

JOURNEES EAU ET ENVIRONNEMENT
8 et 9 janvier 2013

**POLLUTION DES SÉDIMENTS DE
RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT ET DES
SOLS URBAINS**

**Outils et méthodes de caractérisation des
polluants et de leur transfert**



Ifsttar – Nantes
Route de Bouaye - 44344 Bouguenais



Pollution des sédiments de réseaux d'assainissement et des sols urbains

Outils et méthodes de caractérisation des polluants et de leur transfert

Les Journées « Eau et Environnement » organisées traditionnellement par l'Ifsttar et les CETE, (RST) du MEDDE sont l'occasion de présenter les principales avancées de la recherche en génie civil relevant des travaux de l'Ifsttar et des équipes de recherche du RST. Elles trouvent leur place aux côtés des journées plus techniques et opérationnelles du SETRA et du CERTU (RST Eau, RST Sol, RST Déchets).

Organisée dans le cadre des Journées « Eau et Environnement », cette plénière spécifique clôture deux programmes de recherche de l'Ifsttar et des CETE sur le milieu urbain :

dans le domaine de la gestion des sols pollués « Préservation des sols en milieux urbain et routier : sources, infiltration et transfert de polluants » (PSUR).

dans le domaine de la gestion des réseaux d'assainissement: « Sédiments en réseau » (SER).

Ces journées sont ouvertes vers l'extérieur, et notamment aux partenaires et aux bénéficiaires des résultats des recherches.

Opération de recherche sur la pollution en milieu urbain et routier (PSUR) :

En milieu urbain, la dégradation de la qualité des sols et des ressources en eau peut avoir de nombreuses origines : zones contaminées par des activités artisanales ou industrielles, utilisation de sous-produits industriels en remblai, pratiques d'infiltration des eaux pluviales urbaines...Au-delà des aspects de reconquête de zones urbanisables avec des risques liés à l'historique des sites, l'intérêt des collectivités se situe prioritairement au niveau des répercussions de la pollution des sols sur la santé humaine. Les collectivités doivent faire face à des problèmes de gestion de sites circonscrits à l'échelle de parcelles, mais également à des questions de gestion de la pollution à l'échelle du bassin versant urbain ou de la ville. Sur la base de sites d'études (bassins d'infiltration, décharge d'ordures ménagères, zone urbanisée), l'opération vise à mettre en œuvre et à adapter des outils et méthodes de caractérisation des sols urbains à l'échelle du laboratoire et du site ; à tester et développer certains indicateurs de qualité des sols urbains existants, à caractériser à petite échelle les processus de mobilisation des polluants et à décrire à l'aide de la modélisation des transferts de polluants, l'impact de l'anthropisation sur le système sol – sous-sol.

Opération de recherche sur les sédiments en réseaux (SER) :

Dans un pays dont plus de 70% de la population nationale réside en zone urbaine, l'anthropisation du cycle urbain de l'eau est indéniable. L'objectif de recouvrement du bon état écologique des milieux aquatiques et du maintien du cadre de vie ne pourra être atteint sans un bon fonctionnement du système de dépollution. Outre les stations d'épuration, ce système comprend les réseaux d'assainissement qui constituent un patrimoine considérable qu'il faut gérer et entretenir car cela représente un enjeu majeur en terme environnemental. En effet, comme le mentionnent plusieurs études, l'érosion des dépôts accumulés dans les réseaux par temps sec représente couramment 30 à 40 % des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) et même jusqu'à 80% lors de certains événements pluvieux sur le site parisien du Marais. L'opération de recherche « sédiments en réseau » vise préciser les différentes catégories de solides présents dans les réseaux d'assainissement unitaires urbains, mener des études sur la dynamique sédimentaire tant à l'échelle d'un tronçon de collecteur qu'à celle d'un bassin versant.

Programme

Mardi 8 janvier

Préservation des sols en milieu urbain et routier : sources, infiltration et transfert de polluants

8h00 Départ de la navette IFSTTAR – gare sud de Nantes

8h15 – 8h45 Accueil - café

8h45 – 10h00 Tour de table des activités du RST

Réservé au RST du MEDDE

10h00 – 10h15 Introduction et présentation du programme PSUR

10h15 – 11h45 Validation d'outils et de méthodes pour la caractérisation des sols urbains et des pollutions associées

Pré-diagnostic *in situ* de la pollution organique d'un sol par sondes intrusives - Application au site de l'Union (Lille Métropole)

P. Delcour L. Burghaeve, C. Maurin Cete NP

Détection d'hétérogénéités physiques et chimiques dans les sols par méthodes géophysiques

D. Goutaland, Cete Lyon

Utilisation de la technique de fluorescence X pour la quantification en éléments trace métalliques dans les sols urbains

P. Branchu Cete IdF, L. Jean-Soro Ifsttar

Mise au point d'une méthode de détermination de la teneur en sels de déverglaçage dans les sols par spectroscopie Raman portable

I. Durickovic Cete Est

11h45 – 12h00 Pause

12h00 – 13h Les indicateurs de la qualité des sols : pertinence vis-à-vis des sols urbains anthropisés

Les indicateurs existants sont-ils adaptés aux sols urbains ?

C. Neel, Cete Lyon, P. Delcour Cete NP

Indicateurs biologiques: mise au point de protocoles d'essais sur végétaux supérieurs

F. Filior Cete NP

Intérêt de l'indicateur biochimique pour la caractérisation des sols pollués en milieu urbain

P. Delcour Cete NP

13h – 14h15 Repas

14h15 – 15h45 Approche intégrée à l'échelle d'une zone urbaine

Opportunité et limites de l'exploitation des données du sous-sol en milieu urbain pour la connaissance des sols urbains - Application à la zone atelier du plateau de Belleville-Montreuil

W. Borst Cete IdF

Relation entre usages des sols et anthropisation

C. Neel Cete Lyon

Spécificités des sols urbains et modélisation hydrogéochimique du transfert de polluants (projet OPUSS)

C. Le Guern Brgm

15h45 – 16h Pause

16h – 17h Approche intégrée à l'échelle d'une zone urbaine (suite)

Lecture hydro-géochimique des impacts de l'urbanisation sur la nappe des sources du Nord de Paris (zone atelier du plateau de Belleville-Montreuil)

W. Borst, E. Dumont Cete IdF

Apport de la modélisation hydrogéochimique pour la compréhension de l'impact d'une décharge de déchets ménagers et industriels sur la qualité des eaux souterraines

Y. Lotram Ifsttar

17h – 17h30 Clôture de la journée sur les sols urbains

I. Feix (ADEME), P. Branchu Cete IdF

17h40 Départ de la navette IFSTTAR

20h00 – 22h30 Diner en ville (sur inscription)

Mercredi 9 janvier

Solides et polluants en réseaux d'assainissement

8h30 Départ de la navette IFSTTAR – gare sud de Nantes

9h00 – 9h30 Accueil - café

9h30 – 9h40 présentation du programme SER

9h40 – 10h00 Introduction

Personne invitée P. Marest, Astee et Nantes Métropole,

10h00– 10h45 Point de vue d'exploitants

Nantes Métropole, B. Riochet,

Grand Lyon, R. Visiedo

10h45 – 11h15 Pause

11h15 – 11h45 Sous l'œil du microscope

Du sable aux fibres, du dépôt consolidé à la phase en suspension : présentation des divers types de solides

MN Pons, LRGP Nancy et GEMCEA

11h45– 12h15 Quelle eau au cœur du sédiment ?

Méthodes d'échantillonnage des eaux interstitielles des sédiments de réseau : essais et perspectives

P. Branchu CETE IdF, B. Béchet Ifsttar

12h15– 13h00 Evolution des dépôts

Etude des dépôts à l'échelle du tronçon : potentialités des nouveaux outils de bathymétrie

J. Schwager LR Nancy, N. Hemmerlé Ifsttar

Evolution temporelle des solides : de nouveaux appareils (Furrina, Scansed)

F. Larrarte Ifsttar

13h– 14h30 Repas

14h30– 15h15 Aspect à l'échelle du bassin versant

Suivi de la pollution particulaire à l'échelle du bassin versant – relations entre la turbidité et les caractéristiques des particules

G. Ruban Ifsttar,

Évaluation de la contribution des dépôts aux flux de matières en suspension par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement unitaires

A.Hannouche LEESU

15h15 – 15h30 Clôture de la journée sur les sédiments en réseau

F. Larrarte Ifsttar

15h30 - 16h Clôture du séminaire – Perspectives de recherche au sein du RST

E. Gaume Ifsttar et personne invitée

16h30 Départ de la navette IFSTTAR pour la gare

Sommaire de ce livret

Introduction des journées	11
Programme PSUR.....	13
<i>Pré-diagnostic in-situ de la pollution organique d'un sol par sondes intrusives – Application au site de l'Union</i>	<i>15</i>
<i>Apport des méthodes géophysiques pour la caractérisation d'hétérogénéités de sous-sols urbains.....</i>	<i>17</i>
<i>Utilisation de la technique de fluorescence X pour la quantification en éléments traces métalliques dans les sols urbains.....</i>	<i>19</i>
<i>Mise au point d'une méthode de détermination de la teneur en sel dans les sols par spectroscopie raman</i>	<i>21</i>
<i>Les indicateurs de qualités des sols existants sont ils adaptés aux sols urbains ?</i>	<i>23</i>
<i>Indicateurs biologiques : Expérimentation de protocoles d'essais sur végétaux supérieurs</i>	<i>25</i>
<i>Intérêt de l'indicateur biochimique pour la caractérisation des sols pollués en milieu urbain.....</i>	<i>27</i>
<i>Opportunité et limites de l'exploitation des données du sous-sol en milieu urbain pour la connaissance des sols urbains : application à la zone atelier du plateau de Belleville Montreuil</i>	<i>29</i>
<i>Relation entre usage des sols et anthropisation : Application à la zone atelier du plateau de Belleville-Montreuil</i>	<i>31</i>
<i>Spécificités des sols urbains et modélisation hydrogéochimique du transfert de polluants</i>	<i>33</i>
<i>(projet OPUSS).....</i>	<i>33</i>
<i>Lecture hydro-géochimique des impacts de l'urbanisation sur la nappe des sources du nord de Paris (Zone atelier du plateau de Belleville-Montreuil).....</i>	<i>35</i>
<i>Apport de la modélisation hydrogéochimique pour la compréhension de l'impact d'une décharge de déchets ménagers et industriels sur la qualité des eaux souterraines</i>	<i>37</i>
Programme SER	39
<i>Sédiments en réseau : point de vue d'exploitants – Exemple de Nantes.....</i>	<i>41</i>
<i>Sédiments en réseau : point de vue d'exploitants – Exemple de Lyon.....</i>	<i>43</i>
<i>Du sable aux fibres, du dépôt consolidé à la phase en suspension : présentation des divers types de solides.</i>	<i>45</i>
<i>Méthodes d'échantillonnage des eaux interstitielles des sédiments de réseau : essais et perspectives.....</i>	<i>47</i>
<i>Étude des dépôts à l'échelle du tronçon : potentialités des nouveaux outils de bathymétrie. - Le cas du réseau nancéen.</i>	<i>49</i>
<i>Etude des dépôts à l'échelle du tronçon : potentialités des nouveaux outils de bathymétrie</i>	<i>51</i>
<i>Evolution temporelle des solides : de nouveaux appareils (Furrina, Scansed).....</i>	<i>53</i>
<i>Suivi de la pollution particulaire à l'échelle du bassin versant – relations entre la turbidité et les caractéristiques des particules</i>	<i>55</i>
<i>Évaluation de la contribution des dépôts aux flux de matières en suspension par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement unitaires</i>	<i>56</i>

Introduction des journées

Eric Gaume

Directeur adjoint du département
Géotechnique Géosciences et Risques Naturels
Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux, Route de
Bouaye CS4, 44344 Bouguenais Cedex, France – eric.gaume@ifsttar.fr

Les journées « Eau et Environnement » sont l'un des rendez-vous annuels majeurs des agents de l'IFSTTAR et des Centres d'études techniques de l'équipement (CETE) ayant une activité de recherche et d'expertise dans le domaine de l'eau. C'est traditionnellement un lieu de contacts et d'échanges permettant de faire le point sur les travaux engagés et de resserrer les liens au sein de ce réseau scientifique et technique (RST).

Les journées 2013 seront l'occasion de présenter les résultats de deux opérations de recherche qui ont fortement structuré l'activité du RST au cours des dernières années : l'opération PSUR (Préservation des Sols en milieux Urbains) et l'opération SER (Sédiments en Réseaux d'assainissement).

Même si elles portent sur des objets et des problématiques différentes, ces deux opérations de recherches partagent un certain nombre de points communs. Elles s'intéressent tout d'abord à des objets complexes qui ont jusqu'à présent été peu ou pas étudiés et documentés. Les sols urbains sont des milieux fortement remaniés et artificialisés et forment un compartiment essentiel du cycle de l'eau en ville. Souvent négligés par le passé par l'hydrologie urbaine, focalisée sur le ruissellement des surfaces imperméabilisées et le dimensionnement des systèmes d'assainissement, les sols urbains constituent un piège ou une source potentielle de contaminants des eaux souterraines et des eaux superficielles qui y sont reliées en ville. Le développement rapide des techniques de contrôle des eaux pluviales à la parcelle, privilégiant si possible la ré-infiltration, ainsi que la densification des villes et la reconquête de friches industrielles nécessite de disposer d'outils de caractérisation et de diagnostic des risques de contamination associés aux nouveaux usages des sols urbains. De même, de nombreuses études ont mis en évidence le rôle des sédiments accumulés dans les réseaux d'assainissement, notamment les réseaux unitaires, comme source majeure de pollution des rejets urbains de temps de pluie. Des méthodes adaptées de détection, de caractérisation et de quantification de ces dépôts manquaient cependant jusqu'à présent pour pouvoir pousser plus loin l'analyse de leur dynamique et proposer, à terme, des outils de diagnostic et de gestion aux exploitants de systèmes d'assainissement.

On retrouve aussi dans ces deux opérations de recherche, le souci de créer les conditions favorables à l'émergence de nouvelles informations et connaissances, se traduisant par des développements méthodologiques, pouvant aller jusqu'à la conception de nouveaux dispositifs de mesure. Au-delà du développement et de l'utilisation d'outils modernes de modélisation numérique, l'émergence de nouvelles connaissances passe nécessairement par l'acquisition de nouvelles données. La qualité des dispositifs expérimentaux mis en place dans le cadre de ces deux opérations est une fois de plus l'un des points forts des recherches entreprises par les équipes du RST. La réalisation d'essais in situ dans les conditions des futures utilisations opérationnelles démontre de plus le souci de rester proche des applications et de démontrer le caractère utile et rapidement exploitable des résultats des recherches qui sont menées.

Le document qui suit présente le détail des résultats de ces deux opérations. Je n'en retiendrai que deux, particulièrement originaux et stimulants pour inciter le lecteur que vous êtes à lire plus en détail ces actes : la mise en évidence de pollutions insoupçonnées provenant de matériaux considérés comme naturels et à tort comme inertes dans les sols urbains et la confirmation de l'existence d'un dépôt organique visqueux et mobile à l'interface eau-sédiment dans certains tronçons de réseaux unitaires que des sonars adaptés permettent de mesurer.

En guise de conclusion, ces deux opérations de recherche me semblent exemplaires de ce que la collaboration et la fertilisation mutuelle entre chercheurs d'établissements publics scientifiques et techniques et équipes des Centres d'Etudes Techniques de l'Equipement peut apporter. C'est une source de richesse qu'il nous faut tenter de préserver en ces temps de profonde restructuration du Réseau Scientifique et Technique.

Programme PSUR

Pré-diagnostic in-situ de la pollution organique d'un sol par sondes intrusives – Application au site de l'Union

Ludovic Burghraeve et Pierre Delcour

Centre d'Études Techniques de l'Équipement Nord-Picardie
42 bis, rue du marais – Sequedin
BP 99 – 59 482 Haubourdin cedex
prenom.nom@developpement-durable.gouv.fr
Tél : 03.20.48.49.49 / Fax : 03.20.50.55.09

Le CETE Nord-Picardie possède deux outils de pré-diagnostic in-situ de la pollution organique des sols : une sonde MIP (Membrane Inter-Probe) et un dispositif de prélèvement de gaz de sols par pointe perdue. Leurs intérêts et limites ont été testés sur le site atelier de l'Union du réseau « Safir ».

La sonde MIP : Principe de fonctionnement :

Le système MIP « Membrane Interface Probe » est un appareil de mesure *in situ* permettant de détecter des polluants dans les sols de manière non-destructive (Figure 1)

Le principe est de foncer une sonde chauffante dans le sol qui volatilise les différents polluants rencontrés. Les gaz sont alors acheminés vers un chromatographe en phase gazeuse et analysés sur place.

Limites :

L'expérimentation de ce matériel a soulevé quelques limites :

- profondeur maximale limitée à la longueur du train de tige (environ 15 mètres),
- détection de polluants mais pas leur analyse, d'où la nécessité d'analyses en laboratoire complémentaires,
- des limites de détection variable selon les polluants.

Un des inconvénients pour les sols en milieu urbain, est le passage des remblais. La membrane de la sonde MIP est suffisamment fragile pour être déchirée par des éléments anguleux.

Enfin, les engins utiles pour mettre en œuvre la sonde MIP sont exactement les mêmes que pour les sondages classiques. Il n'y a pas de gain au niveau encombrement des engins utilisés.

Intérêts :

La réalisation d'un profil est relativement rapide et donne des résultats instantanément ce qui permet :

- d'optimiser le temps à passer sur site (par rapport aux méthodes d'investigations classiques),
- d'apporter plus de précision dans la répartition spatiale de la lithologie et des éventuelles pollutions,
- d'optimiser le nombre de prélèvements de sols,

de réduire les sources de nuisances habituelles (encombrement des engins, destruction des sols, bruits, etc.).

Gaz de sols : Principe de fonctionnement :

Le dispositif à pointes perdues permet d'échantillonner les gaz du sol à profondeur déterminée. Cet appareil est constitué d'un train de tige creuse et d'une pointe (Figure 2).

Dans un premier temps, le train de tige est enfoncé à la profondeur souhaitée. La pointe permet d'éviter le colmatage de la tige lors de l'enfoncement dans le sol.

Le train de tige est ensuite remonté de 10 à 15 cm afin d'ouvrir une chambre permettant le prélèvement des gaz du sol.

Pour réaliser le prélèvement, un bouchon vient se visser au fond de la tête. Ce bouchon équipé d'un tuyau plastique permet le prélèvement par l'intermédiaire d'une pompe à vide.

Selon les objectifs du prélèvement, il est possible d'intercaler des filtres à charbon actif ou de résine (méthode par concentration/adsorption), de prélever le gaz à la seringue afin de l'analyser sur site avec un matériel de terrain (méthode directe), etc.

Limites :

Cette technique n'est pas adaptée pour un suivi régulier de la qualité des gaz du sol.

Ponctuellement, la pénétration de la sonde dans le sol peut être difficile (présence d'obstacles, etc.). Dans le cas des sols argileux, un colmatage rapide peut limiter l'entrée des gaz dans le trou de sondage.

Le froid rend difficile l'échantillonnage des gaz. Le gel au sol limite la mobilité des gaz.

La saturation en eau limite également la mobilité des gaz.

Intérêts :

Les mesures sur le terrain des gaz du sol permettent :

- une évaluation rapide de la contamination du site,
- un remaniement minimal du sol,
- d'atteindre des profondeurs intéressantes (10 m),
- de déterminer un profil des gaz du sol.

Dans le cadre de recherche de source de pollution, ou d'évaluation de la volatilisation pour un projet de réhabilitation avec construction de bâtiments, ces mesures sont primordiales en outils de pré-diagnostic ou pour aider à la définition du projet.

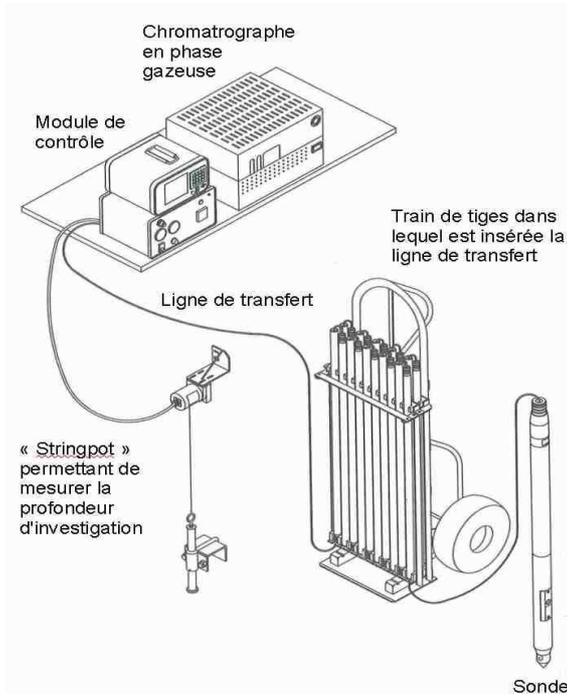


Figure 1 : Sonde MIP

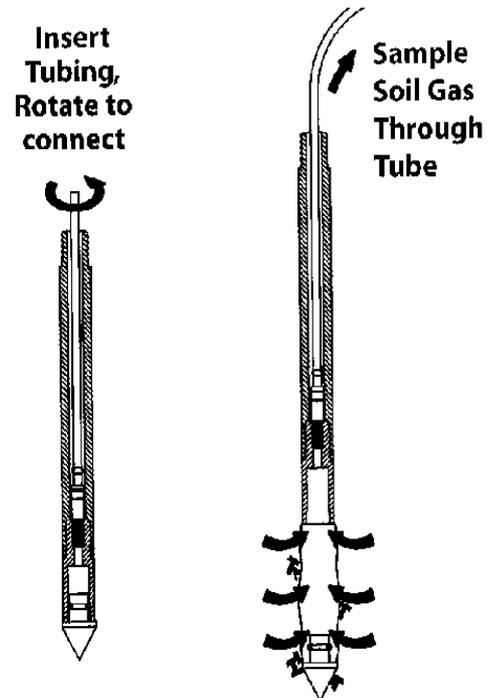


Figure 2 : Sonde à gaz de sols

Apport des méthodes géophysiques pour la caractérisation d'hétérogénéités de sous-sols urbains

David Goutaland

CETE de Lyon, Département Laboratoire d'Autun, Boulevard Giberstein, Z.I. St Andoche, BP 141, 71404
AUTUN Cedex

Les sous-sols urbains présentent par nature une forte hétérogénéité, à la fois texturale, structurale, hydrodynamique, ou géochimique. Ils constituent notamment une interface entre le milieu urbain et les ressources en eaux souterraines. Cette interface peut se décomposer en deux compartiments : le compartiment allochtone, ou anthropogène, constitué par le remaniement et l'accumulation d'origine anthropique de matériaux de nature diverse, résidus de l'activité humaine sur parfois plusieurs siècles, et le compartiment autochtone, constitué par la formation géologique en place sous-jacente, constituée de dépôts sédimentaires quaternaires sous la majorité des grandes aires urbaines (Winiarski, 2004). Le compartiment allochtone, principalement constitué de remblais fortement hétérogènes, peut constituer une source de pollution vis-à-vis du milieu souterrain. Les deux compartiments allochtone et autochtone sont souvent la cible d'une pollution de nature multiple (organique, métallique, bactériologique...). La gestion durable du milieu souterrain (sous-sol, eaux souterraines) passe par une meilleure compréhension des mécanismes des transferts dans ces compartiments.

Celle-ci nécessite dans un premier temps une caractérisation des hétérogénéités des sous-sols urbains à une échelle appropriée. Cette caractérisation se fait classiquement par l'intermédiaire d'outils de caractérisation ponctuelle (comme par exemple des sondages, ou des analyses chimiques sur prélèvements de sols ou d'eau souterraine). Ces méthodes permettent d'obtenir une information directe sur une variable mesurable, mais présentent l'inconvénient de n'être que ponctuelles, rendant difficile l'interpolation entre ces données. Dans le but de pallier à cet inconvénient, il convient d'utiliser des techniques non-destructives et rapides, qui permettent d'obtenir des données quantitatives et continues à moindre coût (Naudet, 2004).

Les méthodes géophysiques répondent à ces critères. Ces méthodes présentent l'avantage de fournir une information continue sur le sous-sol, qui, une fois couplée aux mesures directes obtenues sur les sites d'étude, peut permettre d'interpoler les résultats ponctuels obtenus à l'ensemble du site étudié. Ainsi, les hétérogénéités à la fois texturales et structurales des sols, les hétérogénéités hydrodynamiques, ainsi que les hétérogénéités de répartition de polluants dans les sols, peuvent être potentiellement caractérisées indirectement de façon continue. Il est toutefois nécessaire de coupler ces méthodes à des méthodes de reconnaissances classiques ponctuelles, afin de caler le signal géophysique. De plus, en milieu urbain, les méthodes géophysiques présentent l'inconvénient d'être fortement sensibles aux bruits (sismiques, électromagnétiques, ...) environnant, diminuant ainsi leur efficacité.

Plusieurs méthodes géophysiques peuvent être utilisées pour caractériser les hétérogénéités d'un sous-sol urbain. Les méthodes géophysiques ayant des résolutions variées, le choix d'une méthode géophysique s'effectue en fonction de l'objectif de l'étude et du niveau de résolution souhaité. De plus, chaque méthode géophysique est sensible à plusieurs propriétés physiques, et une réponse géophysique n'a pas une interprétation unique. Ainsi, plusieurs méthodes complémentaires peuvent être combinées entre elles sur un même site d'étude. Parmi les méthodes géophysiques utilisées pour la caractérisation d'hétérogénéités de sous-sols urbains, les techniques électromagnétiques (radar géologique, EM basse fréquence en champ proche), électriques (imagerie de résistivité électrique, potentiel spontané) ou sismique sont les plus fréquemment utilisées.

A travers des exemples de mise en œuvre de méthodes géophysiques dans le cadre des programmes de recherche PSUR (IFSTTAR) et GESSOL (MEDDE), et à travers la bibliographie, une illustration de l'apport de ces méthodes à la caractérisation des compartiments allochtone et autochtone de sous-sols urbains sera présentée. Les principaux apports de ces méthodes, ainsi que les limites importantes existantes, seront mis en avant.

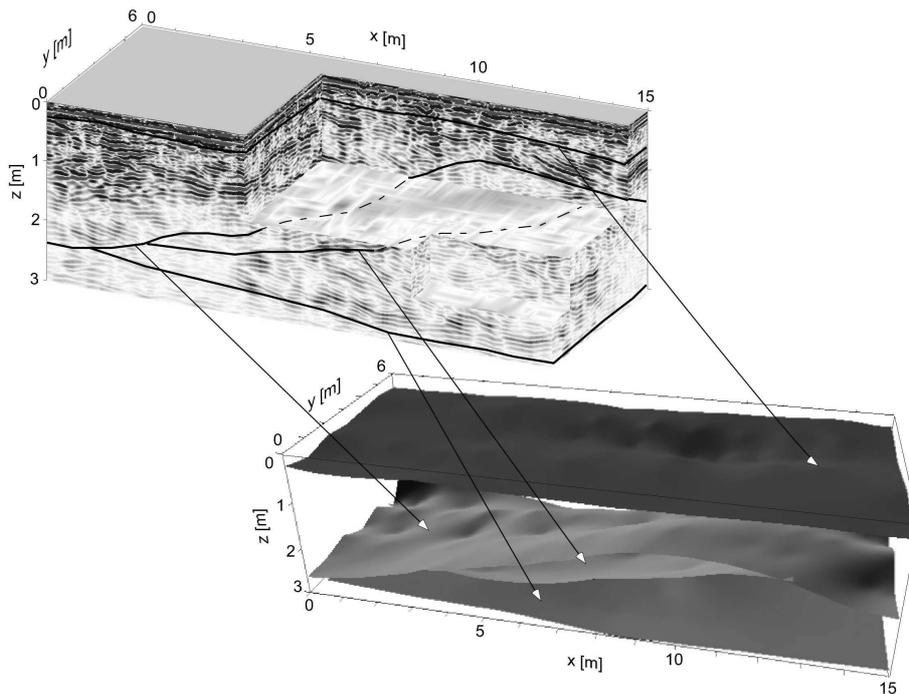


Figure 1 : exemple d'utilisation du radar géologique pour la caractérisation des unités structurales d'un dépôt fluvioglaciaire sous-jacent à un bassin d'infiltration d'eaux pluviales de l'Est lyonnais (Goutaland et al., 2008)

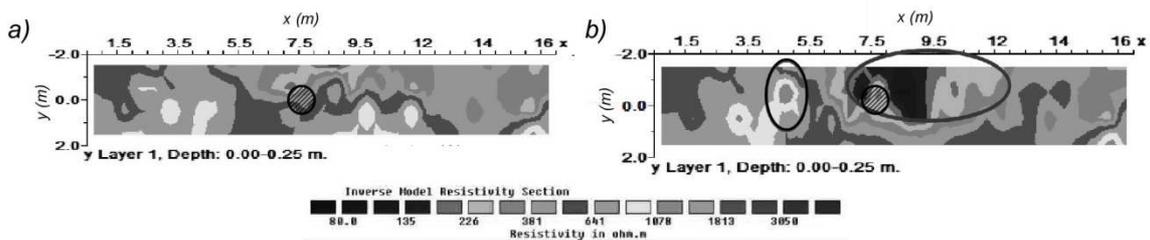


Figure 2 : exemple de monitoring 3D d'infiltration d'eau dans un dépôt fluvioglaciaire par imagerie de résistivité électrique. L'infiltration est effectuée à partir d'un anneau circulaire de 1 m de diamètre (disque hachuré sur la figure).

a) Mesure de référence (avant infiltration). b) Evolution des résistivités électriques après 2h d'infiltration continue à charge constante (ellipse grise : baisse de résistivité électrique liée à une augmentation des teneurs en eau ; ellipse noire : augmentation de la résistivité électrique en périphérie du bulbe d'infiltration).

Références :

- Goutaland, D., T. Winiarski, J.-S. Dube, G. Bievre, J.-F. Buoncristiani, M. Chouteau, B. Giroux (2008) Hydrostratigraphic characterization of the vadose zone of a glaciofluvial deposit underlying an infiltration basin using Ground Penetrating Radar. *Vadose Zone J.* 7: 194-207
- Naudet, V. (2004) Les méthodes de résistivité électrique et de potentiel spontané appliquées aux sites contaminés. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille III, 203 p.
- Winiarski, T. (2004) Les eaux pluviales urbaines : rôle du milieu souterrain. Habilitation à diriger des Recherches, INSA de Lyon, 110p.

Utilisation de la technique de fluorescence X pour la quantification en éléments traces métalliques dans les sols urbains

Philippe Branchu¹, Liliane Jean-Soro², Catherine Franck-Néel³

¹ CETE Ile de France, Département Ville Durable – ERA n°35 de l'IFSTTAR, Philippe.Branchu@developpement-durable.gouv.fr

² IFSTTAR, Département Géotechnique Eau et Risques, Centre de Nantes, liliane.jean-soro@ifsttar.fr

³ CETE de Lyon, Département Laboratoire de Clermont-Ferrand, catherine.neel@developpement-durable.gouv.fr

Contexte :

En zones urbaines, les concentrations des sols en éléments traces métalliques (ETM) dépendent de nombreux facteurs dynamiques ou non : de la nature du matériau parental naturel (fond géochimique), des évolutions de l'usage du site (remblais/déblais, activités potentiellement polluantes, utilisations d'intrants pollués), de la présence historique ou non d'activités émettrices de pollution à proximité (trafic, usines, incinérateurs, ...) et de facteurs environnementaux (géographiques notamment). De ce fait, les teneurs en ETM des sols urbains s'étendent sur une large gamme de valeurs (de la valeur du fond géochimique à plusieurs dizaines de grammes par kg de sol sec) et présentent une variabilité spatiale importante et peu prévisible. Le diagnostic de qualité des sols urbains nécessite donc un grand nombre de prélèvements et d'analyses chimiques, avec une bonne répartition spatiale.

Dans le cadre du projet de recherche « Préservation des sols en milieu urbain et routier » (PSUR) piloté par l'Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR), le CETE d'Ile de France et le groupe pollution des eaux et des sols du département GER de l'IFSTTAR ont ainsi été amenés à quantifier les teneurs en éléments traces métalliques de sols de jardins urbains, de sols pollués ainsi que de sédiments de bassins d'assainissement routiers avec un même modèle de spectromètre de fluorescence X portable, le Niton XL3T GOLDD. Cette technique de mesure à grand rendement a révélé son intérêt pour le diagnostic de pollutions (Laperche et al., 2008) et a également été testée avec succès sur des sols faiblement contaminés par la source transport terrestre (Branchu et al., *soumis*). Elle présente l'avantage d'être rapide et non destructive. L'inconvénient est qu'elle nécessite un échantillon homogène ce qui limite les possibilités d'application pour les sols urbains. De plus, les pratiques de mesures *in situ* avec cet appareil ne sont pas normalisées.

Dans le cadre du projet PSUR, les deux équipes utilisant le Niton XL3T GOLDD ont développé des pratiques de mesures différentes liées aux sites, aux conditions de mesures et aux opérateurs. Certains opérateurs tamisent leurs échantillons humides au passant à 4mm pour les analyser soit directement sur le terrain (par temps sec), soit après séchage à l'air avec un banc de mesure (par temps de pluie). D'autres préfèrent n'effectuer les mesures qu'au laboratoire sur échantillons séchés et tamisés à 2 mm. Dans certains cas particuliers, des analyses ont été effectuées directement sur des carottes de sol afin de conserver l'état d'humidité et de structure du sol. Plusieurs études récentes mettent en avant la sensibilité de la mesure par spectrométrie de fluorescence X aux variations de textures et de teneurs en eau du sol (Parsons et al, 2012). Idéalement, le constructeur de l'appareil préconise la mesure sur des échantillons de sols secs et broyés. En conséquence, les deux équipes ont décidé, en partenariat avec le CETE de Lyon, d'évaluer les performances de l'appareil de fluorescence X et ainsi que les erreurs de mesures induites par la pratique.

Objectifs et démarche d'étude :

L'objectif est, par une synthèse de tous les tests effectués, de discuter des sources d'erreurs et de proposer des stratégies pour limiter les risques d'erreurs.

La démarche a été conduite en trois temps.

Les performances intrinsèques de l'appareil ont été testées par comparaison avec des matériaux de références ainsi que des échantillons issus de circuits d'essais interlaboratoires.

Des expérimentations spécifiques ont ensuite été conduites sur plusieurs types de solides modèles pour tester la sensibilité de la mesure vis-à-vis de différents facteurs : 1) l'effet des conditions de mesure (banc ou terrain, temps d'acquisition) ; 2) l'effet de matrice ; 3) l'effet de la granularité ou de la texture du sol ; 4) l'effet de l'aggrégation du sol ; 5) l'effet de la teneur en eau.

Les analyses obtenues sur des échantillons issus de sols de jardins familiaux issus du bassin de Paris et du massif armoricain (contextes géologiques différents) ont été comparées à des analyses normalisées réalisées à l'aide d'un spectromètre d'émission optique couplé à une torche à plasma (ICP-AES) ou d'un spectromètre d'absorption atomique (AAS flamme ou four) après minéralisation à l'eau régale.

Résultats :

Analyse des performances intrinsèques de la mesure :

La comparaison des concentrations obtenues avec l'appareil et celles des matériaux de références ont montré une très bonne corrélation pour les éléments Pb, Zn, Cu, As, S, Ca. Les résultats de cette comparaison a permis de vérifier la dérive de l'appareil.

Analyse de la sensibilité de la mesure :

Le temps d'acquisition de la mesure (30, 90 et 180 sec) n'a pas d'effet significatif sur les valeurs de concentrations mesurées mais influence les erreurs standard de mesure. Avec un temps d'acquisition trop court (30 sec), l'erreur est telle que l'appareil ne permet plus la détection de certains éléments présents en faible concentration (mg/kg). Par ailleurs, le niveau du signal de fluorescence est systématiquement plus élevé pour les solides analysés au banc que sur le terrain sauf pour les mesures effectuées sur la tourbe. Les mesures de terrain induisent une augmentation de l'erreur standard des concentrations mais ne modifient pas les valeurs de concentrations.

Les tests portant sur l'effet de la taille des agrégats de sols naturels ont permis de mettre en évidence un effet systématique sur le signal mais sans influence sur les concentrations, comparativement à des différences même faibles, de teneur en eau. L'effet de la texture, testé en comparant les résultats obtenus sur sol agrégé, tamisé et broyé a également été observé. Toutefois, les analyses sur sols reconstitués par un mélange contrôlé en sable, kaolinite, tourbe avec plusieurs types de sables ont permis de mieux mettre en évidence la prépondérance de l'effet de la teneur en eau, devant la texture.

Analyse de sols de jardins urbains :

Les résultats ont montré une très bonne corrélation entre les concentrations en Pb, Zn, Cu, As, S, Ca mesurées sur site avec l'appareil de fluorescence X portable et celles obtenues par des analyses chimiques normalisées, au laboratoire (minéralisation + ICP/AAS). Ceci a permis le calcul d'un facteur de correction des mesures réalisées sur site qui prend en compte une sous ou une sur-estimation des concentrations pouvant être liée à la mesure sur un volume de quelques cm³ comprenant : sol-eau-air, ou au fait que l'analyse fluorescence X est une analyse totale, alors que l'attaque acide précédent l'analyse par ICP ou AAS n'est pas totale (non mise en solution des phases siliceuses). En revanche, aucune corrélation n'a été observée pour les éléments tels que K, Fe, Ni.

Conclusions :

Les premiers résultats ont montré une bonne performance du spectromètre de fluorescence X. En effet, la comparaison entre les concentrations obtenues avec l'appareil et les concentrations d'échantillons de référence ont montré une très bonne corrélation pour les éléments tels que Pb, Zn, Cu, As, S, Ca. Par ailleurs, l'importance de réaliser les essais sur échantillons secs et à défaut, la nécessité de recalibrer les mesures de terrain avec des mesures normalisées au laboratoire ont été mises en évidence. Toutefois, malgré l'influence d'un certain nombre de paramètres, pour une étude réalisée sur un même site, présentant les mêmes caractéristiques, le spectromètre de fluorescence X apporte les informations nécessaires pour avoir une bonne connaissance de l'état de contamination ou de pollution d'un site.

Références :

- Philippe BRANCHU, Anne-Laure BADIN, Béatrice BECHET, Laurent EISENLOHR, Tiphaine LE PRIOL, Fabienne MARSEILLE, Elise TRIELLI (soumis). Pollution d'origine routière et environnement de proximité. N° Spécial Vertigo.
- Valérie LAPERCHE, Michael BEAULIEU, Pascal AUGER (2008) Caractérisation sur site et in situ de sites et sols potentiellement pollués par spectrométrie de fluorescence X Environnement et Technique, Vol. 275, p. 37-43.
- Chris PARSONS, Eva MARGUI GRABULOSA, Eric PILI, Geerke H. FLOOR, Gabriela ROMAN-ROSS, Laurent CHARLET (2012) Quantification of trace arsenic in soils by field-portable X-ray fluorescence spectrometry: Considerations for sample preparation and measurement conditions Journal of Hazardous Materials, In Press, Corrected Proof, Available online 8 July 2012.
- Yuanda ZHU, David C. WEINDORF, Wentai ZHANG (2011) Characterizing soils using a portable X-ray fluorescence spectrometer: 1. Soil texture Geoderma, Volumes 167–168, p. 167-177.

Mise au point d'une méthode de détermination de la teneur en sel dans les sols par spectroscopie raman

Ivana Durickovic, Guillaume Derombise, L. Framont-Terrasse, S. Thomann

CÉTÉ de l'Est – Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Nancy, Tomblaine, France
E-mail : ivana.durickovic@developpement-durable.gouv.fr

Contexte

En période hivernale, l'épandage de fondants routiers (principalement du chlorure de sodium) sur les chaussées est une opération qui permet d'assurer la mobilité et la sécurité des usagers de la route. Ces produits permettent d'abaisser le point de congélation du liquide présent sur la chaussée. Cependant, sous l'influence du trafic [1] et des conditions météorologiques (transport par le vent ou les écoulements suite aux épisodes pluvieux), une proportion de ce sel est transportée en dehors de la chaussée vers son environnement immédiat. Certaines études montrent que du sel peut ainsi être retrouvé jusqu'à environ 100 mètres de la chaussée [2]. L'environnement immédiat des chaussées est ainsi directement exposé aux fondants routiers dont les impacts environnementaux sont aujourd'hui reconnus [3-5]. Les milieux les plus affectés semblent être la végétation, les nappes phréatiques, ainsi que le sol. L'évaluation de la contamination des sols par les fondants routiers devient une nécessité.

L'ERA31 du LRPC de Nancy a développé et breveté une méthodologie basée sur la spectrométrie Raman pour l'évaluation de la salinité résiduelle dans les eaux [6, 7]. Dans le travail présenté ici, une méthodologie permettant d'utiliser cette technique pour l'analyse des sols a été mise en place [8].

La possibilité d'analyser une solution obtenue par lixiviation du sol comme méthode d'extraction du sel a été investiguée. Plusieurs techniques de préparation des échantillons de sols contaminés ont été testées, et l'influence de divers paramètres évaluée (le temps de lixiviation, le ratio d'extraction solide/liquide, ...).

Extraction du sel des échantillons

Des échantillons de terre végétale ont été collectés à proximité du LRPC de Nancy. Dans une étude préliminaire, une préparation de l'échantillon a été définie afin de minimiser les incertitudes dues à l'humidité ou encore à la taille des particules du sol (séchage et tamisage). Les échantillons ainsi préparés ont été artificiellement contaminés avec une saumure de concentration connue.

L'extraction du sel des échantillons de sol a été obtenue par lixiviation. Afin d'identifier la méthode d'extraction du chlorure de sodium la plus efficace, plusieurs ratios d'extraction (masse(sol)/volume(eau distillée)) et durées de lixiviation ont été testés.

Analyse de la salinité

L'analyse par spectroscopie Raman de saumures étalons a permis d'identifier l'évolution de la bande caractéristique du NaCl en fonction de la concentration de la saumure.

Une courbe d'étalonnage permettant d'évaluer la salinité de la saumure a été établie. La concentration calculée par cette méthode est en très bonne corrélation avec la concentration réelle de la saumure (Fig. 1).

Après l'établissement de la courbe d'étalonnage, une évaluation de l'efficacité de la méthode de détermination de la salinité a été effectuée. Une étude préalable de l'échantillon non-contaminé est effectuée afin d'évaluer la salinité naturelle du sol étudié. Cette salinité naturelle doit alors être déduite de la salinité calculée afin d'avoir une information sur la contamination artificielle par le NaCl.

Trois échantillons de sol ont été contaminés avec du NaCl et leur salinité "théorique" calculée et comparée à celle obtenue par la méthode spectrométrique mise en place ("salinité calculée corrigée" dans Tableau 1).

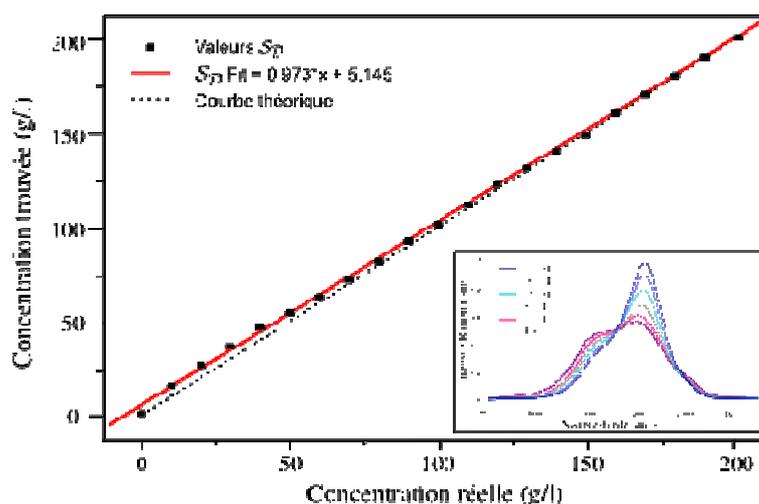


Figure 1: Corrélation de la concentration trouvée par la méthode spectrométrique et la concentration réelle.

Tableau 1 : Comparaison de la salinité théorique et de la salinité calculée après correction.

Échantillon	A	B	C
Salinité théorique (g/L)	5,9	8,0	11,7
Salinité calculée corrigée (g/L)	5,7	6,9	13,0

En prenant en compte la correction liée à la salinité propre à l'échantillon, une précision d'environ 1 g/L est obtenue.

Conclusions

L'analyse de la salinité des sols est un processus complexe nécessitant une préparation de l'échantillon. Différents paramètres permettant l'optimisation de l'extraction du NaCl des sols ont été testés et évalués. Les essais ont montré l'importance de la lixiviation et du tamisage des sols, mais également de la prise en compte de la salinité naturelle du sol.

La détermination de la salinité par la spectroscopie Raman a été évaluée et présente une précision d'environ 1 g/L pour le chlorure de sodium. Cette méthode offre de potentialités prometteuses pour l'analyse de différentes espèces dans les milieux aqueux. Son utilisation pour la quantification des fondants aéroporitaires est en cours de développement.

Références

- [1] G. Blomqvist, M. Gustafsson: "Patterns of Residual Salt on Road Surface"; *6th International Symposium on Snow Removal and Ice Control Technology*, Vol.E-CO63, 2004, pp. 602-608.
- [2] M. Gustafsson, G. Blomqvist: "Modeling exposure of roadside environment to air-borne salt"; *6th International Symposium on Snow Removal and Ice Control Technology*, Vol.E-CO63, 2004, pp. 296-306.
- [3] A. Lundmark: "Modelling the impacts of deicing salt on soil water in a roadside environment", Technical Report TRITA-LWR.LIC 2024, KTH Land and Water Resources Engineering, 2005.
- [4] N. A. Trahan, C. M. Peterson; "Factors impacting the health of roadside vegetation", Technical Report CDOT-DTD-R-2005-12, Colorado Department of Transportation Research Branch, 2007.
- [5] G. Blomqvist; "De-icing salt and roadside environment-strategies for impact analyses"; *PIARC 2002, 11th International Winter Road Congress*, 2002.
- [6] I. Durickovic, M. Marchetti, R. Claverie-Rospide, J. Livet, P. Bourson, M. D. Fontana, J. M. Chassot; "Détermination de la concentration en sel d'une solution aqueuse"; brevet français 0857091 (2008)/ brevet international WO2010043825 (2009).
- [7] I. Durickovic, R. Claverie, M. Marchetti, P. Bourson, J. M. Chassot, M. D. Fontana; "Experimental study of NaCl aqueous solutions by Raman spectroscopy: Towards a new optical sensor"; *Applied Spectroscopy*, Vol.64, Number 8, 2010, pp. 853-857.
- [8] I. Durickovic, M. Marchetti, G. Derombise, S. Poissonnier, L. Framont-Terrasse, S. Ludwig, M. Moutton; "Spectroscopic appreciation of road de-icers in soil and water samples"; *Procedia – Social and Behavioral Sciences*, Vol.48, 2012, pp. 2482-2489.

Les indicateurs de qualités des sols existants sont ils adaptés aux sols urbains ?

Catherine Franck-Néel¹, Pierre Delcour², Emmanuel Dumont³

¹ CETE de Lyon, Département Laboratoire de Clermont-Ferrand, Groupe Risques Environnement Infrastructures, Missions Eau et Déchets catherine.neel@developpement-durable.gouv.fr ;

² CETE Nord-Picardie, Département Bâtiment Énergie Environnement, Groupe Eau et Sols. Pierre.Delcour@developpement-durable.gouv.fr,

³ CETE Ile de France, Département Géosciences et Risques, unité Préservation des Sols Urbains, Eaux Souterraines, emmanuel.dumont@developpement-durable.gouv.fr

Contexte :

Comment intégrer des paramètres de qualité des sols dans les projets d'aménagements urbains voire dans les documents d'urbanisme?

La question se pose dans un contexte économique et social où le sol, à l'instar de l'air et de l'eau, est vu depuis peu comme une ressource non renouvelable à protéger. A l'échelle mondiale comme à l'échelle locale, la réglementation en matière de protection des sols tend à s'harmoniser. Les menaces qui pèsent sur les sols sont en effet bien identifiées. Les fonctions naturelles des sols sont avérées. Les bénéfices économiques à maintenir ces fonctions sont reconnus, mêmes s'ils ne sont pas encore quantifiés.

Pourtant, les politiques publiques tardent à appliquer des mesures de protections des sols. Les gestionnaires interpellent les scientifiques devant le besoin d'outils opérationnels et économiquement viables. Les scientifiques, jusqu'alors focalisés sur une acception de la qualité des sols centrée sur sa capacité à remplir ses multiples fonctions naturelles sont conduits à adopter une vision plus anthropocentrée : la qualité en tant que capacité à rendre des services pour l'homme. C'est dans ce contexte que de nombreux travaux de recherches ont développé l'approche « indicateur de qualité des sols » depuis une quinzaine d'années. En France, les programmes de recherches ainsi soutenus par le MEDDE et l'ADEME restent appliqués aux sols agricoles et forestiers ou au diagnostic de sols pollués (Chauvel, 2008).

Objectifs de la revue :

Cette présentation fait la synthèse des travaux de recherches d'indicateurs pertinents de qualité pour les sols urbains menés par trois équipes CETE (Centres d'Études Techniques) dans le cadre du projet de recherche « Préservation des sols en milieux urbains et routiers » (PSUR) piloté par l'Institut français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR). Après un rappel des spécificités des sols urbains et définitions et concepts (qualité, indicateur, indice, paramètre, référentiel), les indicateurs de qualité des sols existants sont passés en revue et interrogés par rapport à leur capacité à répondre aux enjeux posés par les sols urbains. L'objectif est de proposer une approche « indicateur » adaptée aux sols urbains.

Revue des approches existantes d'« indicateurs de qualité » des sols :

Si l'on reconstitue, avec la littérature internationale et nationale, ce qui motive les scientifiques à rechercher des indicateurs de qualité des sols, la progression peut se résumer de la manière suivante :

Années 1990 : La recherche s'intéresse surtout aux indicateurs d'impact : il s'agit souvent de distinguer les sols pollués des sols non pollués. De nombreux indicateurs sont ainsi développés sur la base de la démarche MDS (minimum data set) introduite dès 1991 par Larson et Pierce et déclinée ensuite de multiples manières en fonction des objectifs (Doran et Parkin, 1994; Doran et Safley, 1997).

Depuis 2000 : Avec la généralisation des inventaires et des réseaux de mesures systématiques (RMQS, pédothèque du GIS-Sol, inventaires de biodiversité), la recherche s'est focalisée sur des indicateurs d'état ou de potentialité d'usages (cf. base INDIQUASOL de l'INRA). Les principaux usages sous-tendus sont l'exploitation forestière et l'agriculture et la viticulture avec la recherche d'indicateurs de portée holistique tels la capacité de stockage de carbone, la fertilité des sols, ou le potentiel agro-naturel.

Depuis 2005 : Des indicateurs fonctionnels opérationnels sont plus spécialement recherchés afin d'intégrer la dimension dynamique de la qualité des sols, vue jusqu'à présent de manière très statique. Il apparaît alors pertinent de définir les fonctions du sol par rapport aux besoins de l'homme, les indicateurs visant dans ce cas à détecter des perturbations des services rendus par le sol à la société (Walter et al., 2002). Les applications restent cependant limitées à des perturbations très spécifiques telles l'effet des amendements organiques sur la santé globale du sol (thèse de C. Janvier, 2007), ou des incendies et du gradient bioclimatique montagnard sur des sols forestiers (thèse de L. Cecillon, 2008).

Depuis 2010 : Avec l'essor des analyses de vulnérabilité des milieux et des analyses de cycle de vie, il s'agit de trouver des indicateurs d'effet ou de pression (à l'instar des indicateurs d'écotoxicité pour l'eau) qui permettraient une évaluation environnementale intégrant des paramètres locaux et indiquant des contraintes spécifiques imposées aux sols.

Évolution vers les bio-indicateurs intégratifs :

L'évolution des indicateurs a ainsi suivi celle du concept de qualité des sols. L'acception retenue aujourd'hui est la qualité fonctionnelle des sols correspondant à la bonne réalisation des différents processus garantissant la réalisation des fonctions attendues par l'homme. Ces processus étant essentiellement sous contrôle biologique, ce sont les bioindicateurs qui focalisent actuellement les efforts de recherches (cf. fiche-outil ADEME : <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?id=81046&cid=96&m=3&p1=3&ref=17205>). Ces recherches sur de bioindicateurs intégrateurs visent à la fois le développement de référentiels d'état biologique des sols et l'indication de perturbations spécifiques. Elles restent cependant appliquées aux sols agricoles, forestiers et aux sites pollués (Blanchart, 2012, Peres et al, 2012).

Quelle approche « indicateurs » pour les sols urbains ?

En contexte urbain, les bio-indicateurs en cours de développement présentent un intérêt pour indiquer l'état actuel du sol urbain à l'échelle du site mais restent limités par l'absence de référentiel pertinent adapté aux sols urbains. Les difficultés d'accès aux parcelles en ville conduisent à privilégier des indicateurs utilisant des mesures de type spectroscopie proche infrarouge (SPIR ou NIRS en anglais), pouvant être obtenues spatialement en aéroporté. En matière de gestion durable des sols en ville, l'approche « indicateur » trouverait surtout son intérêt à l'échelle de la collectivité pour fournir une carte de la fonctionnalité potentielle des sols et permettre aux aménageurs d'intégrer le paramètre « sol » dans leurs décisions. Une approche cartographique fondée sur des inventaires n'est actuellement pas possible car il n'existe pas d'inventaire systématique de la qualité des sols en ville. L'approche fonctionnelle se trouve également limitée par le manque de continuité spatiale et temporelle caractéristique aux sols urbains, ainsi que par le manque de connaissances sur les services rendus par les sols en ville et leurs interactions avec le métabolisme urbain. C'est pourquoi en première approche, les indicateurs et paramètres de qualité des sols présentés dans la littérature internationale ont été classés en fonction des couples usages / fonctions pour un sol urbain (rapport CETE IdF, 2010) pour trois grandes familles de fonctions (environnementales : physique, chimique et biologiques, sociales et économiques).

Le recul des études récentes menées sur les sols urbains et notamment celles sur les jardins en ville, orientent la suite de la démarche vers une approche « indicateurs de qualité des sols urbains » de type MDS axée sur les principaux paramètres reconnus comme spécifiques aux sols urbains.

Références

- Blanchart Eric, 2012. Quels bioindicateurs pour une gestion durable des sols ? Actes des journées techniques nationales de l'ADEME des 16 et 17 octobre 2012, Paris 7^e Bioindicateurs et phytotechnologies : des outils biologiques pour des sols durables. p7-16.
- Chauvel Arnaud, 2008., Indicateurs de la qualité des sols : introduction. Compte rendus de l'Académie d'Agriculture de France – 2008. Séance du 30 janvier 2008. 2p.
- Cecillon Lauric, 2008. Quels indicateurs pour évaluer la qualité de sols forestiers soumis à des contraintes environnementales fortes ? Thèse de doctorat de l'université Joseph Fourier de Grenoble, spécialité science du sol CEMAGREF et ADEME, 215p.
- CETE IdF/LREP , 2010 Rapport d'étape Étude bibliographique sur les indicateurs de qualités des sols. 19p.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In : Defining soil quality for a sustainable environment. (Doran J.W. et al. Eds), pp. 3-22. SSSA Spec. Publ. 35, Madison, WI.
- Doran, J.W., Safley, M., 1997. Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, CE, Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., Eds. Biological indicators of soil health. CAB International, pp. 1-28.
- Janvier Céline, 2007. Recherche d'indicateurs de la santé des sols. Thèse de doctorat de l'institut national Agronomique Paris Grignon. Spécialité Microbiologie des sols 217p.
- Larson, W.E. & Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In: Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World. Vol. 2, pp. 175-203. ISBRAM Proc. 12 (2), International Board for Soil Research and Management, Bangkok, Thailand.
- Peres G., Bispo A., Grand C., Galsomes L., 2012, Le programme de recherche ADEME « bioindicateurs de l'état biologique des sols » : ses objectifs, sa mise en oeuvre, son déroulement. Actes des journées techniques nationales de l'ADEME des 16 et 17 octobre 2012, Paris 7^e Bioindicateurs et phytotechnologies : des outils biologiques pour des sols durables. p17-27.
- Walter, C., Chaussod, R., Cluzeau, D., Curmi, P., Hallaire, V., (coord.), 2002. Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieux limoneux acides. Rapport Final Programme de Recherche GESSOL, Fonctions environnementales des sols. INRA Ed. 182p.

Indicateurs biologiques : Expérimentation de protocoles d'essais sur végétaux supérieurs

François Filior

Cete Nord Picardie, Département Bâtiment Énergie Environnement, Eaux et sols

Les végétaux sont des organismes autotrophes qui puisent en grande majorité leurs nutriments dans le sol. Ils sont donc sensibles à la qualité de ce dernier, comprise dans sa complexité bio-physico-chimique. Les travaux réalisés visent à étudier l'intérêt potentiel des végétaux supérieurs dans la caractérisation des sols urbains et routiers.

La bibliographie a ainsi permis de constater que s'il existe une grande variété de protocoles utilisant des végétaux supérieurs, leur applicabilité « en routine » dans le champ de l'aménagement reste délicate.

Les travaux menés se sont ensuite intéressés à des protocoles relativement simples à mettre en œuvre, basés sur la germination et la croissance des végétaux supérieurs. Plus particulièrement, il s'agissait d'expérimenter le protocole de la norme NF ISO 11269-2, et de quelques développements envisageables à partir de ce protocole, pour en étudier l'adaptabilité et l'intérêt en contexte urbain et routier.

Le protocole normalisé définit les modalités pour cultiver des végétaux sur des échantillons de sol « standard » graduellement amendé du produit dont on teste la toxicité, ainsi que deux indicateurs à mesurer à l'issue de la période de culture. Le premier indicateur est la capacité germinative, mesurée par le taux de germination, soit le nombre de végétaux ayant émergé rapporté au nombre de graines plantées. Le second indicateur est la croissance, mesurée par la biomasse produite dans le sol contaminé rapportée à la biomasse d'un témoin.

Appliqué à des sols réels, tout en respectant les recommandations indicatives prévues à cet effet en annexe de la norme, ce protocole ne permet pas de distinguer la « qualité agronomique » du sol de sa « qualité environnementale », cette dernière notion étant elle-même à apprécier en fonction du contexte. Le protocole normalisé ne suffit donc pas, en l'état, à fournir des éléments qui éclairent utilement les problématiques de gestion des sols urbains et routiers.

Parmi les indicateurs expérimentés, deux semblent présenter un intérêt, notamment dans une perspective d'application en pré diagnostic et/ou en monitoring.

Le premier indicateur, s'inscrivant en continuité de résultats proposés par Vernay et al. (2009), est basé sur la vitesse de germination : il s'agit de mesurer le Txx, c'est-à-dire le temps nécessaire à la germination de xx % des graines.

L'expérimentation a consisté à conduire des essais sur des échantillons composés de sols contaminés prélevés dans une fiche urbaine, mélangés dans des proportions variables au sol standard utilisé pour le protocole normalisé. Certains paramètres du protocole normalisé, tel que le nombre de graines par pot par exemple, ont également été modifiés.

Les résultats obtenus tendent à montrer qu'un indicateur de type Txx permet de discriminer les sols testés. De plus, l'interprétation de la qualité relative des sols au regard du retard à la germination sur sol « brut », apparaît cohérente avec la qualité supposée de ces sols au regard de la physico-chimie.

Confrontés aux mêmes échantillons, les indicateurs normalisés donnent des résultats moins satisfaisants. Le taux de germination ne permet pas de discriminer les sols testés, tandis que les résultats sur la biomasse mettent en évidence des effets antagonistes « toxique » et « engrais », s'exprimant de façon variable selon la proportion « sol prélevé / sol standard », sans qu'il soit possible d'en proposer une interprétation.

Le second indicateur, inspiré de résultats de travaux de Bhatia et al. (2005) et de Vogel-Mikus et al. (2007), vise à exploiter l'« effet mémoire » des graines : l'idée de base est que des graines produites sur un site contaminé sont moins performantes que des graines produites sur un sol sain.

Quoique de nombreux protocoles soient envisageables sur cette base, l'expérimentation menée s'est limitée à mesurer le pouvoir germinatif de graines récoltées sur des sites plus ou moins pollués. La réalisation du protocole, compte tenu de problématiques telles que la disponibilité de matériel végétal exploitable lors des prélèvements ou de conservations des graines prélevées, n'ont pas permis de produire un jeu de données significativement interprétable. Les quelques résultats obtenus sont cependant tous compatibles avec une interprétation liant le pouvoir germinatif et la qualité du sol.

Les premiers résultats obtenus ne permettent pas de conclure sur l'intérêt ou l'absence d'intérêt d'indicateurs basés sur les végétaux supérieurs, mais incitent cependant à poursuivre les travaux (au moins sur les deux indicateurs décrits dans cet article), afin notamment d'examiner et de préciser :

les protocoles les plus robustes ;

leurs éventuelles limites au regard de la pédologie et/ou des types de contaminations ;

leurs domaines d'applications : type de projet, contexte méthodologique.

Références

VERNAY P., AUSTRY A., GAUTHIER-MOUSSARD C., HITMI A., 2009, « Germination et fonctionnement du système photosynthétique des végétaux comme bioindicateurs de pollution des sols », *Etudes et Gestion des Sols* n°16, pp 349-357

Intérêt de l'indicateur biochimique pour la caractérisation des sols pollués en milieu urbain

Pierre Delcour

Centre d'Études Techniques de l'Équipement Nord-Picardie
42 bis, rue du marais – Sequedin
BP 99 – 59 482 Haubourdin cedex
pierre.delcour@developpement-durable.gouv.fr
Tél : 03.20.48.49.41 / Fax : 03.20.50.55.09

À la suite d'un premier travail réalisé concernant les indicateurs biologiques de la qualité des sols et plus particulièrement l'utilisation des activités enzymatiques comme indicateurs de la pollution des sols, l'indicateur biochimique (Wyszkowska, 2002) et l'activité des déshydrogénases ont été mesurés sur un gradient de pollution métallique.

Les activités enzymatiques seules présentent une variabilité importante liée notamment aux conditions du milieu. Pour pallier en partie cette variabilité, Wyszkowska propose dans une publication de 2002 de travailler avec différentes activités enzymatiques afin de définir un indice biochimique de la fertilité du sol.

Cet indicateur est défini de la sorte :

$$M_w = (Ur/10 + Dh + Phos) * \% C$$

avec : Ur : uréase, Dh : déshydrogénase, Phos : phosphatase alcaline et acide, %C : pourcentage de carbone.

La pondération a pour objectif de donner un poids du même ordre de grandeur à chacune des activités enzymatiques.

Les résultats obtenus, uniquement dans un contexte agricole, montrent une diminution de l'indicateur lorsque la teneur en chrome augmente dans les sols.

L'objectif des travaux menés par le CETE Nord-Picardie dans le cadre de l'opération de recherche IFSTTAR visait à tester cet indice dans le cadre de pollution métallique sur des sols urbains.

Les investigations ont été menées sur le site atelier de l'Union (réseau Safir), sur une parcelle contaminée par des métaux. 15 points sur le site ont été investigués. Les prélèvements ont concerné le premier horizon de sols directement sous la rhizosphère (de 5 à 25 cm de profondeur). Les prélèvements ont été réalisés à la tarière à main.

Différents paramètres ont été mesurés sur chaque point en plus des activités enzymatiques nécessaires à la détermination de l'indice (pH, teneur en eau, dénombrement bactérien, teneur en matière organique, teneurs en métaux sur bruts (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn)).

Les sols prélevés présentent des contaminations en plomb (de 90 à 700 mg/kg MS), zinc (de 140 à 960 mg/kg MS) et chrome (de 40 à 330 mg/kg MS).

Les résultats montrent une faible activité des déshydrogénases lorsque la contamination est importante. En revanche, l'activité peut également être faible même en l'absence de contamination significative.

Des analyses en composantes principales ont été menées afin de répondre aux questions :

Quelles sont les variables qui sont liées positivement entre elles ?

Quelles sont celles qui s'opposent ?

L'interprétation s'est basée sur les 3 premiers axes factoriels. Le premier axe est expliqué par la perte au feu, l'indice biochimique, le pH et les teneurs en métaux (Cr, Pb et Zn). Le deuxième axe est expliqué par la déshydrogénase et le troisième axe par le dénombrement bactérien.

Certaines variables ne sont pas représentées sur cette première analyse (phosphatase, teneur en eau, uréase). La corrélation donnée entre le plomb et le zinc confirme une origine commune de cette pollution. L'indice biochimique est corrélé positivement aux métaux et à la perte au feu. Cette dernière corrélation est expliquée par l'utilisation du pourcentage de carbone total dans le calcul de l'indice biochimique.

Deux points paraissent atypiques dans cette première analyse, une deuxième analyse a été réalisée sans ces points. Les résultats précédents sont confirmés par cette deuxième analyse.

Plusieurs limites peuvent être mises en évidence dans cette étude :

Les interactions omniprésentes dans les sols peuvent masquer les liens entre l'activité biologique et les niveaux de pollution.

Seuls quinze points ont été prélevés et analysés.

En dehors de quelques anomalies, la contamination des points par les métaux est assez homogène.

Les polluants organiques n'ont pas été mesurés et peuvent impacter les résultats.

En conclusion, cette étude montre que le dénombrement bactérien, tel qu'il a été mesuré dans l'étude, n'est sans doute pas le plus représentatif de l'activité microbienne globale des sols.

L'indice biochimique ne semble pas pouvoir actuellement être utilisé comme bio-indicateur de la pollution métallique des sols mais peut avoir un intérêt en temps que bio-indicateur d'impact sur les sols.

D'autres mesures complémentaires sont nécessaires pour confirmer ou infirmer cet intérêt comme bio-indicateur d'impact notamment avec un gradient de pollution plus important et des sols ayant d'autres caractéristiques.

Opportunité et limites de l'exploitation des données du sous-sol en milieu urbain pour la connaissance des sols urbains : application à la zone atelier du plateau de Belleville Montreuil

Wolfgang Borst, Philippe Branchu, Aurore Fauchas, Catherine Néel

CETE Ile de France

12, rue Teisserenc de Bort 78190 Trappes

Wolfgang Borst (wolfgang.borst@developpement-durable.gouv.fr)

Contexte de la communication

L'urbanisation d'un territoire est à l'origine de modifications considérables du sol et du sous-sol dues à l'ampleur des aménagements en surface et en profondeur. Le milieu urbain est donc caractérisé par une forte hétérogénéité des sols.

Les remaniements – apports, arasements et excavations – successifs de matériaux naturels ou anthropiques et le scellement des sols compliquent amplement leur caractérisation. C'est pourquoi la caractérisation des sols demeure cantonnée aux milieux naturels et agricoles.

L'approche suggérée par cette étude explore l'opportunité de renseigner sur la nature et sur la diversité des sols par l'exploitation des données cartographiques disponibles sur un territoire urbain.

Sujet d'étude et objectifs

Le plateau de Belleville-Montreuil (14 km²) situé au Nord-Est de Paris est une entité géographique et géologique de structure monoclinale (Figure 1).

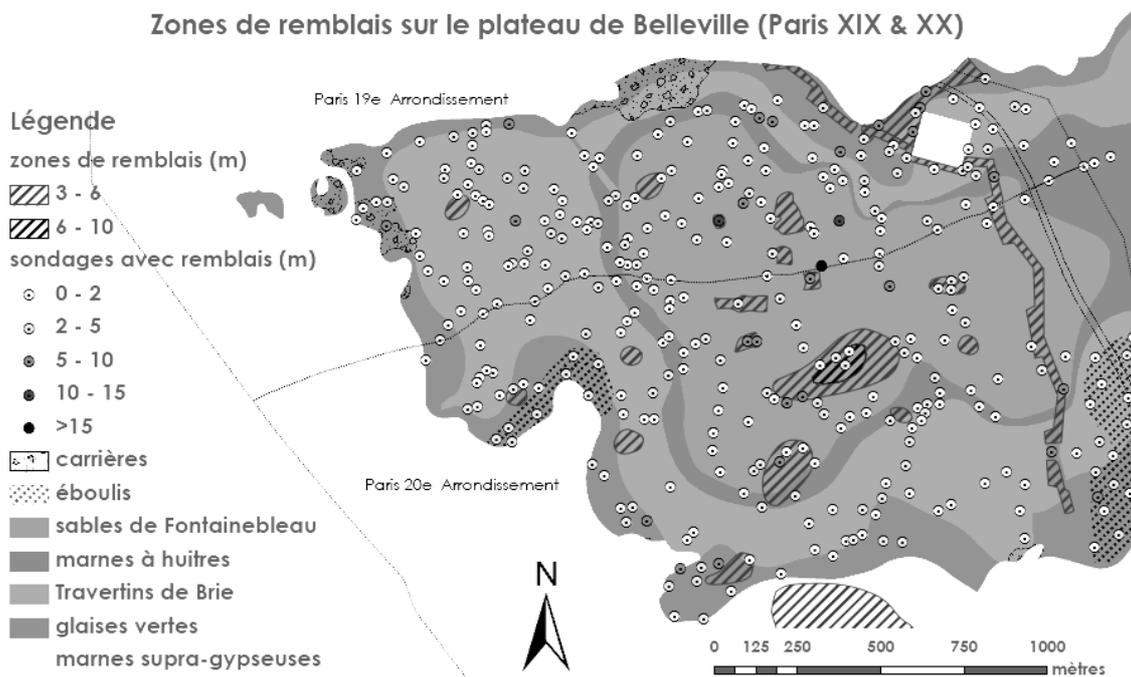


Figure 1 : Site d'étude

L'ensemble des données pédologiques historiques, de la topographie ainsi que des données géologiques et géotechniques récoltées sur cette zone ont permis par leur exploitation de rendre compte des informations disponibles. L'étude comporte 2 objectifs :

Objectif 1 : la pré-identification des sols technologiques, notamment sur remblais par l'exploitation des données géotechniques et topographiques ;

Objectif 2 : la reconstitution des séquences pédologiques d'origine avant urbanisation par l'exploitation des données géologiques, hydrologiques et topographiques

Résultats et observations

L'exploitation des données topographiques permet d'identifier des grands secteurs de remaniements (déblais, remblais) sur le plateau. Selon les secteurs, l'échelle de cartographie offre des données plus précises sur Paris intra-muros. La résolution ne permet cependant pas une réflexion à la parcelle.

Les données de sondages permettent d'identifier des zones importantes de remblais de comblement des zones de carrières. Les remblais d'exhaussement concernent souvent des surfaces plus restreintes et sont constitués de matériaux plus hétérogènes. Les coupes géologiques transversales en milieu urbain dense représentent souvent cette couche de remblais comme continue et homogène, ce qui indique que les informations sur ces apports d'origine anthropique sont partielles et trop imprécises pour rendre compte de l'hétérogénéité, de la nature, des épaisseurs et des discontinuités de cette formation.

Seulement un tiers des sondages qui comportent une couche de remblais ont une description lithologique associée, ceci s'explique soit par la perte du relevé stratigraphique détaillé, soit par une description souvent trop succincte des éléments constitutifs des remblais.

Une typologie des sols technologiques est possible, elle souffre cependant de lacunes importantes :

les informations sont essentiellement géologiques et non pédologiques ;

les données exploitées sont ponctuelles dans l'espace et dans le temps, elles proviennent de dates très espacées, la cartographie peu donc être inexacte dans le temps et dans l'espace ;

la qualité des données est particulièrement disparate du fait de la multiplication des opérateurs chargés des relevés ;

plus particulièrement, il n'existe pas de référentiel pour la description des remblais.

La reconstitution d'un état pédologique pré-urbanisation et de son évolution est une démarche possible, elle suppose de disposer de deux données :

une cartographie de la topographie initiale afin de reconstituer l'ensemble des eaux de surfaces (ruisseaux, plans d'eau) et bassins versants;

une bonne connaissance du socle géologique, des pentes et de la végétation de terrains.

Les données pédologiques pré-urbanisation indiquent dès la fin du XIX^{ème} siècle des pollutions liées aux pratiques agricoles, témoignant d'une empreinte de l'Homme qui précède la phase d'anthropisation liée à l'urbanisation. L'état naturel des sols est dès lors fortement modifié, par des apports de boues, par les labours et l'introduction de semences.

L'approche est néanmoins compromise du fait des lacunes de données sur les remaniements de sol, et la difficulté de recréer l'historique des aménagements en surface à l'échelle de la parcelle

Les observations et relevés de terrains montrent par ailleurs l'importance des remaniements anthropiques, le sol initial est souvent absent car tronqué et/ou enseveli.

L'étude des sols urbains à partir de bases de données géographiques offre une vision intéressante pour retracer les événements majeurs qui ont pu influencer sur la nature des sols au cours du développement des activités humaines sur un territoire. L'échelle d'observation ne saurait rendre compte de « trajectoires d'occupation du sol » à la parcelle ; elle est davantage adaptée à celle d'un bassin versant.

Référence

Laroche B., Thorette J. et Lacassin J. Cl. 2006. L'artificialisation des sols : pressions urbaines et inventaire des sols. Etude et Gestion des Sols, Volume 13, 3, p. 223 à 235.

Relation entre usage des sols et anthropisation : Application à la zone atelier du plateau de Belleville-Montreuil

Catherine Franck-Néel¹, Aurore Fauchas²

¹ CETE de Lyon, Département Laboratoire de Clermont-Ferrand, Groupe Risques Environnement Infrastructures, Missions Eau et Déchets catherine.neel@developpement-durable.gouv.fr ;

² CETE Ile de France, Département Géosciences et Risques, unité Préservation des Sols Urbains, Eaux Souterraines, aurore.fauchas@developpement-durable.gouv.fr

Contexte :

En pédologie, il est admis que les propriétés d'un sol résultent de l'évolution d'un matériel parental dans la durée (plusieurs centaines d'années), sous l'influence de plusieurs facteurs naturels (climat, végétation, relief) et de facteurs anthropiques (irrigation, drainage, labour, mélange, compactage, apports d'amendements ou de nouveaux matériaux...). La spécificité des sols urbains est qu'ils sont intensément utilisés ou perturbés par l'homme. Ils ne représentent qu'une évolution d'assez courte durée (quelques dizaines d'années). Il n'existe pas de références de qualité ni de fonctionnement pour les sols urbains, contrairement aux sols agricoles et forestiers qui ont bénéficié d'analyses systématiques (eg. En France : programmes INRA-RMQS & ASPITET). En matière de cartographie, alors que plusieurs travaux ont établi la correspondance entre la répartition spatiale des types de sols et celle des principaux facteurs pédologiques, les villes restent des « zones blanches » non renseignées. En zone urbaine, s'il est généralement admis que l'essentiel des propriétés des sols est lié à l'historique de l'usage des sols par l'homme, cette hypothèse n'a en fait jamais été testée.

Cette présentation restitue les résultats d'une première approche menée dans ce sens par deux équipes CETE dans le cadre du projet de recherche « Préservation des sols en milieux urbains et routiers » (PSUR) piloté par l'Institut français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR).

Objectif :

L'objectif de cette étude est d'analyser le lien entre l'historique d'occupation du sol urbain et son anthropisation. Il s'agit d'évaluer si ce lien est suffisamment fort pour proposer une approche de cartographie prédictive des sols adaptée à la ville. Ce travail associe donc une démarche d'analyse cartographique de l'historique d'usage du sol et une approche pédologique d'analyse de la qualité des sols à la parcelle. La zone atelier du plateau de Montreuil a été choisie en raison de la connaissance de l'histoire de l'occupation des sols renseignée par les études préliminaires réalisées par le CETE Ile de France (Fauchas *et al.*, 2010).

Analyse cartographique :

L'analyse de l'historique du site a permis d'identifier trois grandes périodes d'historique d'occupation des sols (HOS) depuis l'époque napoléonienne, à savoir :

- 1854 - 1930 : densification de l'habitat bas (individuel et collectif) au dépens des petites parcelles agricoles ;
- 1930 - 1960 : désindustrialisation progressive (comblement des sablières), drainage des zones humides, début de reconversion des parcs boisés de forts et de châteaux en jardins et parcs publics ;
- 1960 - 1980 : forte densification de l'habitat (gros ensembles collectifs hauts) et développement des grandes infrastructures qui morcellent actuellement le secteur.

Sept secteurs géographiques d'historique homogène ont ainsi pu être identifiés. Dix classes de mode d'occupation des sols (MOS) ont été retenues de sorte à élaborer trois cartes, à savoir :

- une carte de l'état initial 1854 (sur la base du cadastre napoléonien avec 6 classes initiales MOS)
- une carte de l'état final 2003 (base IAURIF, 83 classes MOS simplifiée à 10 classes de MOS final)
- une carte de type d'évolution renseignant la complexité du passage entre l'état initial et l'état final (notamment passage par une industrie ou une carrière)

A l'échelle du plateau, l'analyse thématique de ces cartes fait ressortir l'évolution des surfaces de sol bâti ou occupé par les routes et chemins. Une analyse plus poussée de l'évolution entre les dates clés 1854 / 1930 / 2003 n'a pu être menée qu'à l'échelle des sept zones de HOS homogène. La possibilité d'analyse thématique s'est en effet trouvée limitée par un problème de vectorisation. La fusion des tables SIG initiales (parcellaire napoléonien) avec le parcellaire actuel n'a pas pu s'effectuer de manière entièrement automatique ce qui interdisait un traitement à l'échelle du plateau de Belleville – Montreuil

Confrontation avec l'analyse pédologique :

L'analyse pédologique a consisté à réaliser plusieurs sondages à la tarière manuelle dans un nombre limité de parcelles présentant un HOS homogène. Compte-tenu des difficultés d'accès et de la durée d'investigation par parcelle, cette analyse n'a été menée que sur 3 des 7 zones pré-identifiées, à savoir :

- zone 1 : Les Lilas : MOS ini./actuel = bois / parc et jardins publiques ± affecté par sablière ;
- zone 4 : Montreuil - quartier murs à pêches : arboriculture / chemin ou jardins privés ;
- zone 5 : Montreuil - parc Beaumont : petites parcelles agricoles / bois, pelouse ± affecté par carrière

Dans chaque parcelle, les carottes de sol ont été décrites en terme pédologique (couleur, texture, nature des éléments grossiers, structure autant que possible) et ont été analysées in situ par spectrofluorimétrie X pour un diagnostic préalable de la composition chimique (éléments majeurs et traces métalliques). Plusieurs échantillons ont ensuite été analysés au laboratoire (granulométrie 16 HAP et métaux totaux). La mesure de la perméabilité à saturation (infiltrométrie double anneau) n'a été effectuée qu'aux Lilas alors que la mesure du profil de résistance du sol à la pénétration (par PANDA) a été réalisée dans presque toutes les parcelles.

Du point de vue pédologique, une importante hétérogénéité spatiale est remarquée dans chaque parcelle qui s'explique le plus souvent par des remaniements anthropiques. Les résultats montrent ainsi que même dans les zones présentant un historique MOS simple (bois resté bois), l'anthropisation se trouve marquée par des apports de matériaux (remblais ou terre mélangée). Les profils granulométriques et PANDA permettent de différencier certains de ces matériaux, notamment les apports récents de terre végétale des remblais plus anciens. Les analyses chimiques permettent également de caractériser certains des apports anciens. Les HAP notamment, indiquent une origine pyrolithique des niveaux gadoue de Paris marquant les profils des jardins du quartier des murs à pêches à Montreuil. Comparativement, les HAP retrouvés aux Lilas sont clairement d'origine pétrolière et affectent surtout les horizons de surface. Les éléments traces métalliques (ETM) permettent aussi de distinguer différentes qualités de matériaux d'apports. Ceux-ci sont généralement contaminés en Cu, Zn, Pb et Hg avec des teneurs supérieures aux valeurs seuil de risque établies par la CIRE d'Ile de France (Mathieu et al., 2007).

Les anciennes parcelles agricoles reconverties en parcs ou jardins sont les plus contaminées aussi bien en métaux potentiellement toxiques (dont Hg) qu'en HAP à 4 et 5 cycles benzéniques potentiellement cancérigènes. Les deux sites actuellement boisés des zones 1 (Lilas : parc Gay) et 3 (Montreuil : parc Beaumont), d'historique pourtant très distinct (MOS initiale respectivement bois et agriculture) et affectés par des remblais anciens (comblement de carrières vers 1930) sont aussi les seuls sites caractérisés par de faibles teneurs en HAP en surface et par des teneurs en ETM situées dans les gammes de celles des sols agricoles français sur toute leur profondeur (Baize, 2000).

Conclusions et analyse critique de la démarche :

L'approche cartographique a permis de distinguer des zones homogènes en terme d'historique et d'usage actuel des sols. L'avantage de la démarche cartographique adoptée est qu'elle utilise des sources de données a priori disponibles dans beaucoup de villes françaises (*i.e.* cadastre napoléonien et base actuelle MOS). La difficulté reste la vectorisation d'une carte faisant la synthèse entre le parcellaire napoléonien et l'actuel. La confrontation avec l'approche pédologique à la parcelle montre aussi une limite associée à la méconnaissance des limites exactes des anciennes carrières. L'analyse pédologique a en effet révélé non seulement l'importance de l'usage initial (agricole *vs* bois) mais surtout l'impact des remblais anciens et récents. L'analyse pédologique n'a cependant pas été conduite sur un nombre suffisant de parcelles pour permettre une conclusion sur la relations entre historique et qualité du sol. Elle a été focalisée sur des zones du plateau de Montreuil pour lesquelles l'usage des sols n'a pas évolué depuis 1930. Il serait intéressant de prolonger l'approche de confrontation entre cartographie d'historique et pédologie dans des quartiers tels à Romainville, marqués par une évolution récente dans les années 1960.

Références :

- BAIZE Denis (2000) Teneurs totales en " métaux lourds " dans les sols français résultats généraux du programme ASPITET Courrier de l'environnement de l'INRA n°39, p37-46
- FAUCHAS Aurore et al. (mars 2010) Présentation du plateau de Malassis - Montreuil – CETE IdF/LREP/GMS/ Rapport intermédiaire n°11M0932 de l'OR 11M092 PSUR IFSTTAR p1-32.
- MATHIEU Arnaud, BAIZE Denis, RAOUL Christophe, DANIAU Côme (2007) Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires. Référence de la CIRE (Cellule Inter-régionale des Risques Epidémiologiques) Ile de France. Environnement Risques Santé, 2007, Volume 7, Numéro 2, p112-122.

Spécificités des sols urbains et modélisation hydrogéochimique du transfert de polluants (projet OPUSS)

Cécile **Le Guern**¹, Béatrice Béchet², Valérie Gujisaite², Yann Lotram², Valérie Guérin¹,
Madjid Bouzit¹, Nadia Saiyouri³, Hélène Roussel⁴.

¹BRGM – Direction Régionale des Pays de la Loire, 1 rue des Saumonières - BP 92342 - 44323 Nantes Cedex 3
c.leguern@brgm.fr ;

Centre scientifique et technique, 3 av. Claude Guillemin, BP 36009, 45060 Orléans Cedex 9, France

²IFSTTAR – Centre de Nantes - Département Géotechnique, Eau et Risques – Groupe Pollution des Eaux et des Sols, Route de Bouaye – 44344 Bouguenais cedex, France

³Ecole Centrale de Nantes - GeM - Institut de Recherche en Génie Civil et Mécanique, BP 92101, 44321 cedex Nantes, France

⁴Ademe - Département Sites et Sols Pollués – Direction Déchets et Sols, 20 Avenue du Grésillé - BP 90406, 49004 Angers cedex 01, France

Introduction

Les sols et sous-sols urbains sont soumis à de fortes pressions du fait des aménagements et activités anthropiques, ainsi que de l'urbanisation croissante. Les collectivités doivent ainsi faire face à des problèmes de gestion durable de leur territoire, en vue d'une préservation des sols et des ressources en eau. Ceci passe par la reconquête de zones potentiellement urbanisables et la réhabilitation de sites pollués. Les questions de pollution du sol et du sous-sol font ainsi partie intégrante de la gestion du territoire.

Des modèles et codes de calcul ont été développés pour simuler les écoulements et/ou le transport réactif de polluants dans les sols et sous-sols. La modélisation permet de comprendre le comportement des polluants et de prédire leur devenir. Elle apparaît ainsi comme un outil important pour les problèmes de gestion et d'aménagement en milieu urbain. Leur utilisation apparaît souvent cependant l'affaire de spécialistes.

Le projet OPUSS (Modélisation du transport de contaminants dans les sols et le sous-sol en milieu urbain), a pour objectif d'analyser les outils existants, les pratiques d'utilisation en France et leur potentiel à être utilisé ou adapté dans les zones urbaines. Il prend en compte une large gamme de polluants rencontrés en milieu urbain.

Méthodologie

Une synthèse bibliographique internationale a été menée dans un premier temps pour bien décrire les spécificités du milieu urbain, ainsi que les enjeux socio-économiques associés. Ensuite, le projet a analysé les outils de modélisation existants. Une enquête auprès des utilisateurs et des contacts avec les développeurs ont complété l'approche bibliographique. Les informations collectées débouchent sur une synthèse des fonctionnalités des principaux outils de modélisation sous forme de fiche descriptive, sur une comparaison des outils et sur la proposition de recommandations.

Principaux résultats

La synthèse bibliographique montre que les polluants peuvent être générés par les activités industrielles ou domestiques, ainsi que par les activités de transport et d'entretien. Ils se répartissent entre les différentes phases du sol et du sous-sol (solide, liquide, gaz). Leur mobilité est régie par différents processus physico-chimiques de transport et de rétention/libération. Dans ce cadre, l'eau apparaît comme un vecteur important de migration, notamment depuis les sols vers les nappes d'eau souterraine. Les spécificités du milieu urbain, en particulier son hétérogénéité et sa complexité, influencent également le transport des polluants. Ceci conduit à des transferts et à des capacités de rétention non uniformes.

Parmi les nombreux outils de modélisation existant, seuls quelques-uns semblent utilisés. Ils considèrent généralement un milieu poreux uniforme (continu, isotrope). Les hétérogénéités (simples) apparaissent toutefois intégrées régulièrement. Alors que les processus d'écoulement sont pris en compte de manière systématique, les processus physico-chimiques apparaissent souvent limités à l'adsorption, représentée par un Kd. On rappellera ici que l'approche Kd n'est valable que pour de faibles concentrations, et peut varier largement en fonction des milieux.

Le rare couplage avec des systèmes d'information géographique (SIG) peut être relié à l'échelle de travail généralement appliquée (site). C'est pourtant un mode de représentation très utile dans le cadre d'une gestion

territoriale. Parmi les manques soulignés par les utilisateurs, le plus manifeste est le manque de données de terrain. Cela apparaît comme un facteur de progrès indispensable. Pour le moment en effet, ce manque empêche la validation des modèles élaborés.

Les outils de modélisation disponibles apparaissent en outre principalement concentrés sur la compréhension du système physique. Néanmoins, les méthodes d'évaluation socio-économiques semblent de plus en plus intégrées dans les travaux de modélisation. Il est en effet reconnu que les questions de pollutions des sols et des eaux ne se réduisent pas seulement à des processus de transfert. Cela inclut également des aspects socio-économiques, liés par exemple au comportement humain et à la recherche de solutions de gestion.

Conclusion

L'approche intégrée multidisciplinaire et opérationnelle mise en œuvre dans le cadre du projet OPUSS met en évidence les possibilités et les limites des outils de modélisation existant eu égard aux spécificités des sols urbains. Sur cette base, elle propose des pistes d'amélioration et des recommandations pour leur utilisation en gestion des sols et du sous-sol urbains soumis à des problèmes de pollution diffuse, et plus largement en gestion du territoire urbain. Ce travail soulève en outre plusieurs questions, dont l'échelle (parcelle, quartier, bassin versant,...) permettant d'utiliser au mieux la modélisation du transfert de polluants comme outil d'aide à la décision pour les gestionnaires des sols urbains.

Lecture hydro-géochimique des impacts de l'urbanisation sur la nappe des sources du nord de Paris (Zone atelier du plateau de Belleville-Montreuil)

Wolfgang Borst¹, Emmanuel Dumont², Philippe Branchu¹, Edwige Pons-Branchu³

1: Dept Ville Durable CETE Ile de France 12 rue Teisserenc de Bort 78190 Trappes

2: Dept Géosciences Risques CETE Ile de France Rue de l'Egalité Prolongée 93352 Le Bourget Cedex 3 : LSCE, Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, Bat. 12, Campus du CNRS, 91191 Gif-Sur-Yvette

Contexte et objectifs de la communication

L'anthropisation peu réversible (remblaiements, pollutions et imperméabilisation) des sols engendrée par la dynamique d'extension des zones urbaines est depuis la création des villes à l'origine de modifications des nappes de proche surface. Les sources de recharge de ces nappes urbaines et leur évolution en lien avec les dynamiques de l'urbanisation demeurent peu connues et la nappe phréatique de proche surface en milieu urbain est rarement considérée en tant qu'objet de recherche à part entière.

L'objectif de cette étude est donc d'appréhender à l'échelle d'un bassin versant les évolutions qualitatives et quantitatives de la recharge d'une nappe de proche surface au cours de l'histoire de l'urbanisation en surface.



Sujet d'étude

La nappe perchée du plateau de Belleville à l'est de Paris offre un objet d'étude avantageux pour l'étude approfondie des dynamiques et sources de recharge des eaux souterraines. L'histoire de son exploitation remonte au XII^{ème} siècle où des confréries religieuses se sont installées sur les coteaux procédant à des travaux de drainage importants au sein même de la nappe. Les Sources du Nord ainsi dénommées serviront dès cette époque et jusqu'à l'entrée dans le XIX^{ème} siècle comme ressource principale pour l'adduction en eau des fontaines de la ville de Paris.

La zone étudiée (3,3 km²) se situe en limite occidentale du plateau de Malassis, entité géographique et hydrogéologique d'une superficie de 14 km². Le réseau des Sources du Nord qui exploite l'aquifère superficiel (≈10 m de profondeur) des travertins de Brie (oligocène) présente ainsi l'intérêt d'exister depuis les premiers stades d'urbanisation de Paris et de sa proche couronne.

Dispositif expérimental/Méthodologie

L'instrumentation météorologique du bassin versant a débuté en juin 2011 ; le réseau de mesure est constitué de capteurs pour la mesure continue sur 4 des 8 piezomètres et puits suivis sur le bassin ainsi qu'à l'exutoire principal du réseau des sources (trou Morin). L'exutoire fait l'objet d'un suivi débitmétrique couplé à une sonde multi-paramètres. Un pluviomètre et une jauge owen sont dédiés à la mesure et au prélèvement des retombées totales, respectivement.

Dans une optique diachronique, l'étude est portée d'une part sur la reconstitution d'un état dit « naturel » avant urbanisation, d'autre part sur l'étude du fonctionnement anthropisé actuel du système. La comparaison des deux états permet d'identifier les désordres apportés au système et plus particulièrement à sa dynamique de recharge (sources, flux).

La méthodologie utilisée peut être détaillée selon 5 axes :

recherche et analyse des données historiques (mesures de débits, cartes piézométriques, analyses d'eau, données climatiques, occupation du sol et aménagements) ;
mise en place d'un réseau de petite instrumentation afin de caractériser la dynamique inter-annuelle de la nappe de proche surface ;
caractérisation géochimique (éléments en traces) des eaux de nappe, des précipitations et de l'eau des réseaux par des prélèvements mensuels ;
prélèvements, datations (U/Th, A14C, comptage de lamines) et caractérisations géochimiques (éléments traces métalliques) de concrétions carbonatées présentes au sein du réseau des sources, témoins des écoulements passés et des variations climatiques sur les 3 derniers siècles.

Résultats

Les sources (flux et répartition spatiale) de recharge sont ensuite identifiées par l'étude des fluctuations du niveau de la nappe corrélées à celle du débit à l'exutoire en fonction des stimuli pluvieux. La séparation d'hydrogrammes offre une quantification des apports en recharge. La conductivité à l'exutoire montre une forte corrélation avec les volumes de précipitation en surface, l'étude des variations de température à l'exutoire montre de même une corrélation saisonnière avec les volumes de précipitation malgré la prédominance des écoulements de base (90%). Contrairement aux idées reçues, l'imperméabilisation des surfaces sur ce bassin influence peu l'infiltration, elle demeure équivalente à celle de l'état pré-urbanisation étant donné les fortes pentes du bassin (moyenne :4.7%, écart-type :2.8%).

La comparaison des bilans volumiques avant et après urbanisation montre une légère baisse de 10% du débit à l'exutoire du bassin, de même l'amplitude des variations du niveau de la nappe et du débit à l'exutoire sur l'année pluvieuse diminue.

Une collaboration est en cours avec le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE, UMR 8212 CNRS/CEA/UVSQ) pour l'étude des concrétions carbonatées. Ces spéléothèmes témoignent des infiltrations d'eau passées, leur contenu en éléments traces (métaux, métaux de transition, terres rares ...) reflète donc la qualité des eaux anciennes. Ainsi, les concentrations en plomb, vanadium et manganèse sont relativement faibles pour les niveaux moyens (milieu du XIX^{ème} s.), mais très élevées pour les niveaux les plus récents et les niveaux les plus anciens, montrant ainsi deux phases de « pollution des eaux d'infiltration » en ces éléments. Les teneurs en terres rares mesurées, témoignent quant à elles de pollutions récentes (à partir de la fin du XIX^{ème} s.).

Les analyses menées sur les eaux de nappes montrent d'une part une augmentation progressive de la teneur en nitrates au sein des nappes perchées parallèlement à l'urbanisation du bassin, de 5mg/L en 1848, les concentrations sont montées à des valeurs comprises entre 70 et 120 mg/L, des analyses isotopiques permettront de préciser l'origine de cette pollution. De fortes concentrations en sulfates témoignent d'autre part d'un fort déséquilibre chimique des eaux de nappes potentiellement dû à d'importants volumes de remblais issus des carrières de gypse.

Références

- Lerner, D.N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology journal*, 10: 143-152.
- Monnier G. (2001) Évaluation de l'impact de l'urbanisation sur la réalimentation des nappes d'eau souterraines au nord-est de Paris (France) *Bull Eng Geol Env* n°59, pages 329-342.
- Edwige Pons-Branchu, Eric Douville, Sophie Ayrault, Philippe Branchu, Wolfgang Borst, Matthieu Roy-Barman, Louise Bordier, François Thill, and Emmanuel Dumont. (2012), Historical water contamination in an urban area: a geochemical study of middle age aqueduct deposits in Paris, France. EMEC 2012. Moscou 5-8 décembre

Apport de la modélisation hydrogéochimique pour la compréhension de l'impact d'une décharge de déchets ménagers et industriels sur la qualité des eaux souterraines

Yann Lotram¹, Béatrice Bechet¹, Cécile Le Guern², Laurent Lassabatere³, Hervé Andrieu¹

¹ IFSTTAR – Centre de Nantes - Département Géotechnique, Eau et Risques – Groupe Pollution des Eaux et des Sols, Route de Bouaye – 44344 Bouguenais cedex, France ; beatrice.bechet@ifsttar.fr

² BRGM – Direction Régionale des Pays de la Loire, 1 rue des Saumonières - BP 92342 - 44323 Nantes Cedex 3

³ ENTPE 3, rue M. Audin 69518-Vaulx en velin

Introduction

Évaluer la composition des lixiviats de décharge et mieux définir les mécanismes qui régissent leur devenir au sein des nappes d'eaux souterraines constituent des enjeux importants dans l'évaluation des risques environnementaux, dans le contexte de la directive cadre européenne sur l'eau (Directive 2000/60/CE). L'objectif de ce travail est, au travers de l'étude du fonctionnement hydrogéochimique d'une ancienne décharge de déchets ménagers et industriels, de fournir un ensemble de données qualitatives sur les lixiviats et de mieux comprendre les mécanismes de transfert et l'influence de la spéciation physique sur le transport réactif au sein d'un aquifère alluvial.

Matériels et Méthodes

Site d'étude

Le site de l'ancienne décharge de la Prairie de Mauves est installé sur des dépôts alluvionnaires (argiles vasardes plus ou moins sableuses) d'une épaisseur variable. Ce site a accueilli des déchets ménagers, industriels et végétaux entre 1961 et 1987. Deux nappes principales coexistent dont une nappe superficielle dans la décharge, alimentée majoritairement par les eaux de pluie et la nappe alluviale de la Loire partiellement connectée à la précédente.

Échantillonnages et analyses

Des prélèvements et carottages ont permis de caractériser le massif de déchets ainsi que les niveaux alluvionnaires et le socle. Les analyses physico-chimiques effectuées (granulométrie, minéralogie (DRX), éléments traces et composés organiques...) ont permis de définir les niveaux de contamination et la minéralogie des niveaux échantillonnés. Parallèlement, la qualité de la nappe superficielle (en contact avec les déchets), tout comme celle de la nappe alluviale sous-jacente, sont étudiées pour suivre leur dynamique spatiale et temporelle sur plus de 80 paramètres physico-chimiques (dont les éléments traces, HAP, PCB).

Modélisation

La simulation de la dynamique spatiale et temporelle du panache de polluants est réalisée à l'aide de VisualModflow 4.2 (interface graphique couplant Modflow-2000 (écoulement) et PHT3D (transport réactif)). Dans cette étude, le bassin versant topographique est assimilé au bassin versant hydrogéologique de la nappe alluviale libre (aquifère d'argiles vasardes à passées sableuses). De ce fait, le domaine à modéliser est limité par la ligne de partage des eaux de surface au Nord-Est et les cours d'eau de l'Aubinière et de la Loire à l'Est et au Sud du domaine respectivement. Au total, trois types de limites ont été adoptés avec : (1) des limites à flux imposés (infiltration des pluies efficaces) (2) des limites à flux nuls : limite Nord-Est du bassin versant auquel appartient l'ancienne décharge (lignes de crêtes correspondant à l'affleurement du socle de micaschistes) et (3) des limites à potentiels imposés correspondant aux tracés de la Loire et du ruisseau urbain de l'Aubinière. La discrétisation horizontale choisie s'appuie sur un maillage aux différences finies (17 m x 17 m). Une caractérisation de la nature, de l'épaisseur et de la géométrie des niveaux géologiques sur le site et sa périphérie ont permis de mieux contraindre la discrétisation verticale. Ainsi, le modèle utilisé est un modèle simplifié en deux couches d'épaisseurs variables : une couche alluvionnaire d'argiles vasardes +/- sableuses aux propriétés isotropes et uniformes surmontant une seconde couche de micaschistes.

Source de la pollution

Le massif de déchets et la qualité du lixiviat

La caractérisation du massif de déchets montre de fortes concentrations en éléments traces aussi bien dans la matrice des déchets que dans les niveaux intercalés et les particules en suspension décantables des lixiviats. Ces valeurs peuvent atteindre 53 mg/kg (m.s.) de nickel, 911 mg/kg (m.s.) pour le zinc et 717 mg/kg (m.s.) pour l'arsenic et sont bien supérieures aux seuils de contamination définis par le système néerlandais de 1994 (Spierenburg et Demanze, 1995). Pour l'arsenic, les concentrations moyennes demeurent cependant dans la gamme de valeur du fond géochimique local (entre 50 et 100 mg/kg (m.s.)). Parmi les 18 HAP recherchés, sept

substances dépassent le seuil de 1000 µg/kg (m.s.) (seuil définissant un sol pollué dans le système néerlandais). Les teneurs en PCB et BTEX sont faibles tandis que les hydrocarbures halogénés (dont le trichloroéthylène, le 1,1,1-trichloroéthane) classiquement présents dans les lixiviats de décharge ne sont pas détectés. L'arsenic présent dans le lixiviat provient pour partie des déchets mais peut aussi provenir des matériaux intercalés (niveaux argileux plus ou moins issus de l'altération de micaschistes locaux riches en arsenic).

La pollution organique est limitée aux seuls HAP et PCB. Les HAP sont représentés principalement par le naphthalène (0,89 µg/L), le fluorène (0,29 µg/L), l'acénaphthène (0,27 µg/L), le phénanthrène (0,21 µg/L) et le fluoranthène (0,21 µg/L). Les composés mono-aromatiques (BTEX) et les hydrocarbures halogénés demeurent sous les limites de quantification.

Qualité des eaux souterraines

Les gammes de concentrations des éléments majeurs et traces observées dans les eaux souterraines de la décharge de la Prairie de Mauves sont du même ordre de grandeur que les données fournies par Thornton *et al.* (2000).

Modélisations hydrogéologiques

Le modèle conceptuel du site associé à une estimation de la recharge de l'eau avec l'utilisation de l'occupation des sols, des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle est apparu adapté pour la simulation des écoulements sur ce site. Ces travaux, basés sur des données de la littérature (conductivités hydrauliques...), ont également montré l'importance des hétérogénéités géologiques (paléo-chenaux) dans la dynamique de l'écoulement des eaux souterraines. Les fluctuations piézométriques de la nappe alluviale modélisées correspondent à la dynamique générale de la nappe observée grâce à différents capteurs de niveaux et relevés piézométriques réguliers.

Conclusion

Cette étude a mis en évidence le niveau de contamination du massif de déchets et l'influence de ce dernier sur la qualité des eaux souterraines. Des teneurs importantes en arsenic et moyennes en nickel, ainsi que des teneurs significatives en HAP et PCB ont pu être mesurées dans les solides et les liquides au sein de la décharge. Les observations qualitatives réalisées dans les eaux souterraines montrent une pollution avérée en espèces azotées (ammonium), des dépassements ponctuels des indicateurs de bonne qualité par rapport aux HAP et PCB et une pollution limitée en nickel et en arsenic, liée en partie au fond géochimique. Les modélisations hydrogéologiques apparaissent aujourd'hui satisfaisantes.

Références

- Thornton S. F., Tellam J. H. et Lerner D. N. (2000) - Attenuation of landfill leachate by UK Triassic sandstone aquifer materials 1. Fate of inorganic pollutants in laboratory columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43, 327-354.
- Spierenburg A. et Demanze C. (1995) - Pollution des sols : Comparaison - application de la liste néerlandaise. *Environnement & technologie* 146, 79-81.

Programme SER

Sédiments en réseau : point de vue d'exploitants – Exemple de Nantes

Bertrand Riochet,

Direction de l'Assainissement, Nantes Métropole, 44923 Nantes cedex 9- Bertrand.riochet@nantesmetropole.fr

Nantes Métropole est un Etablissement Public de Coopération Intercommunale (EPCI) regroupant [24 communes](#) sur un territoire de 52 336 hectares et comptant 590 000 habitants. Créée au 1^{er} janvier 2001, la communauté urbaine de Nantes exerce ses compétences dans de nombreux domaines dont l'Eau et l'Assainissement. Elle assure ses missions d'autorité organisatrice en s'appuyant sur le principe de mixité des modes de gestion. C'est ainsi que pour l'assainissement, Nantes Métropole a progressivement réparti l'exploitation des infrastructures entre l'opérateur public et des opérateurs privés.

L'opérateur public Assainissement intervient sur 8 des 24 communes de l'agglomération dont la ville centre de Nantes. Sur les quelques 1800km de réseaux d'eaux usées (EU) et 2000km de réseaux d'eaux pluviales (EP) auxquels il faut ajouter 360km de réseau unitaire, l'opérateur public exploite 1000km de réseaux d'eaux usées, 1100km de réseaux d'eaux pluviales et la quasi-totalité du réseau unitaire, soit 56% du réseau EU, 57% du réseau EP et 95% du réseau unitaire. L'opérateur public d'assainissement a pour mission de collecter les eaux usées, de les transporter jusqu'aux stations d'épuration et d'en assurer le traitement afin de les rendre compatibles avec le milieu récepteur. Il assure par ailleurs la maintenance de tous les ouvrages annexes et équipements techniques situés sur son périmètre d'exploitation ainsi que la conduite de certaines stations d'épuration.

La problématique de gestion et de transport des sédiments, plus communément appelés par les exploitants de réseaux sous produits de curage, se pose tout particulièrement pour le réseau unitaire. Ce réseau unitaire de 360km est composé d'environ 120km de réseau visitable (un réseau est considéré comme visitable à partir de 1,20m de hauteur). Ce réseau, qui collecte les eaux usées et les eaux pluviales, transporte par temps de pluie tous les déchets qui ne sont pas piégés par les ouvrages de captage des voiries et autres espaces imperméabilisés. Ces déchets, qui se retrouvent dans les effluents, sont pour la plupart des flottants ou des matières en suspension. Ils peuvent :

Etre transportés par les effluents jusqu'aux stations d'épuration.

Etre piégés au niveau des bassins de dessablement ou des siphons de franchissement d'ouvrages souterrains.

Etre rejetés vers le milieu naturel au niveau des déversoirs d'orage.

Se déposer dans les collecteurs du fait du manque de vitesse.

La collecte ne pose pas de problèmes particuliers hormis les obstructions de branchements particuliers qui sont dans la plupart des cas liés à une mauvaise utilisation des installations privées des usagers. Sur la partie visitable du réseau unitaire, les branchements disposent très souvent d'un siphon à la jonction avec le collecteur. Ces siphons permettaient, à l'époque où les installations sanitaires des usagers ne disposaient pas de pièges à odeurs, d'éviter les nuisances olfactives dans les propriétés privées. On en dénombre aujourd'hui environ 3000. L'objectif à terme est de supprimer ces siphons de branchement particulier et de les remplacer par un raccordement direct au collecteur. Ces ouvrages font l'objet d'une attention particulière et sont curés régulièrement par les égoutiers afin de limiter les risques d'obstruction du siphon et les risques de dégazage liés à la fermentation excessive des matières retenues dans le siphon.

Le transport des matières organiques et des sédiments contenus dans les effluents est rendu possible dans la mesure où les débits et les vitesses d'écoulement concourent à l'auto curage des collecteurs. La topographie des zones desservies par un assainissement collectif ne permet pas de garantir cet auto curage sur l'ensemble du réseau d'assainissement des eaux usées de Nantes Métropole. Par ailleurs, l'opérateur public se doit de limiter, au niveau des postes de refoulement et des déversoirs d'orage, les rejets au milieu naturel. L'entretien préventif de ces équipements et le curage régulier des réseaux d'eaux usées sont donc prépondérants pour garantir la capacité hydraulique du réseau unitaire visitable et préserver ainsi le milieu récepteur.

Afin de prévenir les risques liés aux mauvais écoulements des effluents et par là même les risques de rejets vers le milieu naturel, l'opérateur public procède au curage préventif des réseaux d'assainissement d'eaux usées inscrits sur son périmètre d'exploitation à raison d'un tiers du linéaire par an. L'opérateur public intervient par ailleurs en moyenne une fois par an sur les ouvrages de dessablement et sur les siphons de franchissement situés sur le réseau unitaire. Ces ouvrages annexes sont répartis en différents points du réseau unitaire soit pour stocker

les matières en suspension transportées par les effluents (chambres à sable) soit pour franchir des ouvrages souterrains comme le canal St-Félix ou le tunnel SNCF (siphons de franchissement). On dénombre environ trente bassins de dessablement avec une capacité de stockage variant de 10m³ à 150m³ et 7 siphons de franchissement. Enfin, sur les secteurs dits sensibles, l'opérateur intervient à une fréquence variable en fonction des risques potentiels de nuisances (mauvaises odeurs, obstructions de branchements, inondations...). Sur l'ensemble du réseau d'assainissement inscrit dans le périmètre d'exploitation de l'opérateur public, quelques 2500 tonnes de sous produits de curage sont extraits chaque année. Un tiers de ces matières est valorisé à la station de traitement des eaux usées de Tougas sous forme de sables réutilisables pour des travaux de remblaiement de tranchées.

Pour vérifier les niveaux de sédimentation dans les collecteurs et dans les ouvrages annexes, l'opérateur procède de manière empirique au contrôle visuel des ouvrages et éventuellement en mesurant les hauteurs de dépôts. Cette méthode de suivi des niveaux d'ensablement des ouvrages pourrait être améliorée par la mise en place de capteurs capables de mesurer les hauteurs de sédiment dans les chambres à sable et dans les collecteurs visitables afin d'optimiser les opérations de curage.

Sur les tronçons de collecteurs visitables qui retiennent les matières transportés avec de faibles vitesses, l'opérateur public peut utiliser les hydrocureurs lorsque les hauteurs d'effluent le permettent. Nantes Métropole utilise à l'identique de la communauté urbaine du Grand Lyon, mais dans une moindre mesure, les dispositifs de vannes de curage Hydrass. Ces vannes stockent les effluents en amont des zones ensablées et basculent en fonction de la hauteur d'eau permettant ainsi, par effet de vagues successives, de retrouver des conditions d'auto curage.

L'opérateur public a, par ailleurs, mis au point un dispositif de curage mobile qui repose sur le principe de l'effet venturi. L'engin se déplace par la seule force de l'effluent en fonction de la hauteur d'eau. Lorsque le chariot de curage rencontre un tronçon de collecteur chargé en sédiments il remet en suspension les matières grâce à la vitesse créée par la réduction de la section passante de l'effluent.

La gestion et le suivi des opérations de curage restent fondées sur des approches empiriques (savoir faire, expérience de terrain...) qui donnent globalement de bons résultats au regard des indicateurs qui sont utilisés par certains exploitants soit pour répondre aux obligations réglementaires soit dans le cadre de démarches QSE (Qualité, Sécurité, Environnement).

Des marges de progrès existent et les actions engagées par Nantes Métropole à travers sa Politique Publique de l'Eau intègrent bien les problématiques de gestion des écoulements. A cette fin, l'opérateur public d'assainissement met en place des outils informatiques de suivi comme le SIG et la GMAO et poursuit ses recherches dans le développement de nouveaux moyens de curage.

Sédiments en réseau : point de vue d'exploitants – Exemple de Lyon

Régis Visiedo

GRAND LYON - Direction de l'Eau
20 rue du lac - 69399 LYON CEDEX 03 - RVISIEDO@grandlyon.org

Le Grand Lyon, Communauté Urbaine créée en 1969 est un territoire de 58 communes pour une superficie de 52 500 ha, regroupant 1,3 millions d'habitants. Au sein du Grand Lyon, la Direction de l'Eau a en charge la compétence eau et assainissement et la gestion des dix systèmes d'assainissement qui composent l'agglomération.

Pour chacun de ces systèmes, la Direction de l'Eau exploite en régie la totalité du système de collecte et transport des eaux usées et eaux pluviales et 8 des 12 usines de traitement des eaux usées.

Le système de collecte représente 2800 km de réseaux d'assainissement, répartis en 2000 km de réseaux tubulaires et 800 km de réseaux visitables. Parmi les ouvrages associés on dénombre plus de 120 bassins de dessablement, 150 bassins d'eau pluviale, 425 déversoirs d'orage et 60 stations de relèvement d'eau usée.

L'exploitation des réseaux d'assainissement nécessite :

- une connaissance de l'état patrimonial par des opérations de contrôle visuel et télévisuel,
- une maintenance par des opérations de réhabilitation ponctuelle ou lourde,
- un contrôle et une surveillance des flux par la métrologie
- une gestion appropriée de ces flux, liquides et solides qui transitent par le système de collecte et de transport.

Au Grand Lyon, les réseaux d'assainissement étant majoritairement de type unitaire et avec un écoulement gravitaire, la gestion des sédiments en réseau est une action essentielle au bon fonctionnement hydraulique des ouvrages. Chaque année, environ 11 000 tonnes de sous produits sont dépotées, ce qui représente environ 9 700 tonnes de sous produits de curage issus du réseau.

Le point de départ de ce processus est le contrôle d'envasement, réalisé par contrôle visuel pour les réseaux visitables et non visitables. En moyenne, l'ensemble du linéaire de réseau est contrôlé tous les 1 à 2 ans. Ces interventions permettent de déclencher des opérations de curage ciblées qui concernent annuellement un linéaire de 230 km de réseau, ce qui équivaut à 1 curage tous les 10 à 12 ans. Ces curages de réseaux sont majoritairement réalisés par hydrocurage et le complément est réalisé par des vanes de curage. Cette stratégie est plutôt efficace et ne laisse apparaître que peu de points noirs.

Pour la gestion de l'envasement dans les réseaux d'eaux usées unitaires, on distingue :

l'exploitation des réseaux non visitables, pour lesquels les opérations de curage et d'extraction des sous produits de curage sont réalisés par des engins d'hydrocurage et aspiratrices.

L'exploitation des réseaux visitables, pour lesquels l'action combinée entre hydrocurage et curage par vanne permet l'accumulation et l'extraction facilitée des solides, des flottants et autres déchets. Cette extraction se réalise notamment au niveau des bassins de dessablement qui font l'objet d'un suivi particulier pour garantir les bonnes conditions d'intervention et la sécurité du personnel (diagnostic dessableur, adaptation des conditions d'accès et de ventilation,...).

La mécanisation du curage a commencé vers la fin des années 80. Le changement de pratiques apporté par les techniques d'hydrocurage, a incité le service exploitation réseau au développement complémentaire de solutions de curage par vanne. La Direction de l'Eau dispose aujourd'hui d'une large gamme d'outils de curage tels que la vanne cyclique, la vanne à flotteur pour les collecteurs à faible débit et le chariot de curage pour les collecteurs à banquettes à fort débit et grande hauteur d'eau. Les actions de recherche de solutions opérationnelles et de développement sont depuis plus de 20 ans une composante forte de l'expertise du Grand Lyon dans ce domaine. Les sables d'assainissement issus des sous produits de curage sont depuis 10 ans valorisés notamment par le réemploi en lit de pose de canalisation d'eaux usées.

Pour la gestion des ouvrages d'eaux pluviales, les sédiments issus du réseau sont piégés dans les bassins de rétention.

Sur ces ouvrages, ces déchets d'assainissement résultants des opérations de curage sont envoyés en centre d'enfouissement technique. Aujourd'hui le service exploitation réseau recherche une solution adaptée de traitement et de valorisation de ces sables, en privilégiant une démarche de réalisme économique et environnemental. Grâce à l'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine et son réseau de partenaires scientifiques, le Grand Lyon s'appuie sur des actions de recherche dans ce sens.

Enfin, le service exploitation réseau qui assure les missions de surveillance et de pilotage des flux, est impliqué dans les actions de Recherche et Développement notamment sur la mesure d'envasement par les dépôts solides en réseau.

Ainsi en 2007, avec l'appui de l'INSA de Lyon, un des partenaires scientifique de la Direction de l'Eau, un chantier expérimental a été mené dans un collecteur à banquettes de grande dimension au moyen d'une solution mobile équipée d'un sonar. Les résultats ont été probants et aujourd'hui la Direction de l'Eau souhaite poursuivre l'expérimentation pour les collecteurs visitables de type ovoïdes.

Par ailleurs, en 2012, un test par caméra acoustique sur bassin de dessablement a été réalisé et actuellement des essais de mesure pour la surveillance des dépôts de solides sur collecteurs à faible débit sont à l'étude. En effet, la baisse des débits de temps sec dans certains collecteurs, les périodes prolongées de temps sec ainsi que les événements pluvieux extrêmes sur l'agglomération Lyonnaise, conduisent la Direction de l'Eau à traiter le risque H2S lié à l'envasement.

En complément, le service exploitation réseau s'intéresse à la gestion prévisionnelle des envasements.

La direction de l'Eau dispose d'une modélisation hydraulique de ses systèmes d'assainissement. La mise au point d'un module prédictif d'envasement pourrait être intéressant mais il manque actuellement pour les scientifiques des données précises issues du terrain. La gestion informatisée sur tablette de terrain des données issues des contrôles est la solution opérationnelle à court terme.

Du sable aux fibres, du dépôt consolidé à la phase en suspension : présentation des divers types de solides

MN Pons¹, X. Zheng², X. France², E. Morgenroth³

1 : Laboratoire Réactions et Génie des Procédés – CNRS, Université de Lorraine, 1 rue Grandville, BP 20451, 54001 Nancy cedex, France - marie-noelle.pons@univ-lorraine.fr

2 : GEMCEA, 149 rue Gabriel Péri, 54500 Vandoeuvre-les-Nancy, France

3 : EAWAG, Process Engineering, Ueberlandstrasse 133, P.O. Box 611, CH-8600 Duebendorf, Suisse

Les matières (plus ou moins) en suspension contenues dans les eaux résiduaires urbaines couvrent une large gamme de « taille », de forme, de densité, de rigidité, etc.). Toutes ses caractéristiques influent sur leur comportement (sédimentation, transport, dégradation, etc.) et donc sur le choix des techniques pour le curage des réseaux d'assainissement et la collecte à l'entrée des ouvrages de traitement. Elles influent aussi sur les courbes d'étalonnage des capteurs de turbidité, utilisés pour suivre en temps réel les concentrations en matière en suspension dans les réseaux ; Pour voir les plus petites particules, de l'ordre du micron, telles que des bactéries ou des structures minérales et métalliques (El Samrani et al., 2004, Houhou et al. 2009a, 2009b, El Khatib et al., 2012) il faut faire appel à la microscopie électronique. La microscopie optique (statique ou dynamique) permet de voir des éléments de taille plus importante, tels que fragments de biofilm (notamment arrachés aux parois des canalisations) ou fibres de papier. La Figure 1 montre des exemples de fragments de biofilm visualisés grâce à un système MFI (Micro Fluidique Imaging) de Brightwell Technologies Inc.. Sur la Figure 2 des fibres de papier sont observées en microscopie optique statique.

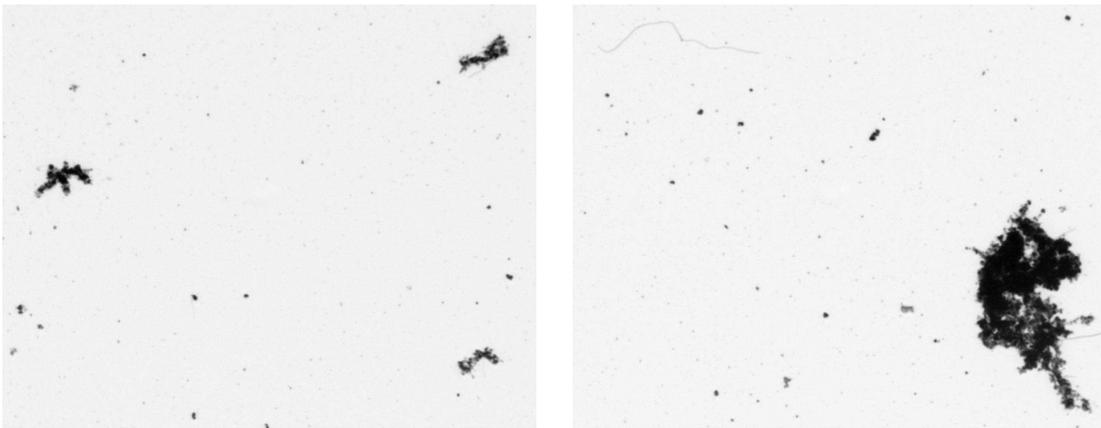


Figure 1 : Fragments de biofilm dans une eau résiduaire urbaine visualisés par microscopie optique dynamique (University of Illinois at Urbana Champaign)

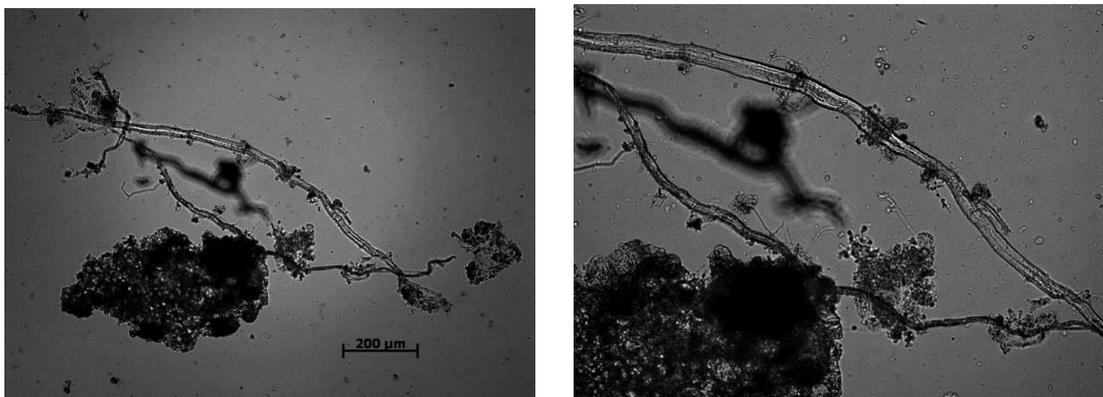


Figure 2 : Fragment de matière organique (nature indéterminée !!) liée à des fibres de papier visualisé par microscopie optique statique. L'agrandissement de droite permet de voir les bactéries en train de dégrader une fibre de papier

Il est bien évident que l'on peut trouver des solides visibles à l'œil nu, comme les lingettes qui constituent un grave problème pour la maintenance des installations (Fig. 3)



Figure 3 : Une rampe d'aération « décorée » de lingettes (photographie O. Heyob, Saur, Pont-à-Mousson)

Références

- R. El Khatib, B. S. Lartiges, A. El Samrani, P. Faure & J. Houhou, J. Ghanbaja (2012) Speciation of organic matter and heavy metals in urban wastewaters from an emerging country, *Water Air Soil Pollution* 223, 4695–4708.
- J. Houhou, B.S. Lartiges, A. Hofmann, G. Frappier, J. Ghanbaja, A. Temgoua (2009a) Phosphate dynamics in an urban sewer: A case study of Nancy, France, *Water Research*, 3, 1088-1100.
- J. Houhou, B.S. Lartiges, E. Montarges-Pelletier, J. Sieliechi, J. Ghanbaja, A. Kohler (2009a) Sources, nature, and fate of heavy metal-bearing particles in the sewer system, *Science of the Total Environment* 407, 6052–6062
- A.G. El Samrani, B.S. Lartiges, J. Ghanbaj, J. Yvon, A. Kohler (2004) Trace element carriers in combined sewer during dry and wet weather: an electron microscope investigation, *Water Research* 38, 2063–2076.

Méthodes d'échantillonnage des eaux interstitielles des sédiments de réseau : essais et perspectives

Thomas Valeyre¹, Béatrice Bechet¹, Laurent Lebouc¹, Frédérique Larrarte¹, Hélène Arambourou² Philippe Branchu², Damien Cartalade²

¹ Dept GER / Ifsttar/ Route de Bouaye CS4 44344 Bouguenais Cedex

²Dept Ville Durable - CETE Ile de France - ERA35 rue Teisserenc de Bort 78190 Trappes -
Philippe.branchu@developpement-durable.gouv.fr

Les dépôts présents dans les réseaux d'assainissement constituent de véritables réacteurs physiques et biogéochimiques. En effet, ils sont soumis, d'une part, à des processus d'érosion et de sédimentation et ils contribuent, d'autre part, à l'évolution bio-géochimique des composés présents dans les eaux usées. La dynamique des dépôts a été étudiée (Oms 2003, Ashley et al., 2004), en revanche, peu de données existent sur les processus bio géochimiques se déroulant au sein de ces dépôts. Or leur connaissance est fondamentale si l'on souhaite mieux caractériser leur rôle dans les processus de contamination et épuration des eaux usées ainsi que leur fonction dans les mécanismes de formation d'hydrogène sulfuré (H₂S), un gaz responsable de mauvaises odeurs, de la corrosion des réseaux et qui peut s'avérer mortel pour les agents travaillant dans ces réseaux.

La biomasse hétérotrophe, présente dans les eaux usées, le biofilm et les sédiments du réseau d'assainissement, participent à la dégradation de la matière organique qui constitue pour ces organismes une source d'énergie et de carbone indispensable à leur vie et à leur développement. En fonction des conditions physico-chimiques du milieu, les accepteurs d'électrons diffèrent : l'oxygène (O₂) dissous en milieu aérobie, les nitrates (NO₃⁻) en milieu anoxique et les sulfates (SO₄²⁻) en milieu anaérobie. Dans le sédiment, cette succession des processus entraîne l'apparition en solution d'ammonium puis d'hydrogène sulfuré et une chute continue du potentiel d'oxydo-réduction. Ces processus, au cœur des cycles biogéochimiques de l'azote, du carbone et du soufre, s'accompagnent de changements physico-chimiques (pH, potentiel d'oxydo-réduction) qui vont modifier la spéciation de certains polluants (notamment métalliques). Les éléments présents dans les eaux interstitielles vont alors, en période érosive, pouvoir être mobilisés et être à l'origine d'importants flux de polluants dissous vers l'aval (déversoir d'orage, station d'épuration).

Afin de suivre la dynamique des polluants il est ainsi nécessaire de s'intéresser non seulement aux phases gazeuses (espace libre du collecteur) et liquide (effluents situés au-dessus du dépôt sédimentaire) mais également à la phase sédimentaire (eau interstitielle et phase particulaire). Alors que les techniques d'analyse du H₂S dans les phases aqueuses et gazeuses permettent un suivi en continu (*i.e.* Sutherland-Stacey et al., 2008), la caractérisation de l'eau interstitielle et de l'eau surnageante s'avère délicate. L'objectif de cette communication est de présenter les travaux menés sur le site de l'Allée de l'Erdre à Nantes et de décrire de manière prospective différentes techniques permettant, l'échantillonnage des eaux interstitielles, en vue de leur analyse.

Au niveau du réseau unitaire de Nantes, les caractérisations menées ponctuellement dans le collecteur (eau libre et couche non consolidée du sédiment) semblent mettre en évidence une réactivité physico-chimique (pH, potentiel d'oxydo-réduction, conductivité) au sein de la couche non consolidée. Ce travail de terrain qui n'a pas permis de caractériser finement ce compartiment, illustre le besoin de développer une technique de prélèvement de l'eau interstitielle (couche non consolidée et dépôt sédimentaire). Différentes techniques ont été développées pour le milieu sédimentaire naturel (rivière, lac, océan). Elles sont toutes intrusives (*i.e.* introduction d'un outil dans le dépôt sédimentaire) et peuvent être séparées en 2 catégories, une catégorie dite active et l'autre dite passive (tableau 1). La première catégorie, qui regroupe le carottage et l'utilisation du « pore extractor » de Nayar et al. (2006), permet d'obtenir une image instantanée des espèces dissoutes et de leur concentration en fonction de la profondeur dans le sédiment. La seconde catégorie offre la possibilité d'intégrer des pas de temps plus ou moins longs car elle requiert l'établissement d'un état d'équilibre entre les eaux interstitielles et la sonde et/ou une fixation des analytes dans la sonde, ce qui permet de compenser ainsi le caractère intrusif de la méthode. Dans le cadre de cette présentation, six méthodes d'échantillonnage sont décrites et illustrées par des exemples d'application en domaine sédimentaire (milieu naturel et en laboratoire), acquis ou non dans le cadre de cette opération de recherche. Aucune de ces techniques n'a pu être mise en œuvre au cours de cette étude dans un réseau unitaire. Ces techniques sont ainsi discutées en terme de potentiel à s'appliquer à l'échantillonnage des eaux interstitielles de sédiments de réseau dans l'objectif d'analyser les éléments trace métalliques, les micro-polluants organiques et les éléments majeurs (C, N, S, ...).

Il reste ainsi un travail important à réaliser afin de rendre ces techniques opérationnelles et éventuellement de réaliser des tests croisés. Même si leur mise en œuvre en réseau unitaire s'avère délicate, les techniques dites passives semblent les plus prometteuses.

Tableau 1 : techniques d'échantillonnage des eaux interstitielles présentées.

Catégories	Technique	Principe/substances cibles	Avantages	Inconvénients
Méthodes dites « passives »	Dialyseur	Technique in situ par diffusion dans de l'eau déminéralisée / substances inorganiques	Remaniement du sédiment compensé par la durée d'exposition.	Temps de mise en œuvre long (1 mois). Sonde relativement fragile. Résolution d'échantillonnage vertical > 5 mm.
	DET	Technique in situ par diffusion dans un gel./ substances inorganiques	Durée d'exposition : quelques heures à 1 mois. Résolution d'échantillonnage (<1mm). Remaniement du sédiment compensé par la durée d'exposition.	Utilisations de sondes spécifiques aux composés visés (métaux, S, P, organiques...). Sondes relativement fragiles.
	DGT	Technique in situ par diffusion dans un gel et fixation sur résine /substances inorganiques en faible concentration		
	SPMD	Technique in situ par diffusion et accumulation / micro-polluants organiques hydrophobes.	Durée d'exposition : quelques heures à 1 mois. Remaniement du sédiment compensé par la durée d'exposition.	Mise en œuvre de la SPMD délicate dans le sédiment.
Méthodes dites « actives »	Carottage + presse à sédiment	Technique hors site./ toutes substances	Mise en œuvre facile. Fractionnements granulométriques possibles des substances organiques et inorganiques	Nécessité de travailler en atmosphère inerte pour les espèces sensibles à l'oxydo-réduction. Remaniement des sédiments.
	« pore extractor ».	Technique sur site. Canne de prélèvement « sous vide »-/ toute substance	Technique sur site. Mise en œuvre facile. Fractionnements granulométriques possibles des substances organiques et inorganiques	Nécessité de travailler en atmosphère inerte. Difficulté à obtenir des profils en fonction de la profondeur. Remaniement des sédiments.

Références

- Ashley, R.M., J.-L. Bertrand-Krajewski, T. Hvitved-Jacobsen and M. Verbanck (eds.) (2004), Solids in Sewers – characteristics, effects and control of sewer solids and associated pollutants, IWA (International Water Association) Publishing, Scientific & Technical Report No.14, pp 340.
- Nayar S., Miller D., Bryars S. & A.C. Cheshire (2006). A simple, inexpensive and large volume pore water sampler for sandy and muddy substrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 298-302.
- Oms C. (2003). Localisation, nature et dynamique de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 186 p.
- Sutherland-Stacey L., Corrie S., Neethling A., Johnson I., Guttierrez O., Dexter R., Yuan Z., Keller J. & Hamilton G. (2008). Continuous measurement of dissolved sulfide in sewer systems. *Water Science and technology*, 57-3 : 375-381.

Étude des dépôts à l'échelle du tronçon : potentialités des nouveaux outils de bathymétrie. - Le cas du réseau nancéen.

Julie Schwager^{1,2}, Xavier France^{1,2}, Alexandre Lanher¹, Aurélie Gerolin¹

¹ CETE de l'Est – LRPC de Nancy 71, rue de la Grande Haie 54510 Tomblaine

² GEMCEA 149, rue Gabriel Péri 54500 Vandoeuvre-Les-Nancy

La Directive Cadre sur l'Eau 2000/60 CE impose l'atteinte du bon état écologique et chimique des eaux de surface d'ici 2015, objectif ambitieux qui nécessitera un délai complémentaire pour un bon nombre de masses d'eau. Afin de pouvoir répondre le plus rapidement et efficacement possible à ces objectifs, de plus en plus d'études visent à repérer les pressions s'exerçant sur ces masses d'eaux afin de les supprimer et améliorer la qualité des cours d'eau. A ce jour, l'amélioration de la qualité de ces eaux passe essentiellement par la suppression de rejets anthropiques non conformes aux exigences réglementaires ainsi que par la limitation des apports indirects issus des activités humaines alentours, comme les rejets urbains de temps de pluie issus de déversoirs d'orage. Ces RUTP apportent au milieu aquatique des quantités importantes de polluants et de MES qui dégradent la qualité écologique des masses d'eau (Casadio et al., 2010). Or les dépôts sédimentaires en réseau constituent 40 à 80% des flux de MES contenus dans les effluents de temps de pluie (Ashley *et al.*, 2004). Cependant, une fois ces sources importantes de polluants supprimées, si le bon état de certaines masses d'eau n'est pas atteint des rejets beaucoup plus réglementés et suivis, comme ceux des stations d'épuration (STEP) dont l'efficacité n'est pas toujours optimale, pourraient être incriminés (Hocquet et al., 2010).

Du fait de la grande part de réseaux unitaires existant actuellement sur le territoire national (plus de 80% de l'ensemble des réseaux [BIPE/FP2E, 2008]), les flux arrivant en stations d'épuration sont très hétérogènes en terme de débits et qualités physico-chimiques notamment entre les périodes de temps secs et de temps de pluie. Ceci explique en grande partie la variabilité de l'efficacité des STEP soumises notamment à des apports variables en fonction du temps de matières en suspension. En effet, les phénomènes de sédimentation et d'érosion sont fréquents en réseau d'assainissement mais restent encore mal compris à ce jour. Ashley et al. (2003) soulignent d'ailleurs le besoin de recherche dans ce domaine et notamment en terme de phénomènes présents à l'interface du dépôt et de l'effluent. L'absence de méthodes et matériels permettant la mesure en continu et sur une surface de l'évolution de la hauteur de sédiments dans un réseau est en grande partie responsable du manque de connaissance dans ce domaine. L'un des principaux objectifs du projet mené à Nancy dans le cadre de l'opération de recherche IFSTTAR « Sédiments en réseau » est de déterminer les conditions (météorologiques, relatives à la hauteur d'eau dans le réseau, la nature de l'effluent ou encore la hauteur de sédiment existante...) amenant à une érosion ou une sédimentation. Ceci permettra à terme de pouvoir identifier, voire prévoir, les cas « critiques » d'apport de MES au milieu naturel ou à la STEP.

En vue de répondre à cet objectif, plusieurs sites expérimentaux sont suivis depuis plus de quatre ans sur le réseau d'assainissement de Nancy par les équipes du CETE de l'Est et du GEMCEA. Ils ont fait l'objet d'une instrumentation spécifique pour permettre d'atteindre les objectifs de cette étude en suivant notamment les caractéristiques des effluents et des sédiments. Lorsque les conditions le permettaient, des mesures en continu (notamment hauteurs d'eau, vitesses, turbidités...) ont été effectuées. Par ailleurs, des visites fréquentes ont permis d'établir des mesures ponctuelles (caractéristiques physico-chimiques des eaux, granulométries des sédiments...). Concernant la hauteur de sédiments en continu et sur un plan, une recherche des différents systèmes de mesure disponibles sur le marché a été réalisée et des tests effectués sur les sites nantais. Il est alors apparu un manque d'outils permettant ces mesures en continu et sur un plan en réseau d'assainissement. Différentes méthodes de mesure ont donc été utilisées et un système permettant une mesure ponctuelle et manuelle sur une surface a été élaboré au CETE de l'Est (cf. Figure 1).

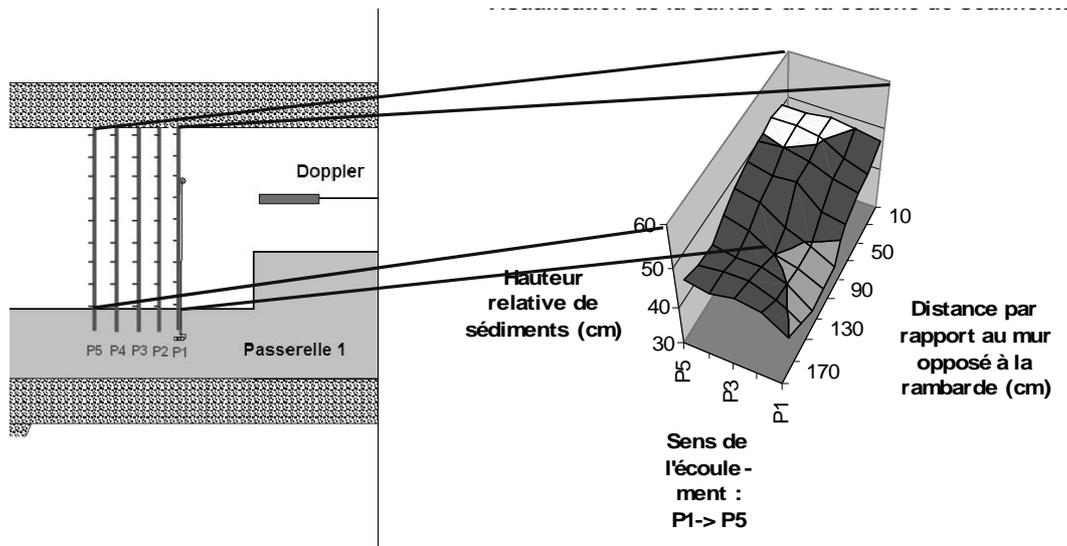


Figure 1 : Mesure de la hauteur de sédiments sur une surface sur le site expérimental entrée de STEP de Nancy avec le SEDEX 3000.

Des croisements entre les différentes données disponibles ont alors été effectués sur les différents sites, permettant notamment d'identifier des tendances entre hauteur d'eau dans le réseau et phénomènes de sédimentation/érosion. Par ailleurs, l'instrumentation de l'entrée de station d'épuration puis d'un collecteur plus à l'amont dans le réseau a permis d'observer des différences notamment en terme de caractéristiques physico-chimiques des effluents. Celles-ci pouvant conditionner les phénomènes de sédimentation et érosion (Ravisangar et al., 2005), cela souligne la nécessité d'instrumenter un site adapté à la problématique ciblée, rejets de STEP ou de déversoirs d'orage notamment.

Références

- Ashley R. M., Crabtree B., Fraser A., Hvitved-Jacobsen T. (2003) European research into sewer sediments and associated pollutants and processes., *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 129, No 4, April, pp. 267-275.
- Ashley R. M., Bertrand-Krajewski J. L., Hvitved-Jacobsen T. and Verbanck M. (2004). *Solid in sewers*, IWA Publishing, ISBN 1-900222-91-4.
- BIPE, FP2E (2008) *Les services collectifs d'eau et d'assainissement en France – Données économiques, sociales et environnementales*. 52p.
- Casadio A., Maglionico M., Bolognesi A., Artina S. (2010) Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads. *Water Science & Technology* 61.1, pp. 207-215.
- Hocquet C., Golla G. (2010) Bilan 2008 de l'assainissement en France. Etude réalisée dans le cadre des travaux du Système d'information sur l'eau *eaufrance*, Office International de l'Eau, 28p.
- Ravisangar V., Sturm T.W. et Amirtharajah A. 2005. "Influence of sediment structure on erosional strength and density of kaolinite sediment beds". *Journal of Hydraulic Engineering-ASCE* 131-5 : 356–365.
- Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Etude des dépôts à l'échelle du tronçon : potentialités des nouveaux outils de bathymétrie

Nicolas Hemmerle¹, Iacopo Carnacina¹, Frédérique Larrarte¹, Claude Joannis¹, Ghassan Chebbo²

¹ Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux, Route de Bouaye CS4, 44344 Bouguenais Cedex, France – nicolas.hemmerle@ifsttar.fr

² Laboratoire eau environnement et système urbain, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs sur Marne 77 455 Marne-La-Vallée Cedex 2, France

Les réseaux d'assainissement ont pour objet de collecter et de transporter les eaux usées. Ces eaux sont chargées en sédiments et polluants de toutes sortes provenant de plusieurs réservoirs comme l'atmosphère, les eaux usées domestiques et industrielles, ...) (Ashley, et al., 2004).

Toute accumulation de dépôts réduit la capacité hydraulique des réseaux d'assainissement, ce qui contribue d'une manière importante aux contraintes d'exploitation. Ces dépôts sont observés pour de faibles vitesses d'écoulement mais ils constituent des réservoirs de polluants, re-mobilisables si les conditions hydrauliques évoluent. Des alternances entre phases de sédimentation et de reprise peuvent être observées en fonction du cycle circadien des débits, ou plus généralement entre les périodes de temps sec et les événements pluvieux d'une intensité suffisante. Cette remobilisation de polluants sédimentés représente un part importante des flux polluants de temps de pluie (Chebbo & Gromaire, 2004) déversés dans les milieux récepteurs sans traitement car ils dépassent les capacités de transport et de dépollution des équipements en place.

Afin d'estimer et de limiter ces quantités de polluants il est indispensable de connaître les mécanismes qui régissent la dynamique des sédiments dans les collecteurs ainsi que leur spatialisation. Cet aspect peut être appréhendé par l'étude de la bathymétrie comme l'on pressentit Bertrand-Krajewski et Gibello (2008). Dans le cadre des travaux du projet SER (Sédiment En Réseau) effectués au sein de l'IFSTTAR de Nantes, un sonar a été mis en œuvre dans deux collecteurs unitaires de la ville de Nantes. Le but des mesures sonar est d'effectuer une carte de la surface des dépôts à un instant donné. Cette carte permettra d'observer les variations spatiales et temporelles du dépôt en lien avec les variations hydrodynamiques de l'écoulement (vitesse, turbulence, contrainte de cisaillement,...).

Le sonar mis en œuvre est un modèle 1512 de chez Marine Electronics. Le principe de mesure est d'envoyer une onde sonore puis de réceptionner les échos générés par les solides présents dans le milieu. Lors d'une mesure sonar il est effectué plusieurs émissions à des angles différents pour réaliser une mesure sur 360°. Il est alors possible de détecter la distance mais également la direction de l'objet par rapport au sonar et donc de construire une image bidimensionnelle d'une section de collecteur (figure 1). Ce profil transversal présente les résultats obtenus. On y voit trois informations. La première est la bathymétrie du fond (radier et/ou sédiment) et des parois (partie basse du graphique), la deuxième information est la surface libre de l'écoulement et enfin la partie supérieure des informations représente l'écho du fond sur la surface libre (partie haut du graphique). En déplaçant le sonar dans un tronçon, il est alors possible de reconstituer une image tridimensionnelle de la bathymétrie des dépôts dans ce tronçon.

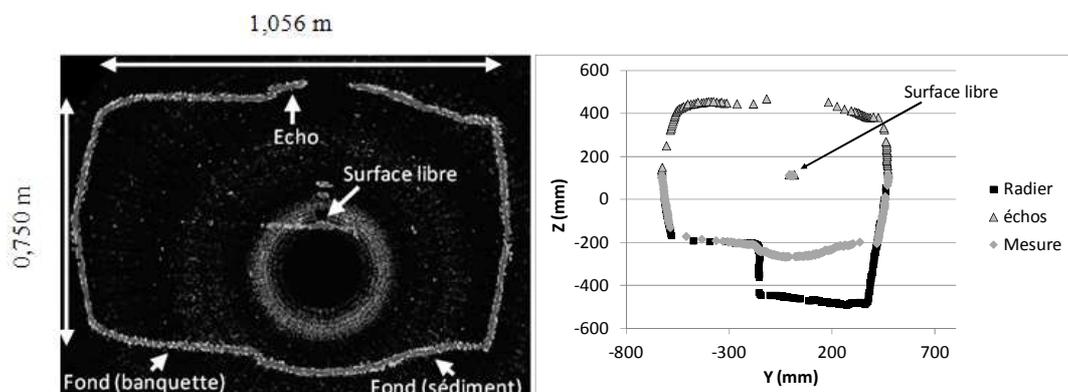


Figure 1 : Résultats du sonar dans le collecteur de l'AE à gauche les données brute et à droite ces mêmes données replacées dans la géométrie du collecteur.

La répétition de ce type d'expérimentation lors de différentes campagnes de mesures permet de suivre l'évolution temporelle des dépôts (Figure 2).

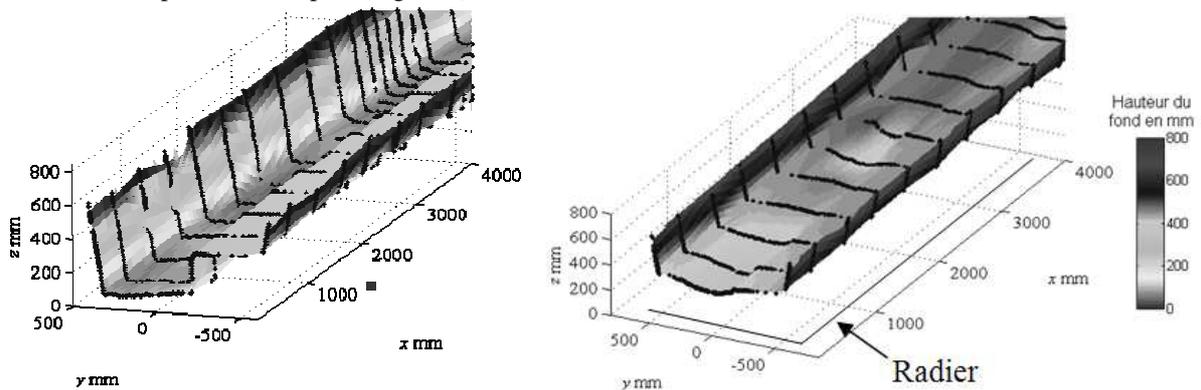


Figure 2 : Évolution de la bathymétrie à gauche après curage et à droite avant curage.

Comme toute technique, la mise en œuvre de l'imagerie sonar se heurte à des contraintes techniques telles que la l'alimentation électrique, le guidage de la tête sonar, l'encombrement qui en limite l'utilisation aux collecteur de plus de un mètre de haut. A contrario, cette technique permet d'acquérir des données de manière plus rapide et moins intrusive que les jaugeages à la pige plus traditionnels de la hauteur de sédiment.

La suite des expérimentations ce concentrera sur l'évolution de la bathymétrie en fonction des conditions hydrodynamique du milieu, notamment par la mise en place en parallèle d'un profileur de vitesse. Cette association permettra de mettre en relation l'évolution de la hauteur de sédiment avec cette des conditions hydrodynamique du milieu. A plus long terme, ce type de technique pourrait permettre aux exploitants de disposer de moyens techniques permettant de mieux suivre les dépôts et d'améliorer la gestion des opérations de curage.

Bibliographie

- Ashley, R., Bertrand-Krajewski, J., Hvitved-Jacobsen, T. & Verbanck, M., 2004. Solids in sewers : Characteristics, effects and control of sewer solids and associated pollutants. Colchester: Scientific and technical Report N°14, IWA Publishing, ISBN : 1-900222-91-4.
- Bertrand-Krajewski J. et Gibello C., 2008. A new technique to measure cross-section and longitudinal sediment profiles in sewers. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.
- Chebbo, G. & Gromaire, M., 2004. The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris : what lessons can be learned from it?. *Journal of Hydrology*, Issue 299, pp. 312-323.

Evolution temporelle des solides : de nouveaux appareils (Furrina, Scansed)

Frédérique Larrarte¹, Loic Gourmelen², Louis-Marie Cottineau¹, Gwenaél Guillevic², Nicolas Hemmerlé¹, Laurent Lebouc¹, Alexandra Mosset¹, David Mabilais¹, Pierre Augris¹, Claude Joannis¹

¹ Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux, Route de Bouaye CS4, 44344 Bouguenais Cedex, Franc – frederique.larrarte@ifsttar.fr

² Centre d'Etudes et de Construction de Prototypes, 23, avenue de l'Amiral Chauvin, BP 69, 49136 Les Ponts de Cé Cédex

Les solides présents dans les réseaux d'assainissement peuvent être répartis en une fraction en suspension dans l'écoulement et une fraction sédimentée. Ces dépôts se trouvent au cœur de deux questions techniques importantes :

les sédiments fins sont facilement érodés par des augmentations de débits qui les remettent en suspension, ce qui peut surcharger la capacité des ouvrages de traitement et induire des rejets d'effluents pollués dans les milieux récepteurs ;

les sédiments plus grossiers réduisent la section utile des collecteurs visitables, ce qui entraîne des opérations de curage coûteuses impliquant du personnel soumis à des conditions de travail pénibles et dangereuses (Riochet, 2008).

Alors que la norme européenne NF EN 14654-1, qui traite de la gestion et du nettoyage des réseaux, introduit la notion de performance de ceux-ci et mentionne explicitement le fait qu'il convient de se soucier d'empêcher la sédimentation, l'appartenance d'une particule à l'une de ces fractions ci-dessus dépend à la fois des caractéristiques de la particule (forme, densité, ..) et de celles de l'écoulement. Or le transport solide dans les systèmes de collecte est déterminé par des phénomènes complexes (Ashley et al, 2004) qui restent méconnus. Ainsi, les réseaux d'assainissement sont constitués de collecteurs dans lesquels les écoulements sont tridimensionnels, le cisaillement pariétal présente de fortes variations dans la direction transversale (Bonakdari et al., 2008). Quant aux exploitants, leur travail pourrait être amélioré par « la mise en place de capteurs capables de mesurer les hauteurs de sédiment dans les collecteurs visitables » (Riochet, 2012).

Le projet Sédiment en réseau (SER) a ainsi été l'occasion de développer un prototype d'appareil de mesure en continu de la hauteur de dépôt en un point. Cet appareil, nommé Furrina (Gourmelen et al., 2010), a permis de montrer que les techniques ultrasonores mises en jeu permettent effectivement de suivre en continu certains dépôts, qui s'avèrent après analyse majoritairement minéraux. Sur d'autres sites, Ahyerre et al. (2001) et Oms et al. (2003) montrent l'existence d'une couche fortement organique située à la surface des sédiments plus grossiers, et l'apparition de phénomènes d'arrachage localisés lors d'augmentations de débit.

De nouvelles campagnes ponctuelles de mesures en réseau unitaire permettent de proposer de classer les situations en deux types (Figure 1). Dans le cas du type I, le profil de vitesse présente une forme logarithmique au dessus d'une interface relativement nette entre la phase en suspension et la zone déposée. Dans la zone d'effluents chargés en matières en suspension, la concentration est inférieure au gramme par litre et elle ne présente pas de gradient vertical. Dans le cas du type II, on note la présence d'une lutocline semblable à celle décrite par (Mehta, 1989) pour des estuaires. Ces avancées confirment les interactions écoulement-distribution des particules dans la colonne d'eau et montre qu'il est nécessaire d'aller au-delà de la mesure d'une vitesse moyenne (comme cela se fait usuellement avec des débitmètres) et d'une mesure de hauteur de sédiments. Cela se traduit par le projet Scansed qui permettra de mesurer simultanément et en continu le profil longitudinal de vitesse ainsi que celui de turbidité acoustique.

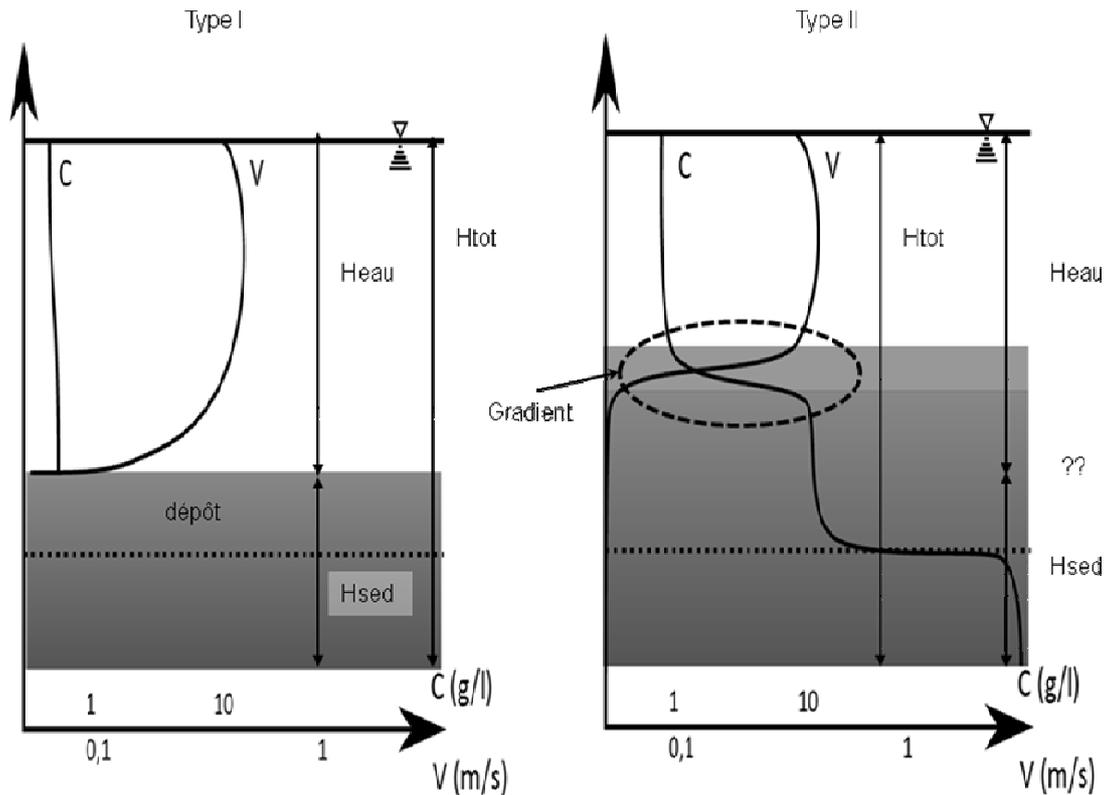


Figure 1 : typologie des profils des vitesses et des concentrations présents dans les collecteurs

Références

- M. Ahyerre, G. Chebbo, M. Saad, (2001). Nature and dynamic of the water sediment interface in combined sewer trunks. *Journal of Environmental Engineering (ASCE)*, vol 127, n° 3, 2001, pp 233-239.
- R. M. Ashley, J.-L. Bertrand-Krajewski, T. Hvitved-Jacobsen, M. Verbanck, (2004). *Solid in sewers.*, IWA Publishing, ISBN 1-900222-91-4.
- H. Bonakdari, F. Larrarte, C. Joannis, D. Levacher, (2008), Champ de vitesses et contraintes de cisaillement dans un collecteur d'assainissement, *La Houille Blanche*, 3-2008, pp20-25.
- L. Gourmelen, L.-M. Cottineau, F. Larrarte, (2010) Développement d'un dispositif de mesure en continu de la hauteur de sédiments, *Journées Génie Civil Génie Côtier*, Les Sables d'Olonnes, Juin 2010, pp. 477-484.
- A. J. Mehta, (1989), On estuarine cohesive sediment suspension behavior, *Journal of Geophysical Research*, Vol.94, N° 10, 14303-14314
- C. Oms, M.-C. Gromaire, G. Chebbo (2003). In situ observation of the water-sediment interface in combined sewers, using endoscopy. *Water Science and Technology*, vol.47, issue n° 4, pp 11-18.
- B. Riochet, (2008), La sédimentation dans les réseaux unitaires visitables: le point de vue d'un exploitant, *Proceedings of the International Meeting on Measurements and Hydraulics of Sewers, Summer School GEMCEA/LCPC*, 19-21 Aug. 2008, Bouguenais, Frédérique Larrarte and Hubert Chanson Eds., Hydraulic Model Report No. CH70/08, Div. of Civil Engineering, The University of Queensland, Brisbane, Australia, Dec., pp. 49-66 (ISBN 9781864999280).
- B. Riochet, (2138), Sédiments en réseau : point de vue d'exploitants ; *Actes des Journées eau et environnements*, Nantes, Janvier 2013.

Suivi de la pollution particulaire à l'échelle du bassin versant – relations entre la turbidité et les caractéristiques des particules

Gwenaël Ruban, Claude Joannis

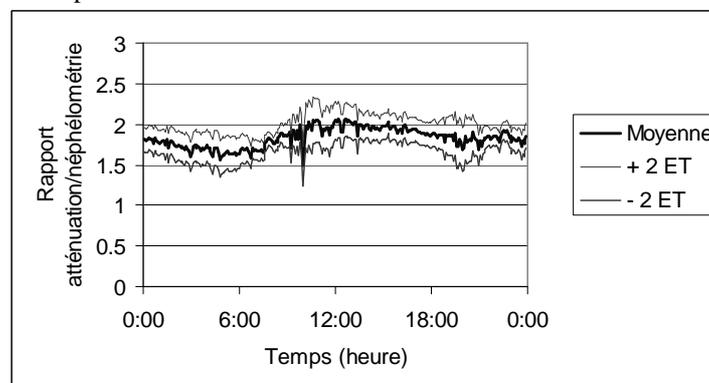
Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux, Route de Bouaye CS4, 44344 Bouguenais Cedex, France – gwenael.ruban@ifsttar.fr

La mesure en continu de la turbidité permet grâce à des relations établies avec les concentrations en matières en suspensions (MES), de faire le bilan des masses de matières issues du bassin versant. Mais comme la turbidité dépend aussi des caractéristiques des particules en suspension (nature plus ou moins organique ou minérale, taille), elle peut aussi contribuer à l'étude de la dynamique des dépôts/remises en suspension dans les réseaux d'assainissement.

La turbidité peut être exprimée par l'atténuation d'un rayon de lumière après traversée de l'échantillon d'eau résiduaire, ou par la lumière diffusée par les particules de l'échantillon (mesurée le plus souvent à 90° par rapport à la source lumineuse, elle est alors appelée néphélobimétrie). Le rapport de la turbidité en atténuation sur la néphélobimétrie est intéressant car on s'affranchit de la concentration en particules, le rapport ne dépendant plus alors que de leurs caractéristiques.

On a procédé pendant 10 mois en 2012 à l'étude de ce rapport sur le site de Duchesse Anne situé sur le réseau d'assainissement unitaire de Nantes Métropole. Les capteurs de turbidité par atténuation et par néphélobimétrie étaient placés dans un fourreau suspendu au dessus du collecteur, leur extrémité étant à environ 25cm du fond de celui-ci. La profondeur moyenne d'eau est d'environ 70cm. Ce site est par ailleurs équipé de capteurs de vitesses et niveaux d'eau, ainsi que de conductivité et température de l'eau.

En temps sec, il apparaît que le rapport atténuation/néphélobimétrie évolue suivant un profil journalier (figure ci-dessous), avec un minimum en fin de nuit vers 6h et un maximum vers 11h à l'issue de la reprise d'activité matinale. D'après des mesures parallèles de vitesses de chute et de masse volumique, il apparaît que les particules nocturnes ont des vitesses de chute et des masses volumiques plus faibles que les diurnes, les distributions de taille n'étant pas très différentes.



Il resterait donc en fin de nuit des particules majoritairement organiques, les particules minérales ayant décanté au fond du collecteur où elles contribueraient à former la couche dense observée par ailleurs, ces particules étant remises en suspension avec les particules des eaux usées à la reprise des débits rejetés matinaux. Le lien entre le rapport de turbidité en atténuation/néphélobimétrie et la minéralité des particules reste cependant à expliciter.

En temps de pluie, les arrivées d'eaux de ruissellement se traduisent par de nettes diminutions de conductivité et de température. Ces arrivées d'eau entraînent généralement une diminution du rapport atténuation/néphélobimétrie par rapport à la valeur de temps sec à la même heure.

Évaluation de la contribution des dépôts aux flux de matières en suspension par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement unitaires

Ali Hannouche¹; Claude Joannis², Ghassan Chebbo¹

¹ Laboratoire eau environnement et système urbain, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs sur Marne 77 455 Marne-La-Vallée Cedex 2, France - Ali.hannouche@Leesu.enpc.fr

² Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux, Route de Bouyae CS4, 44344 Bouguenais Cedex, France – nicolas.hemmerle@ifsttar.fr

Trois sources de polluants de temps de pluie ont été déterminées à l'exutoire des réseaux d'assainissement unitaires : les eaux usées, les eaux de ruissellement et le stock de dépôt contenu dans le réseau. Plusieurs études ont évalué la contribution de ces trois sources au moyen d'un bilan de masses à partir de quelques événements pluvieux (Krejci et al., 1987; Chebbo, 1992; Gromaire et al., 2001; Soonthornnonda and Christensen, 2008; Gasperi et al., 2010). Les résultats obtenus mettent en évidence le rôle important des dépôts comme une source significative de MES, voire majeure, lors des épisodes pluvieux. Ces contributions ont été évaluées pour des réseaux d'assainissement surdimensionnés pour les écoulements de temps sec, de faible pente, présentant des zones connues d'accumulation de dépôts (grossiers) (Ahyerre *et al.*, 2001; GROMAIRE *et al.*, 2006). Par ailleurs la quantification précise des différentes entrées (eaux usées, eaux de ruissellement) et de leur variabilité a souvent été abordée de manière simplifiée. En effet, ces études ont été menées sur un nombre restreint d'événements pluvieux en les comparant à quelques journées de temps sec, sur la base d'échantillons prélevés in situ à des intervalles de temps de plusieurs minutes voire plusieurs dizaines de minutes. Ces évaluations soulèvent certaines questions concernant l'importance de l'effet des incertitudes dans le calcul et nécessitent pourtant une bonne description des entrées incluant leur variabilité.

Dans le cadre du réseau d'observatoires français SOERE « URBIS » ont été constituées des bases de données de mesure en continu de la turbidité cumulant plusieurs centaines d'événements pluvieux et autant de journées sèches pour deux sites de caractéristiques différentes : Clichy à Paris et Ecully à Lyon. Ces mesures, converties en concentration en matières en suspension (MES) par des relations MES-Turbidité et couplées avec un modèle de concentrations moyennes événementielles des eaux de ruissellement, ont permis d'évaluer la contribution des dépôts aux masses événementielles des MES observées à l'exutoire de deux bassins versants de caractéristiques très différentes.

La contribution des trois sources aux flux de MES à l'échelle de l'événement a été évaluée par une approche de bilan de masse entre l'entrée (eaux usées et eaux de ruissellement) et la sortie (exutoire) du réseau de chaque bassin versant a été réalisée. La méthode proposée permet de prendre en compte toutes les sources d'incertitudes et de variabilité des entrées et de la sortie.

Les bilans réalisés sur des bases de données représentatives (88 événements pluvieux à Clichy et 200 événements à Ecully) consolident les résultats similaires suggérés par d'autres études : la masse en MES transitée à l'exutoire pendant un événement pluvieux ne correspond pas à la somme des masses en provenance des eaux usées et des eaux de ruissellement, cette dernière composante étant minoritaire. La contribution des dépôts dans le réseau se situe entre 20 et 80% de la masse de MES observés à l'exutoire en temps de pluie. La robustesse de cette estimation a été établie par une étude de sensibilité aux incertitudes et aux hypothèses affectant le bilan. Ces résultats confirment et affinent les évaluations obtenues précédemment (Gasperi *et al.*, 2010) sur le réseau d'assainissement parisien. De plus, à l'échelle d'un événement pluvieux le dépôt mobilisé ne représente qu'une faible épaisseur si on rapporte la masse érodée concernée à une surface de collecteur immergée par temps sec : de l'ordre de 1 à 3 mm le long de l'ensemble du collecteur du Clichy.

Ils montrent aussi que cette contribution n'est pas spécifique au réseau parisien de faible pente et surdimensionné mais aussi elle est importante dans un réseau d'assainissement comme celui d'Ecully qui a une pente de 2.7% contre 0,14% pour le réseau de Clichy et il ne présente pas aussi de zones connues d'accumulation de sédiments.

Références

- Ahyerre, M., Chebbo, G., and Saad, M. (2001). Nature and dynamics of water sediment interface in combined sewers. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 127, 233-239.
- Chebbo, G. (1992). Solides des rejets pluviaux urbains. Caractérisation et traitabilité (Solids in urban wet weather discharges: characterization and treatment), PhD Thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, France (in French).
- Gasperi, J., Gromaire, M.C., Kafi, M., Moilleron, R., and Chebbo, G. (2010). Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research* 44, 5875-5886.

- Gromaire, M.-C., Oms, C., Kafi-Benyahia, M., Saad, M., and Chebbo, G. (2006). Localisation, nature et dynamique des dépôts à l'interface eau-sédiments en réseau d'assainissement unitaire. *Techniques Sciences et Méthodes, Dossier Gestion des eaux pluviales en milieu urbain* 11, 63–72.
- Gromaire, M.C., Garnaud, S., Saad, M., and Chebbo, G. (2001). Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research* 35, 521-533.
- Krejci, V., Dauber, L., Novak, B., and Gujer, W. (1987). Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers. In: 4th int. Conf. On « urban storm drainage ». Suisse.
- Soonthornnonda, P., and Christensen, E.R. (2008). Source apportionment of pollutants and flows of combined sewer wastewater. *Water Research* 42, 1989-1998.