

Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

Modélisation des matières en suspension (MES)

Dans les rejets urbains en temps de pluie*

Modellierung des Verhaltens von gesamten ungelösten Stoffen (GUS)

In urbanen Gebieten bei Regenwetter Die gesamten ungelösten Stoffe (GUS) spielen eine wesentliche Rolle bei Regenwetter, denn zahlreiche Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, liegen hauptsächlich in an GUS adsorbierter Form vor. Im Rahmen des Projekts STORM wurde ein Modell entwickelt, mit dem das Verhalten von GUS simuliert werden kann. Dieses Modell ermöglicht eine Bewertung des Risikos von GUS für die Vorfluter und unterstützt die Ingenieure bei Gewässerproblemen im Zusammenhang mit Partikeln.

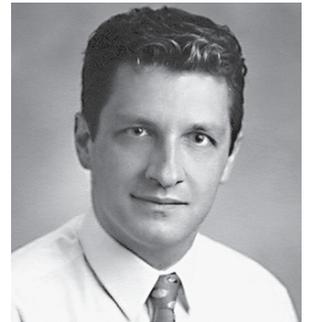
A Model of Total Suspended Solids (TSS) Behaviour

In Urban Areas during Rain Events

Total suspended solids (TSS) play an essential role in the urban wet-weather discharges, as many pollutants, in particular heavy metals, are in adsorbed form on these TSS. Within the framework of project STORM, a model of simulation of the behaviour of TSS was developed and is presented in this article. This model allows a risk evaluation of TSS for the receiving waters and also helps engineers to deal with the environmental problems related with particles.

* Cet article est le 6^{ème} d'une série dédiée au projet «STORM», projet commun de l'EAWAG et du BUWAL.

Luca Rossi



Les matières en suspension (MES) jouent un rôle essentiel dans les rejets pluviaux car de nombreux polluants, notamment les métaux lourds, se trouvent sous forme adsorbée sur ces MES. Dans le cadre du projet STORM, un modèle de simulation du comportement des MES a été développé et fait l'objet de cet article. Ce modèle permet de faire une évaluation du risque des MES pour le milieu récepteur et de sensibiliser les ingénieurs aux problèmes de pollution liés aux particules.

1. Importance des matières en suspension par temps de pluie

La pluie peut être considérée comme un processus de lavage des surfaces imperméabilisées, entraînant avec elle de nombreux polluants. Dans les réseaux unitaires, ces eaux de ruissellement se mélangent avec les eaux usées et sont souvent rejetées par les déversoirs d'orages. La pollution liée aux déversoirs d'orages et aux eaux de ruissellement peuvent causer des impacts importants au niveau du milieu récepteur [1, 2, 3], surtout si ces rejets aboutissent dans des petits cours d'eau. Dans les rejets pluviaux, de nombreux composés se trouvent sous forme adsorbée sur les particules organiques ou minérales charriées par les eaux pluviales. C'est le cas particulièrement des métaux lourds (plus de 80% sous forme adsorbée), les hydrocarbures polycycliques aromatiques (PAH) et les matières organiques [4]. Ainsi, les matières en suspension (MES) peuvent être considérées comme «*traceurs*»

Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

de la pollution urbaine par temps de pluie. Afin de limiter l'impact de ces MES, différentes valeurs limites ont ainsi été proposées dans un précédent article de la série STORM [5], que ce soit au niveau des concentrations en MES dans le milieu récepteur ou de la contamination des sédiments. Dans le présent document, un modèle est proposé pour le calcul des MES au niveau du bassin versant et du milieu récepteur. Ce modèle permet une comparaison avec les valeurs limites proposées. Les différents processus liés à ce modèle seront décrits en détails (fig. 1) et deux exemples d'application sont illustrés. Ce modèle tient compte de différentes incertitudes, telles que décrites dans un article de cette série relative au projet STORM [6].

2. Modélisation des matières en suspension

La structure du modèle est présentée dans la figure 1. Les processus explicités sont:

- a) l'estimation de la masse totale de MES en début d'averse,
- b) la distribution de cette masse tout au long de l'événement (dynamique polluative),

- c) le traitement d'une partie de cette masse dans un système de traitement
- d) l'évolution de ces MES au niveau du milieu récepteur (accumulation, remise en suspension).

Les conditions pluviométriques et les débits, que ce soit au niveau des réseaux d'assainissement ou du milieu récepteur, jouent un rôle essentiel. Par hypothèse, on estimera que les débits sont correctement simulés par le biais de modèles «classiques» en hydrologie urbaine. Les processus hydrologiques ne sont ainsi pas détaillés dans cet article.

Les résultats du modèle de simulation pour les MES permettent de simuler les rejets en provenance d'un réseau séparatif, en provenance des déversoirs d'orage, en direction d'une station d'épuration et traités dans une installation de traitement. En outre, les résultats au niveau du milieu récepteur permettent d'estimer un risque aigu lié aux MES (concentration maximale) et un potentiel d'accumulation au niveau du milieu récepteur.

Modélisation probabiliste-stochastique

Le modèle MES se base sur les résultats de différentes campagnes de me-

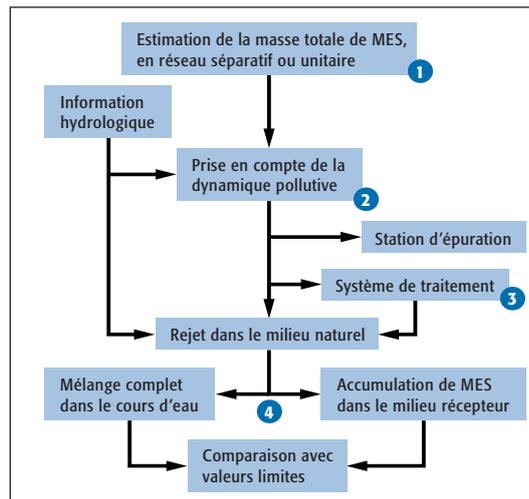


Fig. 1 Schéma du modèle MES: description des différentes étapes de calcul et des processus détaillés dans cet article (numéros 1-4).

sures sur les rejets pluviaux en Suisse et en Europe [1,7,8,9,10]. Chaque paramètre du modèle (tab. 1) est défini par une valeur moyenne ou par défaut, un type de distribution et deux valeurs extrêmes (intervalle de variation du paramètre). Pour chaque événement de pluie, une valeur est tirée aléatoirement dans cette distribution et est utilisée pour le calcul. A l'aide d'une simulation de type Monte Carlo, ce processus est répété n fois et les résultats sont exprimés sous forme probabiliste, comme illustré dans l'article gwa n°4 relatif au projet STORM [6]. Les paramètres du modèle MES (tab. 1) sont détaillés par la suite.

a) Estimation de la masse totale de MES

La masse totale de MES mobilisée durant un événement de pluie en réseau unitaire provient de trois sources: les eaux usées (M_{eu}), les eaux de ruissellement (M_{er}) et les dépôts dans les canalisations entre deux événements (M_{sed}). La masse totale en réseau unitaire s'exprime ainsi par:

$$M_{tot} = M_{eu} + M_{er} + M_{sed} \tag{1}$$

Ces différentes masses peuvent être estimées sur la base de campagnes de mesures ou de données de la station d'épuration. Ainsi, la masse de MES pour les eaux usées se calcule à partir d'une concentration moyenne, par exemple 200 mg l⁻¹ (± 50 mg l⁻¹), et d'un débit journalier moyen par habitant à la station d'épuration

Paramètre	Symbole	Unité	Distribution	Valeur moyenne	Domaine de variation (± 2 σ)
Masse de MES dans les eaux de ruissellement	M_{er}	mg l ⁻¹	log normale	68	12 - 372
MES dans les eaux usées	M_{eu}	mg l ⁻¹	uniforme	200	100 - 300
MES dans les sédiments	SF	%	uniforme	50 *)	35 - 70 *)
Coefficient «First-flush» pour réseau unitaire	β_{comb}	-	normale	0,962	0,59 - 1,33
Coefficient «First-flush» pour réseau séparatif	β_{sep}	-	log normale	0,71	0,33 - 1,54
Efficacité d'un système de rétention	EFF	%	uniforme	Eq. (8) **)	Eq. (8) **)
Vitesse de sédimentation en rivière	W_c	m s ⁻¹	uniforme	0,00024	0,00012 - 0,00063
Vitesse d'érosion des particules	e	g m ⁻² s ⁻¹	uniforme	1,36	0,678 - 2,03
Coefficient de cisaillement limite	Θ	-	uniforme	0,072	0,047 - 0,078
Vitesse de dégradation des matières organiques	k	d ⁻¹	uniforme	0,24	0,12 - 0,3

*) ou voir tableau 2 **) ou littérature

Tab. 1 Valeurs par défaut proposées pour le modèle de simulation des MES.

Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

(300 l hab⁻¹ j⁻¹, ± 50 l hab⁻¹ j⁻¹). Une distribution uniforme entre les valeurs limites peut être utilisée. Aucune variation journalière dans les concentrations en MES n'est prise en compte. Plusieurs facteurs entrent en ligne de compte dans l'estimation de la quantité de sédiments présents dans les canalisations (M_{sed}): pente du collecteur, conditions hydrauliques, état de la canalisation, etc. Ces sédiments représentent une grande partie des apports en MES lors d'un événement de pluie dans un réseau unitaire [1, 11, 12]. La proportion de MES reliées aux sédiments (SF), estimée sur la base de ces études, peut s'exprimer à l'aide de:

$$M_{SED} = SF \cdot M_{tot} \tag{2}$$

Différentes valeurs pour SF peuvent être sélectionnées (cf tab. 2). Des études à Paris [1] et à Zurich [11] ont montré que la classe 3 semble appropriée si l'on ne dispose pas d'autres informations. Pour chaque événement, une valeur aléatoire est retenue parmi les valeurs proposées dans le tableau 2.

En combinant l'équation (1) et (2) on obtient finalement une estimation de la masse totale en MES en réseau unitaire:

$$M_{tot} = \frac{M_{er} + M_{eu}}{1 - SF} \tag{3} = (1+2)$$

Les concentrations en MES dans les eaux de ruissellement (M_{er}) peuvent être estimées sur la base de concentrations moyennes en MES par événement de pluie mesurées en Suisse sur sept différents bassins versants [8, 9, 10]. Les résultats de ces études sont présentés dans la figure 2.

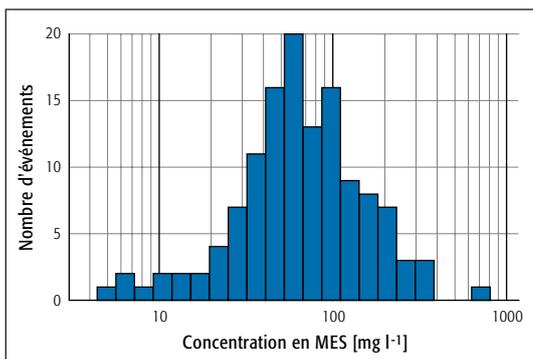


Fig. 2 Distribution des concentrations moyennes en MES par événement de pluie dans les eaux de ruissellement pour 127 événements de pluie dans 7 bassins versants strictement séparatifs en Suisse [8, 9, 10]. La valeur moyenne de cette distribution est de 68 mg/l (cf tab. 1).

Classe pour SF	Apports relatifs en MES par les sédiments par rapport aux apports totaux en MES
0	0 - 10 %
1	5 - 20 %
2	15 - 40 %
3	35 - 70 %

Tab. 2 Estimation de la quantité de sédiments mobilisable par un événement de pluie dans un réseau d'assainissement unitaire.

Sur cette figure, la distribution des données est représentée avec une valeur moyenne de 68 mg l⁻¹ et un domaine de variation (± 2 σ) entre 12 et 372 mg l⁻¹ (cf tab. 1).

En réseau séparatif, seuls les apports par les eaux de ruissellement sont pris en compte dans le calcul des masses de MES par temps pluie. On ne considère donc aucune accumulation de MES par temps sec dans ce type de réseau.

b) Dynamique polluative

De nombreux processus entrent en ligne de compte dans la dynamique polluative (accumulation / lessivage en surface, transport dans les canalisations, sédimentation et remise en suspension, etc.). Dans le modèle décrit, l'appréciation de cette dynamique est simplifiée en se basant sur les résultats d'études sur le «first-flush» ou premier flot d'orage. Ce phénomène consiste en un lessivage des surfaces imperméables et des canalisations en début d'événement de pluie. Les concentrations en MES sont donc plus importantes en début d'averse, combien même les débits sont faibles (fig. 3). Si l'on calcule la charge polluante (multiplication de la concentration en MES par le débit), on constate que celle-ci n'est pas beaucoup plus importan-

te au début de l'événement que lors du pic de débit. Cette confusion entre concentration et charge polluante a entraîné de nombreuses discussions sur l'importance du premier flot d'orage, sa quantification et son influence pour les installations de traitement [2, 13, 14, 15]. Ainsi, de manière générale, la dynamique d'un événement de pluie peut s'exprimer sous forme de pollutogramme, comme illustré dans la figure 3. Le pollutogramme se construit sur la base de mesures de concentrations et de débits. On exprime ainsi la charge cumulée en MES en fonction du volume d'eau écoulé cumulé. Le pollutogramme peut par la suite être estimé à l'aide d'une simple équation:

$$F(x) = x^{\beta} \tag{4}$$

- F(x): Proportion de la masse totale en MES
- x: Proportion du volume total d'eau pendant un événement de pluie
- β: Coefficient d'ajustement

Plus le coefficient β est petit, plus un effet de «first-flush» est prononcé. Une valeur de β = 1 signifie que les concentrations en MES restent constantes tout au long de l'événement. Une valeur de β > 1 signifie que la masse de MES vient plutôt en fin d'événement de pluie. Dans l'exemple de la figure 3, on trouve ainsi 40% de la masse de MES dans les premiers 20% du volume écoulé. Le paramètre β est sélectionné dans une distribution connue qui diffère pour les réseaux unitaires (β_{comb}) ou séparatifs (β_{sep}) [17]. Une distribution normale N(μ;σ) avec valeur moyenne de μ = 0.962 et σ = 0.186 est proposée pour les réseaux unitaires, alors qu'une distribution log

Projet «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

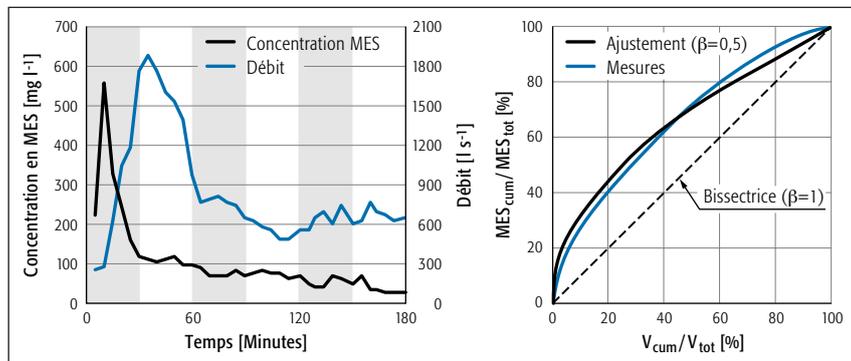


Fig. 3 Evolution des concentrations en MES au cours d'un événement de pluie et évolution de la masse cumulée en MES en fonction du volume d'eau cumulé pour ce même événement (pollutogramme) [16].

normale avec $\mu = -0.3366$ et $\sigma = 0.385$ est prise en compte pour les eaux de ruissellement dans les réseaux séparatifs (tab. 1). D'une manière générale, il ressort que cet effet de lessivage en début d'averse semble plus important dans les réseaux séparatifs que dans les réseaux unitaires. L'équation (1) peut également se présenter sous la forme:

$$\frac{M_{cum}}{M_{tot}} = \left(\frac{V_{cum}}{V_{tot}}\right)^\beta \rightarrow M_{cum} = M_{tot} \left(\frac{V_{cum}}{V_{tot}}\right)^\beta \quad (5), \text{ à partir de (4)}$$

M_{cum} : Masse cumulée de MES au cours d'un événement de pluie (kg)

M_{tot} : Masse totale de MES (kg), estimée précédemment (éq. 3)

V_{cum} : Volume d'eau cumulé (m³)

V_{tot} : Volume d'eau total pendant l'événement (m³)

La concentration en MES au cours d'un événement de pluie $C(t)$ se calcule en dérivant la masse cumulée en fonction du volume cumulé:

$$C(t) = \frac{dM_{cum}}{dV_{cum}} \Big|_t = \frac{M_{tot}}{(V_{tot})^\beta} \cdot \beta \cdot [V_{cum}(t)]^{\beta-1} \quad (6)$$

Le calcul de la concentration en MES $C(t)$ (Eq. 6) nécessite donc la masse totale M_{tot} pour un événement de pluie (Eq. 3), une valeur pour β (tab. 1), ainsi que le volume total V_{tot} comme paramètres. Le volume total ruisselé V_{tot} se calcule par la formule (7) ou peut être obtenu par un logiciel de simulation hydrologique.

$$V_{tot} = (P - PI) \cdot S_{imp} \quad (7)$$

P: Précipitations totales (mm)

PI: Pertes initiales (mm)

S_{imp} : Surfaces imperméables (ha)

c) *Système de traitement pour les MES*

Un système de traitement peut être pris en compte dans le modèle MES. Les processus par temps de pluie dans ce genre d'installation ont été considérablement simplifiés, à la vue des très nombreuses incertitudes liées aux performances en terme de rendement d'épuration. L'efficacité à retenir les MES de telles installations, EFF, peut être définie pour les réseaux unitaires ou séparatifs. Dans le modèle présenté, le système de rétention est considéré «idéal», à savoir qu'il est vide et nettoyé avant chaque évé-

nement de pluie. On considère également une parfaite homogénéité des MES dans le système. Une valeur aléatoire d'efficacité est fixée pour chaque événement de pluie. Le coefficient d'efficacité est constant pendant un événement et est en outre indépendant des concentrations estimées. A chaque pas de temps, on considère qu'une fraction EFF de MES est retenue dans l'installation de traitement. Différentes études fournissent des renseignements sur l'efficacité des systèmes de traitements [9, 18, 19, 20, 21]. Les écarts dans les résultats de ces études sont importants, avec parfois des valeurs négatives de rendement, liées à la remise en suspension de MES précédemment accumulées. Si aucune information n'est disponible, il est possible de se baser sur l'équation suivante pour estimer un rendement d'épuration pour un bassin de rétention [22, 23]:

$$EFF = 1.0 - \left[1.0 + \frac{V_s}{n \cdot (Q/A)} \right]^{-n} \quad (8)$$

EFF: Fraction de MES, avec une vitesse de chute donnée, éliminée dans des conditions dynamiques

V_s : Vitesse de sédimentation d'une particule (m s⁻¹), typiquement entre 0.00011 et 0.00058 m s⁻¹ [24]

Q: Débit maximal dans l'installation de traitement (m³ s⁻¹)

A: Surface de décantation de l'installation (m²)

n: Facteur de turbulence et de court-circuitage de l'écoulement (nombre entier), pour lequel n=1 indique une valeur élevée et n=5 une petite valeur de turbulence ou de court-circuitage

Cette formule a pu être testée avec succès pour une vitesse de sédimentation de 0.0005 m s⁻¹, un facteur de turbulence de n = 1 pour un petit système de rétention (V= 250 m³, Q=90 l s⁻¹, A=110 m²) et n = 5 pour un plus grand bassin (V=330 m³, Q=40 l s⁻¹, A= 150 m²) [18]. Pour ces exemples, l'efficacité moyenne de rétention des MES est estimée respectivement à 38% (mesurée: 36%) et 80% (mesurée: 88%). Une valeur aléatoire de rendement peut donc être estimée à l'aide de l'éq. (8) et être utilisée dans le modèle MES.

d) *Evolution des MES au niveau du milieu récepteur*

Jusqu'à ce stade, le modèle MES fourni des concentrations et des charges en sortie de

Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

canalisation. Une fois rejetées dans le milieu récepteur, les MES vont être transportées en aval ou sédimentées en fonction des conditions hydrauliques présentes dans le milieu. Une telle approche théorique est présentée dans la *figure 4* [25].

Dans un premier temps, il est possible de calculer une concentration en MES pour un événement de pluie directement après mélange des rejets des canalisations dans le milieu récepteur. Dans ce cas, on considère un mélange complet au niveau du milieu récepteur, et les concentrations estimées sont comparées aux courbes CDF (concentration-durée-fréquence) proposées pour les MES dans un précédent article sur le projet STORM [5].

Le modèle calcule également le devenir des MES, à savoir si les conditions hydrauliques permettent une sédimentation, un transport ou une remise en suspension des sédiments précédemment accumulés. Ici aussi, de nombreux processus entrent en ligne de compte: conditions hydrauliques, caractéristiques des particules (taille, forme, contenu en matière organique, quantité), caractéristiques du lit de la rivière (gravier, blocs, sable), processus divers (p.ex. biostabilisation, piégeage dans les interstices du lit de la rivière, consolidation des sédiments). Globalement, on considère un tronçon homogène de rivière, sans se préoccuper de l'endroit exact où les particules vont sédimenter. On calcule ensuite s'il est probable que les conditions hydrauliques permettent une accumulation des MES en un point fictif du cours d'eau. Une longue période de calcul (10 ans) est nécessaire pour estimer un impact ou non sur le milieu.

En fonction des conditions hydrauliques définies par le rapport entre la contrainte de cisaillement τ et une contrainte critique τ_{crit} , il peut y avoir déposition ou érosion des MES. La contrainte de cisaillement se calcule à l'aide de:

$$\tau = \rho \cdot g \cdot \frac{V^2}{K_s^2 \cdot R_h^{1/3}} \quad (9)$$

τ : contrainte de cisaillement (N m⁻²)

ρ : densité de l'eau (kg m⁻³)

g : constante de gravité (m s⁻²)

R_h : rayon hydraulique (m)

K_s : coefficient de Strickler (m^{2/3} s⁻¹)

V : vitesse moyenne de l'écoulement (m s⁻¹)

L'accumulation de MES peut ainsi se définir par:

$$F_d = C \cdot W_c \cdot \left(1 - \frac{\tau}{\tau_{crit}}\right) \quad \text{si } \tau < \tau_{crit} \quad (10)$$

F_d : Flux de MES déposées sur le lit de la rivière (g m⁻² s⁻¹)

C : Concentration initiale en MES après mélange complet dans la rivière (g m⁻³)

W_c : Vitesse de sédimentation des particules en rivière (m s⁻¹)

τ : Contrainte de cisaillement (N m⁻²)

τ_{crit} : Contrainte de cisaillement critique (N m⁻²)

Dans le cas contraire, soit si le taux de cisaillement est supérieur à un seuil critique donné, il y a érosion des particules accumulées:

$$F_e = e \cdot \left(\frac{\tau}{\tau_{crit}} - 1\right) \quad \text{si } \tau > \tau_{crit} \quad (11)$$

F_e : Flux de MES érodées du lit de la rivière (g m⁻² s⁻¹)

e : Vitesse d'érosion, considérée comme constante (g m⁻² s⁻¹) [26]

La vitesse d'érosion est définie de manière que l'ensemble des particules accumulées ne se remette instantanément en suspension. Une valeur indicative pour le paramètre «e» est proposée dans le *tableau 1*. La question relative à une accumulation ou non de MES sur le lit d'une rivière repose ainsi sur la définition d'une contrainte de cisaillement critique, qui est spécifique pour chaque cours d'eau. L'estimation de τ_{crit} peut se faire à l'aide de:

$$\tau_{crit} = \Theta \cdot g \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot d_m \quad (12)$$

Θ : contrainte de cisaillement sous forme adimensionnelle (-)

g : constante de gravité (m s⁻²)

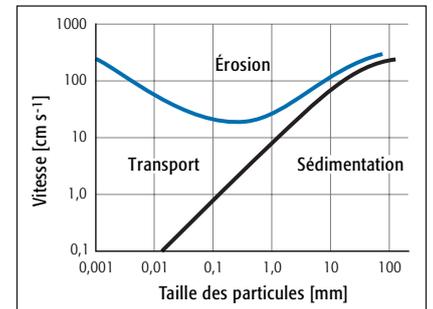


Fig. 4 Critère d'érosion, de transport ou de sédimentation pour des particules uniformes non cohésives [25].

ρ_s : masse volumique moyenne du matériau formant le fond du lit (kg m⁻³)

ρ_w : masse volumique de l'eau (kg m⁻³)

d_m : diamètre moyen des particules/graviers/blocs du lit de la rivière (m)

Différentes valeurs de Θ sont proposées dans la littérature [27]. Dans le cas décrit, il est important de choisir une valeur relativement élevée, qui permette de tenir compte d'un effet d'armure. Ce phénomène correspond à un piégeage des particules fines au sein du lit de la rivière, dans les interstices formés par les éléments plus grossiers. Seule une remise en mouvement du substrat du lit de la rivière permet ainsi de déloger ces particules. Un ordre de grandeur pour Θ est proposé dans le *tableau 1*.

Un paramètre important entrant en ligne de compte dans l'éq. (10) est la vitesse de sédimentation en rivière, W_c . Cette vitesse est estimée sur la base de mesures effectuées sur différentes classes de taille de particules issues de rejets urbains en temps de pluie dans des réseaux unitaires ou séparatifs [24]. Ces résultats sont corrigés en rivière par les mesures de sédimentation effectuées à l'aide de fines particules organiques mar-

Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

quées par un traceur [28]. Finalement, une valeur globale de vitesse de sédimentation peut être proposée, avec un certain intervalle de confiance (tab. 1).

Processus de dégradation

Une accumulation de MES sur le fond d'une rivière peut générer des phénomènes anoxiques, particulièrement dommageable pour la faune [29]. En effet, les MES issues des déversoirs d'orage et dans une plus faible mesure celles provenant des eaux de ruissellement contiennent une part importante de matières organiques. Le calcul d'un déficit potentiel en oxygène se base dans un premier temps sur une relation entre MES et oxygène, qui peut s'exprimer sous la forme $gO_2/gMES$. Cette corrélation correspond à 0.47 (0.23 – 0.65) $gO_2/gMES$ pour les déversoirs d'orage et 0.15 (0.10 – 0.19) $gO_2/gMES$ pour les réseaux séparatifs [5]. La vitesse de dégradation de cette matière organique peut s'exprimer sous la forme d'une cinétique de premier ordre:

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = -k \cdot C_{O_2} \rightarrow C_{O_2} = C_{O_{2ini}} \cdot e^{-k \cdot t} \quad (13)$$

- C_{O_2} : Concentration en oxygène sur le fond de la rivière liée au MES ($g \cdot m^{-2}$)
- k : Constante de dégradation de l'oxygène, en considérant le fond de la rivière comme un bioréacteur (d^{-1})
- $C_{O_{2ini}}$: Concentration initiale en oxygène sur le lit de la rivière ($g \cdot m^{-2}$)

Le modèle calcule ainsi le temps pendant lequel la valeur limite fixée pour l'oxygène [5] est atteinte ou dépassée au cours de l'année.

3. Incertitudes au niveau des données et des processus

Les processus par temps pluie sont très nombreux et complexes. Lorsque l'on parle de qualité des eaux, il faut tenir compte de paramètres tels que l'accumulation sur les surfaces imperméables, l'érosion par la pluie, l'accumulation de dépôts dans les canalisations, la formation de biofilms, etc. Tous ces processus peuvent être décrits finement dans des *logiciels déterministes* [30, 31]. Ces modèles déterministes proposent par exemple des schémas différents d'accumulation par temps sec s'il s'agit d'un centre ville, d'une zone industrielle ou d'un village. Mais il faut de nombreuses informations pour calibrer et valider de tels modèles. De plus, les modèles permettant de simuler les impacts possibles sur le milieu naturel, même s'ils existent, sont rarement couplés aux modèles «réseau d'assainissement».

Dans le modèle MES présenté, un nombre de processus «raisonnable» a été pris en compte, permettant à l'utilisateur d'accéder assez facilement à un résultat, pour lequel le degré d'incertitude est estimé. Ainsi, seuls dix paramètres entrent en ligne de compte pour les MES, ce qui est très peu par rapport aux exigences des modèles déterministes.

Des valeurs par défaut sont proposées pour les paramètres (cf tab. 1). Les valeurs proposées sont données à titre indicatif. Pour des cas spécifiques, il est possible de se baser sur des résultats de campagnes de mesures de manière à diminuer le domaine d'incertitude. Notons que les incertitudes au niveau des données mesurées, pour les concentrations en MES, sont de l'ordre de $\pm 30\%$ en terme de bilan annuel [2]. Ceci provient des incertitudes liées à l'échantillonnage dans un réseau, à

la conservation des échantillons, à l'analyse en laboratoire et également à la variabilité des processus impliqués, nécessitant un grand nombre d'analyse sur plusieurs événements de pluie de caractéristiques différentes. De manière générale, les concentrations mesurées en Suisse en terme de MES dans les eaux de ruissellement sont inférieures à celles trouvées en France ou en Allemagne [7, 32]. Cela peut s'expliquer par des différences au niveau des caractéristiques pluviométriques, du mode de nettoyage des chaussées, des avaloirs... En outre, les études menées en Suisse ont été effectuées sur des réseaux strictement séparatifs, sans mauvais raccordements.

En ce qui concerne la dynamique des MES en rivière, les incertitudes sont importantes. En effet, les mesures de concentrations ou de charges en MES au niveau des déversoirs d'orage ou des eaux de ruissellement sont très nombreuses. Par contre, l'étude de l'évolution des MES au niveau du cours d'eau, en considérant spécifiquement les rejets urbains de temps pluie, sont très rares. Cela a pour conséquences que les résultats du modèle doivent être considérés avec prudence. Les processus d'accumulation/érosion proposés ne tiennent par exemple pas compte des processus biologiques et chimiques (enfouissement des sédiments, dynamique chimique d'échange sédiment/eau), qui peuvent jouer un rôle important.

4. Exemples de résultats

Le modèle MES tel qu'il est présenté dans cet article a été implémenté dans le logiciel de simulation REBEKA II, développé dans le cadre du projet STORM [33, 34]. Deux exemples de résultats sont présentés, en terme de charge dans un premier temps puis en terme de risques pour le milieu récepteur.

Dans le premier exemple, les résultats d'une *simulation pour la ville de Lausanne* et des communes avoisinantes sont présentés. Les rejets pluviaux sont dirigés en direction de la baie de Vidy et du lac Léman. Une contamination des sédiments de la baie de Vidy, notamment par les métaux lourds, a été constatée [35]. Il est donc intéressant d'estimer les apports par temps pluie en direction du lac Léman. Les données du bassin versant ont été très simplifiées pour la simulation en tenant compte uniquement d'un bassin versant unitaire avec un déversoir d'orage et d'un bassin versant séparatif. Pour cet exemple, 1000 itérations ont été effectuées, chacune comprenant

Projet «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

une série de dix années de pluie (données de pluie ANETZ, station de Lausanne). Les paramètres utilisés sont ceux du *tableau 1*, à l'exception des données de concentrations en MES dans les eaux usées, fournies par le SESA (service cantonal vaudois des eaux, sols et assainissement) et par la station d'épuration (STEP) de Vidy.

La *figure 5* illustre ainsi la fréquence des masses annuelles en MES rejetées par les eaux de ruissellement et les déversoirs d'orage, ainsi que celles acheminées vers la STEP de Vidy. L'axe vertical dans cette figure est normé, les courbes résultantes peuvent être interprétées en terme de courbes de probabilité cumulée. La probabilité d'obtenir une certaine masse de MES par année peut directement être estimée [6]. Cette probabilité tient compte à la fois des incertitudes sur les paramètres et de la variabilité des événements pluvieux. L'importance des rejets pluviaux en MES par les déversoirs d'orage en direction du Lac Léman est ainsi de l'ordre de 1000–3000 t an⁻¹, avec une probabilité de 50% de 1800 t an⁻¹. Cette valeur est proche d'une première approximation (1850 t an⁻¹) basée sur les mesures à la station d'épuration et un bilan hydrologique. Cette manière de présenter les résultats tient compte des incertitudes au niveau des données, car pour chaque itération une valeur aléatoire est choisie au niveau des paramètres. Le domaine d'incertitude est relativement élevé pour les rejets par les déversoirs d'orage ou les rejets en direction de la STEP car la dynamique polluante joue un rôle important pour les déversements. A l'inverse, la courbe de réponse pour les eaux

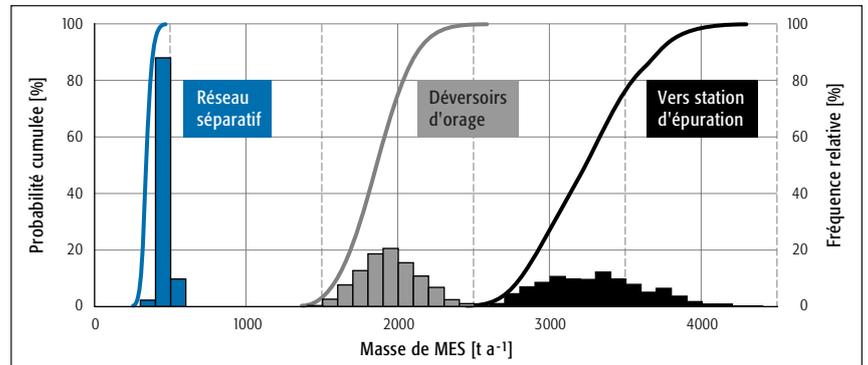


Fig. 5 Exemple de résultats du modèle MES pour le bassin versant de Lausanne et des communes avoisinantes (200 000 habitants). Le graphique illustre la probabilité cumulée et la fréquence relative d'avoir une certaine masse de MES (t an⁻¹) en direction de la STEP et du lac Léman par le biais de déversoirs d'orage ou des eaux de ruissellement.

de ruissellement, en terme de probabilité, est beaucoup plus «droite», (50%: 356 t an⁻¹, 10%: 315 t an⁻¹, 90%: 402 t an⁻¹). Dans ce cas, les phénomènes dynamiques ne jouent pratiquement aucun rôle (rejets dans un lac sans installations de traitement). Les incertitudes sur les masses rejetées sont donc relativement faibles dans ce cas, en terme de masses annuelles. Il ne faut néanmoins pas oublier que de grandes variations peuvent survenir d'un événement de pluie à un autre. Sur la base de ces résultats, il est possible de dresser un *bilan de fonctionnement* du système par temps pluie ou de simuler différents scénarios avec la mise en place de systèmes de traitement. On peut par exemple estimer avec une probabilité de 80% que le rendement global du système est de l'ordre de 60% par temps de pluie pour ce bassin versant (calculé en divisant la masse totale de MES en direction du lac (déversoirs d'orage + ruissellement) par la masse totale de MES mobilisée par temps de pluie).

Au niveau du milieu récepteur, un exemple de résultat en terme de *risque écotoxicologique* est donné pour un bassin versant autoroutier

(7.8 ha_{imp}) se rejetant dans un petit cours d'eau, le Chrebsbach [36]. Les données par défaut du *tableau 1* sont utilisées pour le calcul, ainsi que les données de pluie (dix ans) d'une station ANETZ (Station de Zürich). Trois simulations de chacune 500 itérations ont été réalisées (*fig. 6*): état initial, avec installation de traitement de 600 m³ (rendement de 50% ± 20%) et installation effectivement construite (1700 m³, rendement de 95%). Le critère retenu dans cet exemple est un critère écotoxicologique, lié aux composés adsorbés sur les particules [5]. Ce critère autorise un maximum de 25 gMES m⁻² en contact avec le lit de la rivière pendant 95% du temps. Dans la *figure 6*, l'axe horizontal représente ainsi le pourcentage du temps annuel pendant lequel ce critère est dépassé. Le critère à atteindre se situe donc à la valeur 5% de cet axe (critère de non-dépassement). L'axe vertical donne la probabilité d'atteindre cet objectif. Dans l'état initial, la probabilité d'avoir une quantité de MES supérieure à 25 g m⁻² pendant plus de 95% du temps est pratiquement nulle. Un risque écotoxicologique relativement impor-

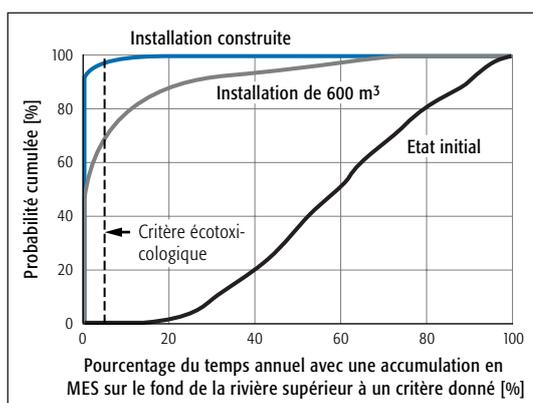


Fig. 6 Évaluation du risque de toxicité des MES accumulé dans le milieu récepteur pour un rejet autoroutier dans une rivière. Probabilité d'atteindre le critère écotoxicologique fixé (max. 25 g MES/m² pendant 95% du temps) dans la situation initiale et pour deux installations de traitement de respectivement 600 et 1700 m³.

Projet «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisations bei Regenwetter

tant est à attendre pour le milieu naturel. En mettant en place différentes solutions (rétention et traitement des MES), on constate que la probabilité d'atteindre le critère fixé augmente également. La solution de traitement à l'aide d'une installation de 600 m³ et un rendement moyen de 50% permet d'atteindre le but fixé avec une probabilité de l'ordre de 70%. L'installation effectivement construite possède un très haut niveau de protection pour le milieu naturel (probabilité d'atteindre l'objectif fixé = 97%).

Cet exemple illustre la capacité du modèle à estimer un risque pour le milieu et à estimer la solution à mettre en oeuvre, en tenant compte des caractéristiques spécifiques du milieu récepteur.

5. Conclusions

Les matières en suspension jouent un rôle essentiel pour les rejets urbains par temps de pluie. Comme de nombreux polluants se trouvent sous forme adsorbée, le choix d'une solution techniques pour les MES aura un effet positif pour l'ensemble de ces polluants. Dans cet article, un modèle est proposé qui permet d'estimer la masse et les concentrations en MES, ainsi qu'un risque potentiel pour le milieu récepteur. Il s'agit avant tout d'un outil d'estimation. Néanmoins, il permet de donner différentes pistes sur les solutions possibles par le biais de systèmes de traitement et de sensibiliser les praticiens aux problèmes de contamination de notre environnement. Des valeurs par défaut sont proposées, avec les ordres de grandeur des variations. Au cas où un problème est estimé, une observation *in situ* permettra d'interpréter finement le résultat trouvé: observations visuelles pour le colmatage

du lit d'une rivière [37], présence de trace d'anoxies dans les sédiments, odeurs... Quant au risque écotoxicologique, seule une analyse de toxicité des sédiments permettra de valider les résultats du modèle. Un investissement dans de telles analyses devra être mis en relation avec les mesures de protection.

L'utilisation d'un tel modèle nécessite de nouvelles connaissances pour les bureaux d'études ou les autorités, mais va dans le sens d'une meilleure protection de notre environnement. Ce modèle permettra de planifier des mesures de protection par temps de pluie reliées véritablement à un impact potentiel du milieu, en suivant ainsi la philosophie du projet STORM.

Littérature

- [1] Gromaire-Mertz M.-C. (1998): La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origine. Thèse de doctorat, ENPC (École nationale des ponts et chaussées), Paris, France.
- [2] Rossi L. (1998): Qualité des eaux de ruissellement. Thèse de doctorat n°1789 EPFL, Lausanne.
- [3] Burton G.A. and Pitt R.E. (2002): Stormwater effects Handbook. A toolbox for Watershed Managers, Scientists and Engineers, Lewis Publishers.
- [4] Chebbo G. (1992): Solides des rejets pluviaux urbains: caractérisation et traitabilité. Thèse de doctorat, ENPC (École nationale des ponts et chaussées), Paris, France.
- [5] Rossi L., Krejci V., Kreikenbaum S. (2004): Anforderungen an die Abwassereinleitungen. gwa n°6: 431–438.
- [6] Kreikenbaum S., Krejci V., Fankhauser R., Rauch W. (2004): Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Planung. gwa n°8: 587–594
- [7] Saget A. (1994): Base de données sur la qualité des rejets urbains par temps de pluie. ENPC (École nationale des ponts et chaussées), Paris, France: 333 pp.

- [8] Rossi L., Fischer Y., Froehlich J.-M., Krayenbuehl L. (1996): Etude de la contamination induite par les eaux de ruissellement urbaines. EPFL, CIPEL, Cantons de Vaud, Genève, Valais: 72 + annexes.
- [9] Baumgartner J. (2001): Assainissement du Plateau de Frontenex: étude du rendement du décanteur particulaire. EPFL: 56 + annexes.
- [10] Davoli F., Pasteris G., Schweizer J., Cordonnier A. (2003): Impact polluitif des eaux de ruissellement de zones industrielles de Genève sur leur milieu récepteur et conséquences sur les modes de dépollution. EPFL: 133 + annexes.
- [11] Krejci V., Dauber L., Novak B., Gujer W. (1987): Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers. 4th International Conference on urban storm drainage: 34–39, Lausanne, Suisse.
- [12] Crabtree R.W. (1989): Sediments in sewers. J. IWEM: 569–578.
- [13] Rauch W. and Renner S. (1996). Untersuchungen zur Effizienz von Fandbecken in Mischkanalisationen. GWF Wasser – Abwasser 6 (137): 316–320.
- [14] Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G., Saget A. (1998): Distribution of pollutant mass vs. volume in stormwater discharges and the first-flush phenomenon. Water Research 32(8): 2341–2356.
- [15] Krebs P., Holzer P., Huisman J.L., Rauch W. (1999): First flush of dissolved compounds. Wat. Sci. Tech 39(9): 55–62.
- [16] Rossi L. (2001): Développement d'un système intégré d'exploitation (SIDEX) en assainissement urbain basé sur une approche urbistique. Ecole polytechnique de Montréal, département de Génie électrique et informatique: 129 pp.
- [17] Bertrand-Krajewski J.-L. and Chebbo G. (2002): Sizing Ratios for Stormwater Treatment Facilities. Proceedings of the Ninth International Conference on Urban Drainage (9th ICUD), Sept. 8–13, 2002, Portland, Oregon.
- [18] BUWAL (1984): Wirkung von Regenbecken. Schriftenreihe Umweltschutz 29: 49, Bern, Switzerland.
- [19] Hübner M. and Geiger F. (1995): Review of hydrodynamic separator efficiencies for practical applications. Conférence NOVATECH, Lyon, France.
- [20] Daligault A., Meaudre D., Arnault D., Duc V., Bardin N., Aires N., Biau D., Schmid J., Clement P., Viau J.-Y., (1998): Eaux pluviales et dépollueurs: efficacité et réalité. Conf. NOVATECH 1998, Lyon, France.
- [21] Strecker E., Quigley M., Urbonas B., Jones J., Clary J., O'Brien J. (2004): Urban stormwater BMP performance: Recent findings from the International Stormwater BMP database project. NOVATECH 04, vol. 1:465–472, Lyon, France.
- [22] Kuo, C.Y. (1976): Sedimentation Routing in an In-Stream Settling Basin. Proc. Nat. Symp. on Urban Hydrol., Hyd. and Sed. Control, U. of Kentucky, Lexington, KY, USA.
- [23] Urbonas B.P.E., Doerfer J. (2001): Testing of an Underground Stormwater Treatment Vault in Denver, Colorado, USA. Proc. Conf. NOVATECH 01, vol.1: 245–252, Lyon, France.

Projekt «STORM»: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter

- [24] *Chebbo G., Grommaire M.C., Lucas E.* (2003): Protocole VICAS: mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains. *Techniques, Sciences et Méthodes (TSM)* 12: 39–49.
- [25] *Graf W.H.* (1984): Hydraulic of sediment transport. 513 pp. Water resources publications, Colorado, USA
- [26] *Ariathurai R., and Arulanadan K.* (1978): Erosion Rates of Cohesive Soils. *Journal of the Hydraulics Division, American Society of Civil Engineers*, vol 104: 279–283, No. HY2.
- [27] *Schälchli U.* (1993): Die Kolmation von Fliessgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie. ETH Zürich: 273.
- [28] *Minshall G.W., Thomas A. S., Newbold J.D., Monaghan M.T., Cushing C.E.* (2000): Physical factors influencing fine organic particle transport and deposition in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(1): 1–16.
- [29] *Harremoës P.* (1982): Immediate and delayed oxygen depletion in rivers. *Water Research*, 16 (7): 1093–1098.
- [30] *Schlütter F. and Mark O.* (2002): Dynamic modelling of pollutants from CSOs. *Conf. Sewer Processes and Networks*, Paris, France.
- [31] *Ahyerre M., Henry F.O., Gogien F., Chabanel M., Zug M., Renaudet D.* (2004): Test de l'efficacité de trois modèles simulant la qualité des eaux au moyen d'un riche jeu de données. *Conférence NOVATECH 04*, vol. 1 : 415–422, Lyon, France.
- [32] *Fuchs S., Brombach H., Weiss G.* (2004): New database on urban runoff pollution. *Conférence NOVATECH 04*, vol. 1: 145–152.
- [33] *Rauch W., Krejci V., Gujer W.* (2002): REBEKA – a software tool for planning urban drainage on the basis of predicted impacts on receiving water. *Urban Water* 4: 355–361.
- [34] *Kreikenbaum S., Krejci V., Rauch W., Rossi L.* (2002): Probabilistic Modeling as a New Planning Approach to Stormwater Management. 9th ICUD (International Conference on Urban Drainage), Portland (Oregon), USA.
- [35] *Institut Forel* (1996): Assainissement de la baie de Vidy: Qualité des sédiments, impact de la station d'épuration. Institut Forel, Université de Genève,
- [36] *Rutz F., AWEL Kt. ZH, Baudirektion Kanton ZH, Dr. von Moos AG, Institut Bachema AG.* (1999): Biologische Strassenabwasserreinigung. Auswertung der Messkampagnen an der Anlage Chrebsbachknäe bei Winterthur. gwa n°4: 2–11.
- [37] *Schälchli U.* (2002): Innere Kolmation: Methoden zur Erkennung und Bewertung. Teilprojekt-Nr. 01/11, fischnetzpublikation. Dübendorf, EAWAG: 27.

Keywords

Matières en suspensions –
déversoirs d'orage – eaux de
ruissellement – modélisation
stochastique – impacts

Adresse des auteurs

Luca Rossi, Dr.
Tel. +41 (0)1 823 53 78
luca.rossi@eawag.ch

Simon Kreikenbaum, Dipl. Ing. ETH
Tel. +41 (0)1 823 50 95
simon.kreikenbaum@eawag.ch

Willi Gujer, Prof. Dr.
Tel. +41 (0)1 823 50 36
willi.gujer@eawag.ch

EAWAG, Überlandstrasse 133
CH-8600 Dübendorf

Rolf Fankhauser, Dr.
IHW ETH Zürich-Hönggerberg
Tel. +41 (0)1 633 25 07
rolf.fankhauser@eawag.ch

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier S. Meylan, E. Medilanski, N. Chèvre, F. Davoli et P. Blunier pour la relecture de cet article. Nos remerciements vont également à M. Fadi Kadri du service d'assainissement de la ville de Lausanne pour la mise à disposition des données du bassin versant lausannois.