrite par une cinétique du premier ordre (la constante de mortalité dépendant de la température) et d'une sédimentation. La constante de premier ordre de sédimentation était le ratio de la constante de sédimentation (m/h) et de la profondeur de la rivière(m).

Comme il a été montré que seules les bactéries fécales attachées aux MES sont susceptibles de sédimenter, des modifications ont été apportées au module décrivant la dynamique des BIF. Deux compartiments de BIF sont maintenant pris en considération dans la colonne d'eau : les BIF non sédimentables (libres) et les BIF attachées aux particules qui sont susceptibles de sédimenter. Outre leur comportement différent vis à vis de la sédimentation, ces deux compartiments sont affectés d'un taux de mortalité différent (plus faible pour les BIF attachées aux MES) et variable en fonction de la température. La mortalité des BIF dans le sédiment est également prise en compte dans le modèle ainsi que la possible remise en suspension des BIF du sédiment (Figure 3). Les sources de BIF prises en compte sont les rejets par les effluents des stations d'épuration et par les déversements de temps de pluie ; comme ce module vise à étudier la contamination en Seine dans la région parisienne et en aval, les apports par ruissellement en zone rurale sont négligés. Ce nouveau module a été couplé au modèle ProSe.

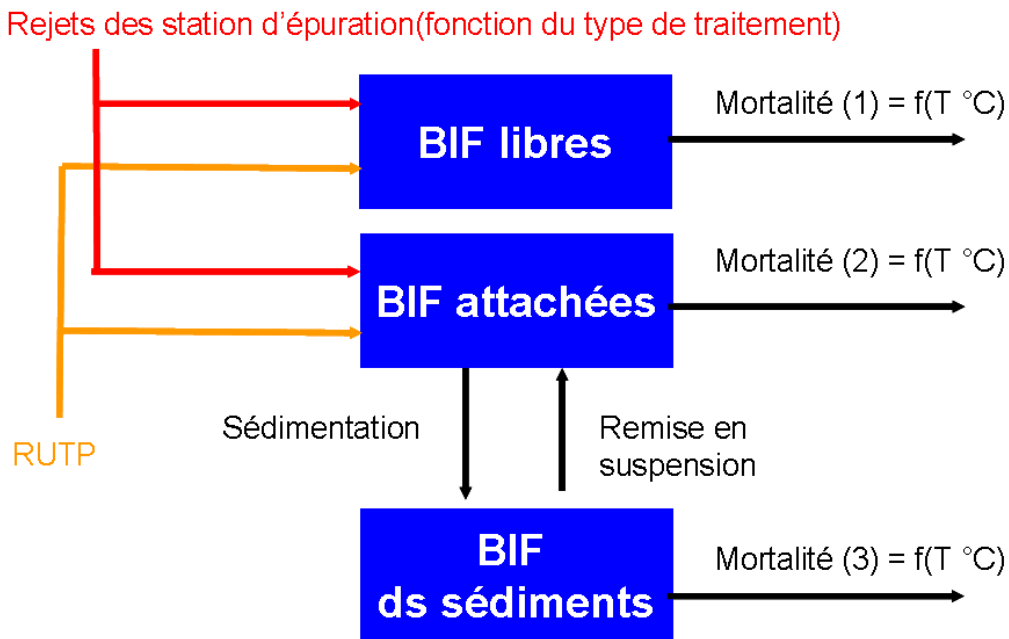


Figure 3 : Schéma du module décrivant la dynamique des bactéries fécales qui a été couplé avec le modèle ProSe.

4 Simulations réalisées avec le modèle ProSe

4.1 Données utilisées pour la réalisation des simulations

Les débits traités par les 5 usines du SIAAP ainsi que les déversements de temps de pluie mesurés par le SIAAP et les départements de la Seine Saint Denis, du Val de Marne et des Hauts de Seine (200 sites de déversements environ pris en compte actuellement) sont utilisés comme données d'entrée du modèle au pas de temps journalier. Les concentrations en *E. coli* dans ces rejets résultent des campagnes de mesures récentes et des campagnes de 2010 et 2011.

Pour les stations d'épuration les concentrations adoptées pour les simulations sont listées dans le tableau 2. Ces valeurs résultent des mesures effectuées par le SIAAP. Les concentrations d'*E. coli* libres et attachés sont supposés égaux à la moitié du total.

| Stations d'épuration | <i>E. coli</i> / 100 ml |
|----------------------|-------------------------|
| Marne Aval | $2.4 \cdot 10^4$ |
| Seine Amont | $1.6 \cdot 10^4$ |
| Seine Centre | $1.7 \cdot 10^4$ |
| Seine Aval | $2.4 \cdot 10^4$ |
| Seine Grésillons | $3.4 \cdot 10^3$ |

Tableau 2 : Concentrations en *E. coli* dans les effluents des stations d'épuration de l'agglomération parisienne (Données SIAAP)

Pour les déversoirs d'orage (DO), les concentrations ont, pour la plupart des DO, été supposées constantes et égale à 5×10^6 *E. coli* / 100 ml, cette valeur étant calculée comme la moyenne géométrique des valeurs mesurées à Clichy et La Briche. Lorsque des concentrations sont disponibles, ce qui est le cas pour quelques évènements de temps de pluie de 2010 et 2011, il est alors possible de les prendre en considération. Les concentrations d'*E. coli* libres et attachés sont supposées respectivement égales à 25 % et 75 % du total. Cette hypothèse résulte de l'étude effectuée sur le rejet de Clichy en août 2008. Ces proportions peuvent être modifiées en fonction des informations disponibles et spécifiques d'un rejet bien documenté. Les volumes des déversements fournis pas le SIAAP et par les services d'assainissements des départements de la Seine Saint Denis, du Val de Marne et des Hauts de Seine sont supposés répartis sur l'ensemble de la journée (24 heures). Nous ne disposons pas pour cette simulation préliminaire des heures de début et de fin de déversement pour chacun des DO.

4.2 Interprétation des mesures de terrain de juillet 2010 à septembre 2010

La période juillet à septembre 2010, englobant la période de prélèvements et d'analyses en entrée de Seine Centre et à Bougival, a été retenue pour effectuer les premières simulations tests avec ProSe. Les résultats de ces simulations ont fait l'objet d'un rapport du PIREN Seine en Février 2011 (Servais P., et al., 2011).

4.3 Interprétation des mesures de terrain de 2011, données journalières

La figure 4 présente la partie centrale du domaine modélisé. A l'amont de l'agglomération se situent les prises d'eau du SEDIF de Noisy-sur-Marne et de Choisy-sur-Seine. Les concentrations à l'amont en *E. coli* ont été obtenues auprès du SEDIF (Thibert S., 2012). Cette figure permet de situer l'ensemble des usines d'épuration du SIAAP ainsi que les sites de déversement de Clichy et La Briche. Non loin de La Briche, en amont, se situent les sites de déversements de la Vieille Mer et du Garges-Epinay. En 2011, les cumuls déversés de ces sites exprimés en m^3 sont les suivants : pour Clichy $5 Mm^3$, pour La Briche $8 Mm^3$ et pour l'ensemble constitué de la Vieille Mer et du Garges Epinay, plus de $50 Mm^3$. Cependant, ce dernier DO est à distinguer des deux premiers car il apporte des eaux moins polluées provenant en partie du bassin versant du Petit Rosne, la plus grande partie du flux polluant étant épuré par la station de Bonneuil, et de la Morée, qui se caractérise par un débit plus faible mais fortement pollué (l'usine de la Morée permettra de diminuer les flux polluants provenant de ce bassin versant fortement urbanisé).

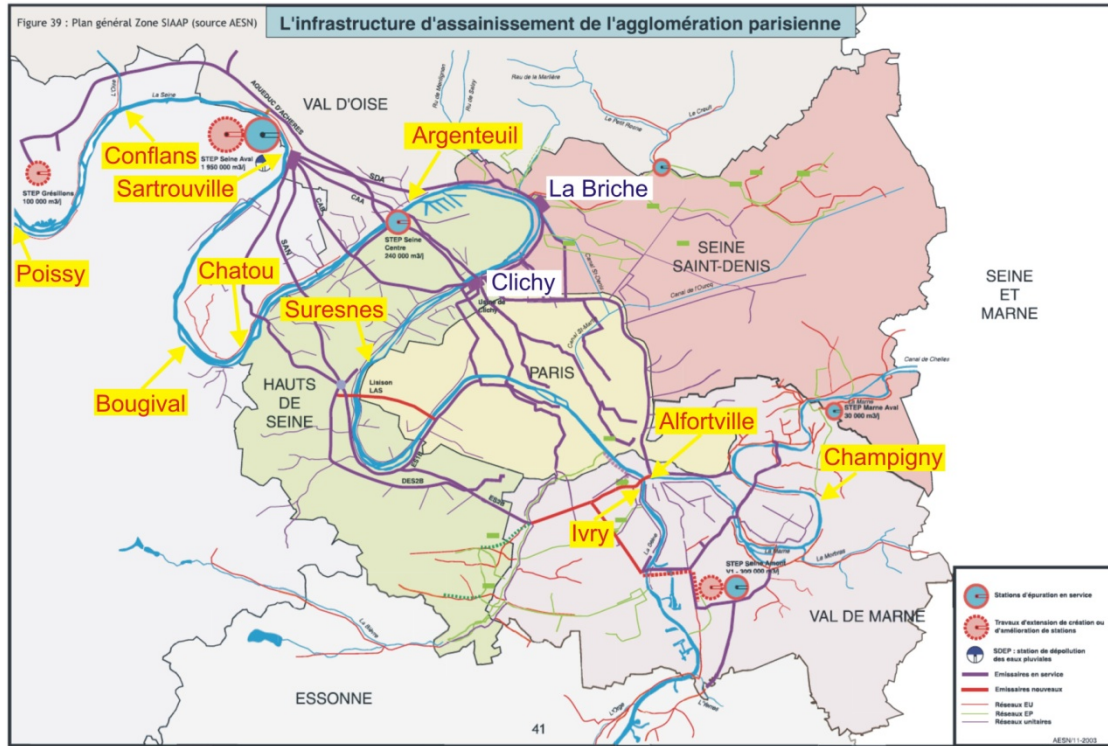


Figure 4 : Sites de surveillance du milieu naturel assurée par le SIAAP

La figure 5 présente les résultats obtenus en fournissant au modèle ProSe des données au pas de temps journalier. Le pas de temps de calcul est de 10 mn. La longueur des mailles de calcul est de 200 m environ. La longueur exacte de chaque maille, voisine de 200 m, est calculée par le modèle après découpage de chaque bief, compris entre deux singularités (ouvrage de navigation, difflueuse, confluence), en un nombre entier de mailles. L'ensemble de l'année 2011 est simulée mais seule la période Juillet à Novembre est représentée ici car elle rassemble l'ensemble des observations de temps sec et de temps de pluie de 2011 (Thérial C., 2011). Les points marquent les concentrations observées en *E. coli* en NPP/100mL. Les points bleus concernent les bactéries libres et les rouges la somme des concentrations en *E. coli* libres et attachées (*E. coli* totales). Les courbes continues bleues et rouges concernent les concentrations calculées par ProSe en *E. coli* respectivement libres et totales.

Les enseignements de la simulation réalisée à partir des données disponibles pour 2011 confirment ceux qui ont résulté de la simulation 2010. Pour juger de la validité d'un résultat correspondant à un évènement pluvieux donné, il convient de comparer les concentrations observées et calculées mais également les flux cumulés, l'un déduit des observations et l'autre, calculé par le modèle. En effet, par exemple, pour l'évènement de temps de pluie observé à Bougival le 19 Septembre 2011 (Figure 5), les concentrations calculées sont environ 5 fois plus faibles que les concentrations observées alors que les flux calculés sont 5 fois supérieurs aux flux mesurés. Le temps de passage du panache contaminé (contamination caractérisée par les concentrations en *E. coli*, indicatrices de la présence de pathogènes) est largement surestimé, également d'un facteur 5. Diverses explications peuvent être évoquées pour expliquer ces différences entre concentrations calculées et observées. Nous listerons celles qui nous semblent les plus probables. Des hypothèses de travail seront testées au chapitre 4.4 où nous proposerons des solutions qui devraient permettre d'améliorer la précision des calculs et la pertinence de ProSe pour simuler ces situations de temps de pluie, hautement transitoires.

E.coli libres et totales à Bougival

Les "points" correspondent aux mesures,
les "courbes continues" aux simulations

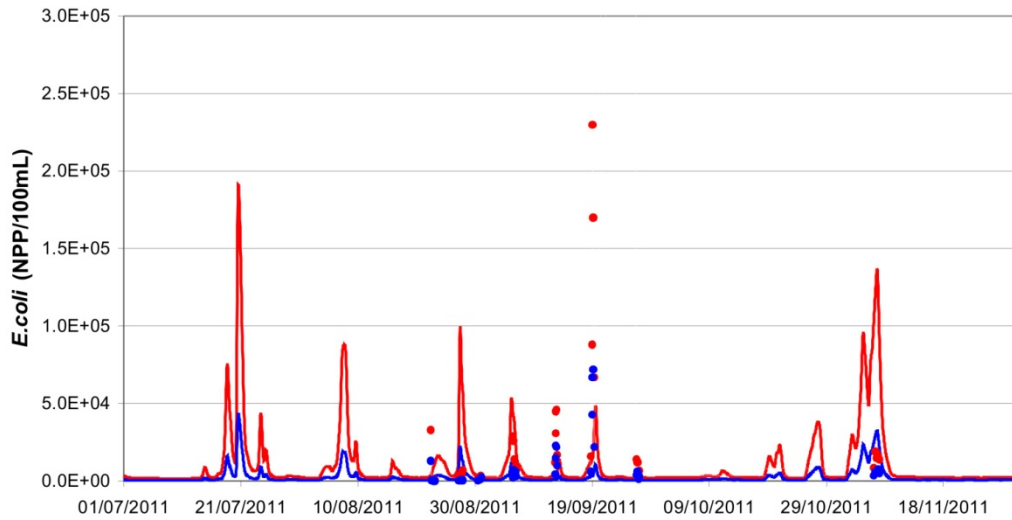


Figure 5 : Mesures et calculs à Bougival, données journalières

4.3.1 Débits des déversoirs d'orage

Les débits déversés aux 156 sites renseignés en 2011 sont des valeurs cumulées journalières. Il en résulte au droit de chaque site de déversement une sous-estimation de la concentration et un étalement longitudinal de chaque panache. En effet le flux polluant déversé, moins concentré, sera apporté pendant une durée plus longue, le plus souvent sur une journée, voire deux. Les concentrations calculées au droit du rejet seront nettement sous-estimées. L'exemple de la figure 6 illustre clairement ce point. Il conviendra de disposer de données horaires pour les débits déversés pour obtenir des concentrations calculées réalistes. Le calcul de flux pourrait théoriquement être traité avec une entrée de donnée des débits déversés au pas journalier. Cependant il faut garder à l'esprit qu'après 24 heures un taux de mortalité de 0.045 h^{-1} élimine 66% du flux initial de BIF libres.

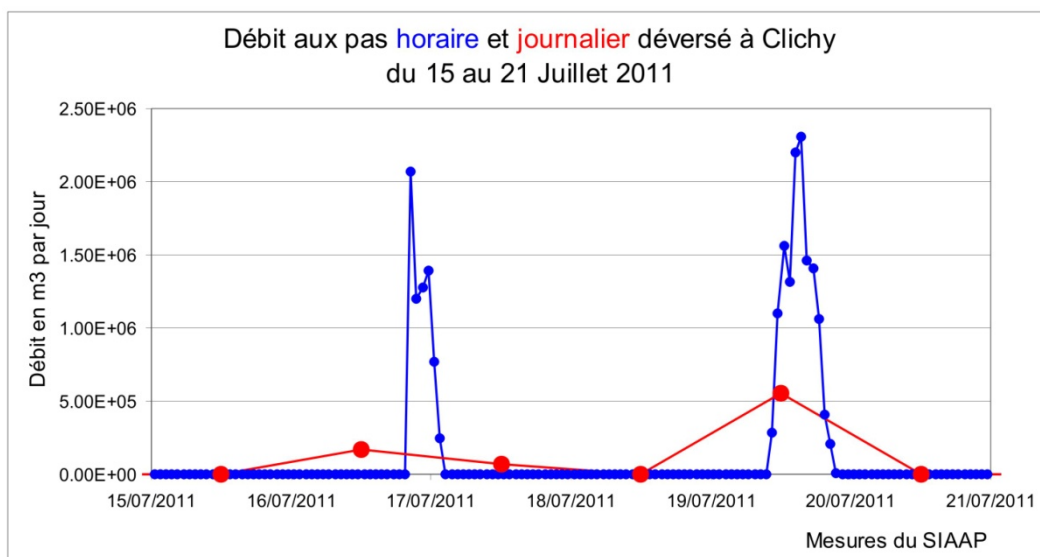


Figure 6 : Déversements à Clichy renseignés aux pas journalier et horaire

4.3.2 Variabilité des débits aux limites amont

Pour la simulation dont les résultats sont présentés en Figure 5, le modèle hydraulique est renseigné à l'amont par des données de débit au pas de temps journalier. La figure 7 illustre, pour une pluie d'intensité moyenne, les variations du débit de la Seine dans Paris, au pont d'Austerlitz où la DRIEE dispose d'une station de mesure acoustique (effet Doppler). Les mesures instantanées sont enregistrées au pas de 15 mn (courbe bleue, Figure 7). Ces mesures ont été filtrées afin de disposer d'une estimation du débit moyen horaire (courbe rouge, Figure 7). Les points verts représentent les valeurs de débit moyen journalier (disponibles en lignes sur la banque HYDRO).

Les valeurs journalières, si elles sont suffisantes pour des applications de modélisation sur une ou plusieurs années et pour simuler l'impact sur la qualité de l'eau d'apports et de processus lentement variables, ne permettent pas de renseigner le modèle avec une précision et une « dynamique » suffisante pour simuler, par exemple, les phénomènes de resuspension des vases fluides éventuellement contaminées. De plus, il convient d'assurer la cohérence avec la fréquence horaire d'apport des déversements de temps de pluie (voir le paragraphe précédent 4.3.1).

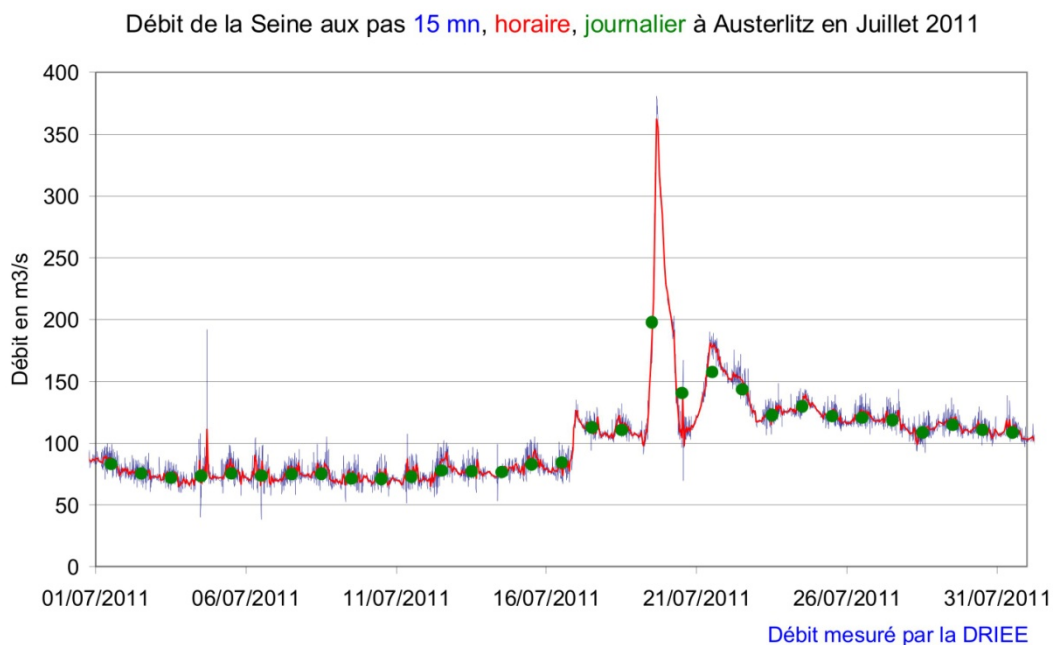


Figure 7 : Débit mesuré à Paris Austerlitz, moyennes sur différents pas de temps

Il sera donc nécessaire, pour réaliser un calcul précis des concentrations dans le milieu naturel, d'initialiser le sous-modèle hydraulique de ProSe à l'aide de données de débit au pas horaire (Figure 8).

Débit de la Seine au pont d'Austerlitz en 2011

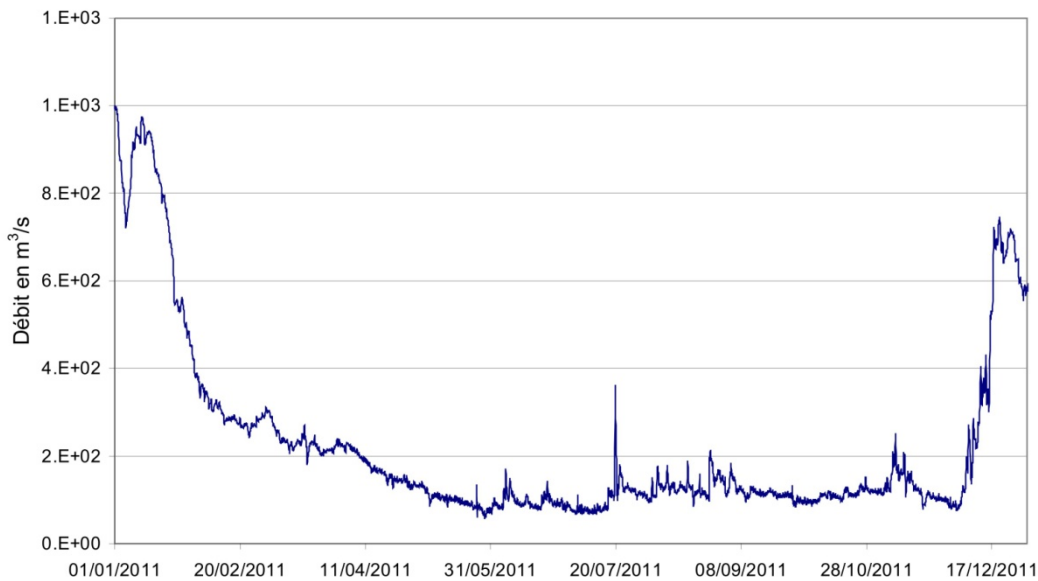


Figure 8 : Mesures de débit à Paris Austerlitz (DRIEE) : moyennes horaires des mesures enregistrées au pas de temps 15 mn

4.4 Interprétation des mesures de terrain de 2011, données horaires

Il a été démontré précédemment que des données journalières ne permettaient pas d'obtenir un calcul réaliste des concentrations en *E. coli*. Le choix du pas de temps horaire pour les entrées de données rapidement variables comme le débit de la Seine et le débit des déversements de temps de pluie, partiellement possible en 2011 (nous y reviendrons plus loin), il reste à tester la validité du modèle ProSe renseigné par des données horaires de débit de Seine (à la limite amont du domaine simulé) et pas des apports (DO) au même pas de temps horaire.

Pour l'année 2011, les débits de Seine à Austerlitz sont disponibles ainsi que les débits de quelques-uns des déversoirs d'orage les plus importants.

L'évènement pluvieux du 17 Septembre qui a conduit à des déversements brefs et aux concentrations en *E. coli* observées à Bougival les plus fortes a été retenu pour tester le comportement du modèle avec entrée de données à pas de temps horaire. La durée de passage du panache au droit de Bougival est de 16 heures environ ce qui suggère qu'il résulte d'un déversement proche et court. Une longueur (et un temps) de parcours plus long provoquerait un étalement plus important du panache et ainsi un temps de passage plus long. Nous reviendrons sur cette hypothèse de travail lorsque nous commenterons les résultats de la simulation avec ProSe.

L'évènement pluvieux du 17 Septembre 2011 s'accompagne de déversements, pour les plus proches de Bougival, à Clichy, à La Briche ainsi qu'au débouché de la Vieille Mer, de la dérivation de la Vieille Mer (DM) et du DO Garges Epinay. A Clichy le flux déversé est de 31000 m³ en une heure. A La Briche le flux déversé est de 211735 m³ en trois heures (Figure 9). Le Garges Epinay apporte quant à lui 340000 m³ sur 48 heures. La Vieille Mer et sa dérivation n'apportent que de faibles débits, 1200 et 12000 m³ respectivement.

Comme les observations débutent et s'achèvent par des concentrations relativement faibles il semble que les concentrations des rejets du Garges Epinay (GE) ait été faibles pendant cet évènement pluvieux. La dispersion longitudinale d'un panache concentré en *E. coli* (deux jours de déversement du GE, au voisinage de la Briche, légèrement en amont) aurait dû produire un « bruit de fond » mesurable à Bougival, ce qui n'est pas le cas. Le déversement de Clichy est faible et le temps de parcours de Clichy à Bougival est suffisamment long (supérieur à deux jours) pour qu'un pourcentage

important des *E. coli* ait été éliminé. Rappelons qu'un temps de parcours de 2 jours élimine environ 90% du flux d'*E. coli* libres, leur taux de mortalité étant de 0.045 h^{-1} (Servais et al., 2011).

Il semble donc que le rejet de La Briche fournisse la majeure partie du panache observé à Bougival (Figure 10) les 18 et 19 Septembre 2011 (Thérial C., 2011). Pour faciliter l'interprétation des résultats de la modélisation et pour tester la validité du schéma conceptuel adopté ainsi que la représentativité des valeurs de paramètres, nous procéderons à la simulation suivante :

- modèle hydraulique de la Seine renseigné au pas de temps horaire depuis le pont d'Austerlitz,
- apports amonts en *E. coli* calculés à Austerlitz à partir des données du SEDIF pondérées par les débits de la Seine et de la Marne. A noter que les apports des usines SAM et MAV ainsi que les apports des DO situés à l'amont de Clichy sont vraisemblablement négligeables pour les mêmes raisons qui nous ont conduit à négliger des DO de Clichy et de la Vieille Mer.
- apports du DO de La Briche renseignés au pas horaire (données du SIAAP, Figure 9),
- concentrations en *E. coli* à la Briche estimées par analogie aux mesures effectuées à l'entrée de l'usine Seine Centre (Thérial C., 2011). La concentration adoptée est la moyenne des concentrations observées aux mêmes dates, soit 3.6×10^6 pour les libres et 1.1×10^7 au total, soit 1/3 de libres et 2/3 d'attachées pour ce rejet

La figure 10 permet de comparer les panaches observé et simulé. Il apparaît que le temps de parcours calculé (de 44 heures) est sensiblement plus long que le temps de parcours réel (24 heures) (constaté, Figures 9 et 10). Ces temps, qui ne sont que des indicateurs simplifiés, sont calculés de centre à centre des panaches du rejet (à La Briche) et du panache à Bougival (à mi « distance » entre la date d'arrivée et la date de fin de passage du panache). Les taux de mortalité applicables aux *E. coli* libres conduisent aux coefficients multiplicatifs d'atténuation suivants applicables aux flux rejetés :

| Temps de parcours | « Atténuation » |
|-------------------|-----------------|
| 24 heures | 0.34 |
| 44 heures | 0.14 |

Les écarts importants entre les temps de parcours observés et calculés suggèrent que les débits dont le modèle dispose de La Briche à Bougival sont nettement sous-estimés. Rappelons qu'ils sont calculés par ProSe comme la somme des débits horaires de la Seine au pont d'Austerlitz et des débits horaires déversés à La Briche. Les DO et l'ensemble des apports de ruissellement urbain (apports strictement pluviaux) situés entre le pont d'Austerlitz et La Briche n'ont pas été pris en compte car ils n'étaient connus qu'au pas journalier, voire inconnus.

Calculons maintenant les rapports des flux calculés et observés, divisés par le flux rejeté, pour les *E. coli* libres et attachées. Ce rapport traduit la mortalité des bactéries indicatrices de pathogènes sur le parcours entre le site de rejet, La Briche, et le site de prélèvement, Bougival. Notons que les flux calculés et observés à Bougival, pour être comparables au flux rejeté à la Briche, doivent être calculés à partir des concentrations et de la somme des débits des bras de Bougival et de Chatou (débit total de la Seine).

| | flux calculé / flux rejeté | flux observé / flux rejeté |
|------------------------|----------------------------|----------------------------|
| <i>E. coli</i> libres | 0.12 | 0.39 |
| <i>E. coli</i> totales | 0.14 | 0.36 |

Les coefficients obtenus sont voisins des coefficients d'atténuation. Cependant cette comparaison n'a réellement de sens que pour les bactéries libres. Pour les bactéries totales (libres et attachées), cette comparaison n'est pas immédiate et ne peut être effectuée qu'à l'aide du modèle, au cas par cas. En effet rappelons que, selon le schéma conceptuel adopté dans ProSe (Figure 3), l'abattement des bactéries attachées aux particules résulte, d'une part, de la sédimentation des particules auxquelles elles sont attachées et, d'autre part, de leur mortalité dans la colonne d'eau et dans les vases fluides du fond. Mais rappelons également que, dans ces compartiments particuliers de la colonne d'eau et des vases, leur mortalité est supposée deux fois plus lente (Servais et al., 2011). Le temps de résidence des vases fluides étant en moyenne plus long que celui de l'eau dans son mouvement d'amont en aval, il

est alors possible que la disparition des bactéries indicatrices attachées soit comparable à la disparition des bactéries libres mais cette situation n'est le plus souvent pas vraie.

Les écarts entre les observations et les résultats de ProSe s'expliquent essentiellement par les écarts entre les temps de séjour réel (constaté, Figures 9 et 10) et calculé par ProSe. Les débits en Seine dans le bief La Briche – Bougival sont clairement sous-estimés ce qui conduit à une surestimation des temps de résidence de l'eau et à une surestimation de la mortalité des *E. coli*. La dispersion longitudinale est ici bien simulée par le modèle : elle est comparable (environ 20 m²/s) à la dispersion constatée, pour des distances comparables d'une vingtaine de kilomètres, sur des traçages à la rhodamine interprétés avec ProSe. Si le devenir des panaches déversés est correctement simulé et si, de plus, leur dispersion longitudinale l'est également, les concentrations seront estimées au mieux. Un temps de résidence de l'eau en Seine conforme aux observations entre La Briche et Bougival conduirait à des concentrations calculées en phase avec les observations (Figure 10). La mortalité étant alors plus faible, les concentrations calculées seraient voisines des concentrations observées pour les *E. coli* libres et attachées.

Ces résultats sont encourageants pour ce qui concerne la simulation du devenir en rivière des flux de bactéries indicatrices de pathogènes. Rappelons les hypothèses de travail qui ont permis cette simulation et qui sous-tendent les conclusions que nous venons d'énoncer : le pic d'*E. coli* bien marqué, bref et très concentré, observé les 18 et 19 Septembre 2011 (Figure 10) à Bougival résulte essentiellement du rejet de La Briche, bien documenté en débit au pas de temps horaire et en concentration (par analogie avec les concentrations des eaux entrant à l'usine Seine Centre), les autres rejets, ne contribuant que faiblement au panache observé.

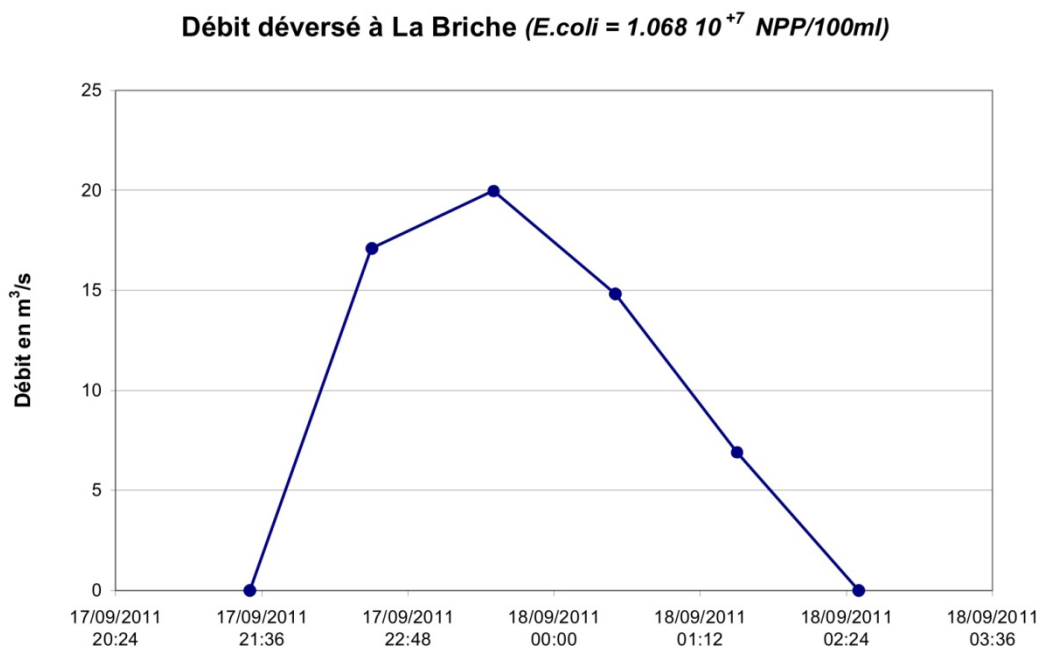


Figure 9 : Débit déversé à La Briche renseigné au pas de temps horaire : le débit moyen journalier est d'environ 2.5 m³/s, le débit de pointe est de 20 m³/s, le déversement est effectué en 3 heures.

historiques de débits et de concentrations) est légitime, le schéma conceptuel adopté dans ProSe étant conforme à l'état de l'art actuel.

- Les travaux de validation du modèle par temps sec et pas temps de pluie devront toutefois être poursuivis étant donnée la complexité, physique et biologique, qui préside au devenir des pathogènes et des bactéries indicatrices de pathogènes (*E. coli*, Entérocoques Intestinaux...).

6 Références

- Connolly, J.P., Blumberg, A.F. and Quadri, J.D. (1999) Modeling Fate of Pathogenic Organisms in Coastal Waters of Oahu, Hawaii. *Journal of Environmental Engineering* 125(5), 398-406.
- Craig, D.L., Fallowfield, H.J. and Cromar, N.J. (2002), Comparison of decay rates of faecal indicator organisms in recreational coastal water and sediment, in: 2nd World Water Congress: Water and Health-Microbiology, Monitoring and Disinfection. Wilderer, P. (ed), pp. 131-138.
- Gao, G., Falconer, R.A. and Lin, B. (2011) Numerical modelling of sediment-bacteria interaction processes in surface waters. *Water Research* 45, 1951-1960.
- Jin, G., Englande, A.J. and Liu, A. (2003) A Preliminary Study on Coastal Water Quality Monitoring and Modeling. *Journal of Environmental Science & Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 38(3), 493.
- Lessard, E.J. and Sieburth, J.M. (1983) Survival of natural sewage populations of enteric bacteria in diffusion and batch chambers in the marine environment. *Applied and Environmental Microbiology* 45(3), 950-959.
- Mouchel J.-M. et al. (2012) Bactéries indicatrices fécales dans les rejets urbains de temps de pluie parisiens et la Seine à la traversée de Paris, Rapport d'étude réalisée dans le cadre du programme de interdisciplinaire de recherche PIREN-Seine (CNRS).
- Ouattara, N., Passerat, J. and Servais, P. (2011) Faecal contamination of water and sediment in the rivers of the Scheldt drainage network. *Environmental Monitoring and Assessment* 183, 243-257.
- Ouattara, N. K., de Brauwere, A., Billen, G. & Servais, P. (2013) Modelling faecal contamination in the Scheldt land-sea continuum. Part I. The Scheldt drainage network. *Journal of Marine Systems*. doi:10.1016/j.jmarsys.2012.05.004.
- Pachepsky, Y.A. and Shelton, D.R. (2011) Escherichia Coli and Fecal Coliforms in freshwater and Estuarine Sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41(12), 1067-1110.
- Sanders, B.F., Arega, F. and Sutula, M. (2005) Modeling the dry-weather tidal cycling of fecal indicator bacteria in surface waters of an intertidal wetland. *Water Research* 39(14), 3394-3408.
- Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I. & Billen, G. 2007a. Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network: source, fate and modeling. *Science of the Total Environment*. 375: 152-167.
- Servais, P., Billen, G. Goncalves, A. and Garcia-Armisen, T. 2007b. Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network: past, present and future situations. *Hydrology and Earth System Sciences*. 11: 1581-1592.
- Servais, P., Poulin, M., Flipo, N., Lesage, L., Goncalves, A., Roher, V., Masnada, S. Lucas, F & Mouchel J.M. (2011) Vers un modèle de la contamination par temps de pluie en Seine. Rapport d'étude réalisée dans le cadre du programme de interdisciplinaire de recherche PIREN-Seine (CNRS).
- Sinton, L.W., Finlay, R.K. and Lynch, P.A. (1999) Sunlight inactivation of fecal bacteriophages and bacteria in sewage-polluted seawater. *Applied and Environmental Microbiology* 65(8), 3605-3613.

Programme PIREN-Seine. Modélisation de la contamination fécale par temps de pluie

Stapleton, C.M., Wyer, M.D., Kay, D., Bradford, M., Humphrey, N., Wilkinson, J., Lin, B., Yang, L., Falconer, R.A., Watkins, J., Francis, C.A., Crowther, J., Paul, N.D., Jones, K. and McDonald, A.T. (2007) Fate and transport of particles in estuaries, volume IV: Numerical modelling for bathing water enterococci estimation in the Severn estuary, Environmental Agency Science Report SC000002/SR4.

Steets, B.M. and Holden, P.A. (2003) A mechanistic model of runoff-associated fecal coliform fate and transport through a coastal lagoon. *Water Research* 37(3), 589-608.

Thérial C. (2011) Projet BIF : Etude de l'impact des rejets urbains par temps de pluie en Seine, Rapport du SIAAP, Direction du développement et de la prospective.