TSM : techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural

Source gallica.bnf.fr / ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement)

{BnF Gallica

Association générale des hygiénistes et techniciens municipaux. Auteur du texte. TSM : techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural. 2006.

1/ Les contenus accessibles sur le site Gallica sont pour la plupart des reproductions numériques d'oeuvres tombées dans le domaine public provenant des collections de la BnF. Leur réutilisation s'inscrit dans le cadre de la loi n°78-753 du 17 juillet 1978 :
- La réutilisation non commerciale de ces contenus ou dans le cadre d'une publication académique ou scientifique est libre et gratuite dans le respect de la législation en vigueur et notamment du maintien de la mention de source des contenus telle que précisée ci-après : « Source gallica.bnf.fr / Bibliothèque nationale de France » ou « Source gallica.bnf.fr / BnF ».
- La réutilisation commerciale de ces contenus est payante et fait l'objet d'une licence. Est entendue par réutilisation commerciale la revente de contenus sous forme de produits élaborés ou de fourniture de service ou toute autre réutilisation des contenus générant directement des revenus : publication vendue (à l'exception des ouvrages académiques ou scientifiques), une exposition, une production audiovisuelle, un service ou un produit payant, un support à vocation promotionnelle etc.

CLIQUER ICI POUR ACCÉDER AUX TARIFS ET À LA LICENCE

2/ Les contenus de Gallica sont la propriété de la BnF au sens de l'article L.2112-1 du code général de la propriété des personnes publiques.

3/ Quelques contenus sont soumis à un régime de réutilisation particulier. Il s'agit :

- des reproductions de documents protégés par un droit d'auteur appartenant à un tiers. Ces documents ne peuvent être réutilisés, sauf dans le cadre de la copie privée, sans l'autorisation préalable du titulaire des droits.
- des reproductions de documents conservés dans les bibliothèques ou autres institutions partenaires. Ceux-ci sont signalés par la mention Source gallica.BnF.fr / Bibliothèque municipale de ... (ou autre partenaire). L'utilisateur est invité à s'informer auprès de ces bibliothèques de leurs conditions de réutilisation.

4/ Gallica constitue une base de données, dont la BnF est le producteur, protégée au sens des articles L341-1 et suivants du code de la propriété intellectuelle.

5/ Les présentes conditions d'utilisation des contenus de Gallica sont régies par la loi française. En cas de réutilisation prévue dans un autre pays, il appartient à chaque utilisateur de vérifier la conformité de son projet avec le droit de ce pays.

6/ L'utilisateur s'engage à respecter les présentes conditions d'utilisation ainsi que la législation en vigueur, notamment en matière de propriété intellectuelle. En cas de non respect de ces dispositions, il est notamment passible d'une amende prévue par la loi du 17 juillet 1978.

7/ Pour obtenir un document de Gallica en haute définition, contacter **utilisation.commerciale@bnf.fr**.

TSM

Techniques Sciences Méthodes

La revue mensuelle des spécialistes de l'environnement

Dossier

Caractéristiques et origines des flux polluants dans le réseau d'assainissement unitaire

mensuel n° 11 2006

www.astee.org

astee
association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement

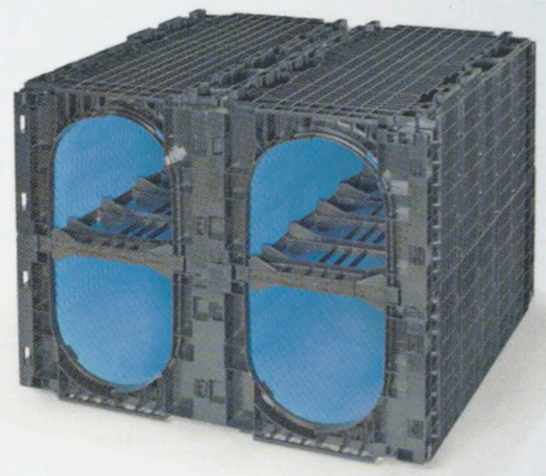
Source gallica.bnf.fr / ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement)

Bâtiment
Automobile
Industrie

REHAU®
Unlimited Polymer Solutions*

SOLUTIONS ALTERNATIVES POUR EAUX PLUVIALES

PRÉSERVONS NOS BIENS ET NOTRE ENVIRONNEMENT



RAUSIKKO-Box est un système de blocs modulaires auto-fixants qui permet de répondre à toutes les contraintes de chantier et d'exploitation. Un ouvrage se construit pour des dizaines d'années et de ce fait, pensez à son exploitation. REHAU l'a fait pour vous.

Un bloc conçu pour les Maîtres d'ouvrage et les Maîtres d'œuvre :

- Modularité et flexibilité des raccordements
- Diffusion optimale dans la structure
- Tenue mécanique élevée sous faible hauteur de couverture

Un bloc conçu pour les entreprises de pose :

- Système complet fournit par un seul interlocuteur
- Assemblage par fixation intégrée : pas d'éléments perdus sur le chantier
- Accessoires à découpe et de mise en œuvre aisée

Un bloc conçu pour l'exploitant :

- Hydrocurable
- Limitation des dépôts dans la structure
- Limitation du colmatage des géotextiles

* Des solutions polymères à l'infini

REHAU S.A. - Place Cissey - 57340 Morhange - Tél. : 03 87 05 51 00 - Fax : 03 87 05 50 85 - www.rehau.fr

SYNDICAT DE LA PRESSE PRO PROFESSIONNELLE
MEMBRE DE LA FNPS

Les options et théories exprimées dans la revue, le sont sous la seule responsabilité de leurs auteurs.

Éditeur
Association Scientifique
et Technique pour l'Eau
et l'Environnement
83, avenue Foch, B.P. 39.16
75761 Paris Cedex 16
Rédaction Administration
Tél. : 01 53 70 13 57
Télécopie : 01 53 70 13 40
Directeur de la publication
Pierre Roussel
Directeur adjoint et rédacteur en chef
Claude Mariet
Conception graphique
Paragramme,
5, rue de Charonne, 75011 Paris
Régie publicitaire
Les Éditions Magenta
12, avenue de la Grange
94100 Saint-Maur - Tél. : 01 55 97 07 03
Abonnements (11 numéros)
France 92 € TTC – Étranger 102 € TTC
Prix de ce numéro
France 11 € TTC - Étranger 11 € TTC
Règlement
A.S.T.E.E.
83, avenue Foch - B.P. 39.16
75761 Paris Cedex 16
Chèques postaux : Paris 248-67 K

Comité de rédaction
Président
Geneviève Boissonnade, chargée de mission à la Direction technique d'OTV
Membres
Roger Cabridenc, Ancien Directeur Scientifique de l'INERIS.
Christian Desachy, Vice-président de la commission Déchets et Propreté.
Caroline Fourteau, Responsable Technique et Qualité, Safege.
Anne Gresle, Direction technique de SAUR.
Jean-Pierre Maugendre, Direction des Relations extérieures du groupe Suez Lyonnaise des Eaux.
Bernard Montadert, Ingénieur général honoraire de la ville de Paris.
Raymond Pinoit, Ingénieur général du GREF.
Michel Rapinat, Ancien Directeur à Générale des Eaux.
Gérard Thibaut, Mairie de Paris, Service de l'Écologie urbaine.
Sylvie Thibert, Ingénieur Qualité au SÉDIF.
J.-P. Thoreau, Ingénieur général.

Impression
NEO typo IMPRIM'VERT Ayez le bon réflexe !
1c, rue Lavoisier
25000 BESANÇON.
Commission paritaire n° 0209G84264
N° ISSN : 0299-7258
http://www.astee.org

TSM Techniques Sciences Méthodes
Génie rural - Génie Urbain

La revue mensuelle des spécialistes de l'environnement

p. 2 **Appel à concurrence**
p. 7 **Pluviométrie**

DOSSIER

Caractéristiques et origines des flux polluants dans le réseau d'assainissement unitaire

p. 8 Préface, par C. JEHAN, J.-L. BERTRAND-KRAJEWSKI.
p. 11 Présentation du programme de recherche " Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans un réseau d'assainissement unitaire ", par G. CHEBBO, M.-C. GROMAIRE, R. MOILLERON, G. VARRAULT, N. AIRES, A. CONSTANT, O. ROUSSELOT.
p. 23 Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement unitaire parisien, par J. GASPERI, M. KAFI-BENYAHIA, C. LORGEOUX, R. MOILLERON, M.-C. GROMAIRE, G. CHEBBO.
p. 35 Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien, par J. GASPERI, M. KAFI-BENYAHIA, C. LORGEOUX, R. MOILLERON, M.-C. GROMAIRE, G. CHEBBO.
p. 51 Vitesse de sédimentation des polluants particulaires des effluents unitaires de temps de pluie, par M.-C. GROMAIRE, M. KAFI-BENYAHIA, J. GASPERI, M. SAAD, R. MOILLERON, G. CHEBBO.
p. 63 Localisation, nature et dynamique des dépôts à l'interface eau-sédiments en réseau d'assainissement unitaire, par M.-C. GROMAIRE, C. OMS, M. KAFI-BENYAHIA, M. SAAD, G. CHEBBO.
p. 73 Dynamique de transfert de l'eau et des polluants par temps sec et par temps de pluie dans un réseau d'assainissement unitaire, par M. KAFI-BENYAHIA, M.-C. GROMAIRE, M. SAAD, G. CHEBBO.
p. 87 Caractérisation des sources de métaux dans les réseaux d'assainissement : utilisation de traceurs, par G. VARRAULT, C. GOUNOU, K. AMEDZRO, G. CHEBBO.
p. 97 Identification des sources de micropolluants en milieu urbain. Intérêt des hydrocarbures aliphatiques, par J. GASPERI, V. ROCHER, R. MOILLERON, G. CHEBBO.
p. 107 Contribution de différentes sources aux flux de polluants véhiculés par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien, par M. KAFI-BENYAHIA, J. GASPERI, M.-C. GROMAIRE, R. MOILLERON, G. CHEBBO.
p. 122 Bilan et intérêt opérationnel du programme de recherche de l'observatoire des polluants urbains (OPUR), par M. AHYERRE, S. GARNAUD, O. ROUSSELOT.

LISTE DES ANNONCEURS

ANTEA (96), AQUIA (128), CARREFOUR GESTIONS LOCALES DE L'EAU (10), CIFEC (46, 50, 61, 95, 106), COMMUNE DE FAY-AUX-LOGES (3), COMMUNE DE PLESLIN (2), D.D.A.F INDRE ET LOIRE (2), HACH LANGE (4e de couverture), HAMON THERMAL (6), HYDROCONCEPT (106), LREA (7), NIDAPLAST (86), PARATRONIC (22), REHAU (2e de couverture, 4, 5), SADE (96), SOTRA SEPEREF (86), SYNDICAT QUELARON (2), TECHNEAU (6), TUBOSIDER (106), YARA (3e de couverture).

Photo de couverture : Galerie visitable du réseau d'assainissement parisien
Date de parution de ce numéro : 29 décembre 2006

mensuel n° 11 2006

www.astee.org

Numéro	Date de Parution	Date limite d'envoi de la publicité
❑ TSM 12 - 2006	Parution : 22/01/2007	8/01/07
❑ TSM 01 - 2007	Parution : 16/02/2007	5/02/07
❑ TSM 02 - 2007	Parution : 16/03/2007	5/03/07

DÉLÉGATION DE SERVICE PUBLIC

AVIS D'APPEL PUBLIC A LA CANDIDATURE

COMMUNAUTE DE COMMUNES RIVE GAUCHE DE LA VIENNE

1. Dénomination et adresse de la collectivité :
COMMUNAUTE DE COMMUNES RIVE GAUCHE DE LA VIENNE, MAIRIE,
37500 LERNE
Tél : 02 47 95 95 22 - Fax : 02 47 95 80 95

2. Objet de la consultation :
Délégation par affermage du service public d'assainissement collectif, attribuée conformément aux articles L.1411-1 à L.1411-18 du Code général des collectivités territoriales.
Prestations : exploitation du service et de ses ouvrages, gestion des usagers, renouvellement, facturation, suivi du service,...

3. Caractéristiques essentielles de la délégation :
Durée du contrat : 6 ans à compter du 01/07/2007, avec variantes à 9, 12 et 15 ans.

- Nombre d'usagers : 500 abonnés
- Volume de l'assiette de facturation : 55 000 m³
- Stations d'épuration : 4 (180 , 800, 150 et 350 eq-hab)
- Linéaire du réseau :12 000 ml environ
- Postes de refoulement : 8

4. Contenu des dossiers de candidatures :

- Lettre de candidature
- Attestations, certificats et justifications prévus aux articles 8 et 9 du décret n° 97-638 du 31 mai 1997
- Références d'exploitations similaires.
- Chiffres d'affaires et bilans des trois dernières années.
- Toutes pièces permettant d'apprécier les garanties professionnelles et financières de l'entreprise et l'aptitude à assurer la continuité du service public et l'égalité des usagers devant le service public.

5. Date limite de réception des dossiers de candidature :
Le 22 janvier 2007 avant 16 heures à la Mairie de LERNE.

Les dossiers de candidatures devront être adressés à Monsieur le Président MAIRIE - 37500 LERNE, sous enveloppe cachetée portant la mention : « Candidature pour la gestion du service d'assainissement collectif - A n'ouvrir qu'en présence de la commission ».

6. Renseignements :

Renseignements d'ordre administratif :
Monsieur le Président - MAIRIE - 37500 LERNE - Tél : 02 47 95 95 22

Renseignements d'ordre technique :
Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt d'Indre-et-Loire,
M. NOLLET, 61, avenue de Grammont BP 4111 - 37041 TOURS CEDEX 1
Tel : 02 47 70 82 24

DÉLÉGATION DE SERVICE PUBLIC

AVIS D'APPEL PUBLIC A LA CANDIDATURE

COMMUNE DE PLESLIN-TRIGAVOU

Dénomination et adresse de la collectivité :
Commune de PLESLIN-TRIGAVOU, Mairie, de - 22490 PLESLIN TRIGAVOU
Tél : 02 96 27 80 03 - Fax : 02 96 27 12 78

Objet de la consultation :
Délégation par affermage du service public d'assainissement collectif, attribuée conformément aux articles L.1411-1 à L.1411-18 du Code général des collectivités territoriales.

Caractéristiques essentielles de la délégation :
Durée du contrat : 11 ans et 9 mois à compter du 30/03/08.
Assiette :

- Nombre d'usagers : 1128 u (fin 2005)
- Volume de l'assiette de facturation : 79 098 m³ (2005)

Ouvrages à exploiter :

- Stations d'épurations :
  - Station d'épuration (boues activées+ lagune de finition) de : 2250 EH.
  - Lagunes de La Grignardais (3 bassins)
- Linéaire du réseau : 21 300 ml
- Conduite gravitaire : 19 800 ml
- Conduite de refoulement : 1500 ml
- Postes de refoulement : 7

Filière boues : épandage agricole

Contenu des dossiers de candidatures :

- Lettre de candidature
- Attestations, certificats et justifications prévus aux articles 8 et 9 du décret n° 97-638 du 31 mai 1997
- Références d'exploitations similaires.
- Chiffres d'affaires et bilans des trois dernières années.
- Toutes pièces permettant d'apprécier les garanties professionnelles et financières de l'entreprise et l'aptitude à assurer la continuité du service public et l'égalité des usagers devant le service public.

Date limite de réception des dossiers de candidature :
Le vendredi 9 février 2007 avant 12 heures à la Mairie de PLESLIN-TRIGAVOU.

Les dossiers de candidatures devront être adressés à Monsieur le Maire Mairie de - 22490 PLESLIN TRIGAVOU, en recommandé avec accusé de réception portant la mention : « Candidature pour la gestion du service d'assainissement collectif - A n'ouvrir qu'en présence de la commission ».

Renseignements :
Renseignements d'ordre administratif :
Monsieur le Maire - Mairie de - 22490 PLESLIN TRIGAVOU - Tél : 02 96 27 80 03

Renseignements d'ordre technique :
Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt des Côtes-d'Armor,
D. KERSUAL, 1 rue du parc BP 2256 - 22022 SAINT BRIEUC Cedex 1-
Tél : 02 96 62 47 97.

DÉLÉGATION DE SERVICE PUBLIC

AVIS D'APPEL PUBLIC A LA CANDIDATURE

SYNDICAT DE QUELARON

Dénomination et adresse de la collectivité :
SYNDICAT DE QUELARON, 2, rue des Chênes- 22980 PLELAN LE PETIT
Tél : 02 96 27 63 32 - Fax : 02 96 82 12 16

Objet de la consultation :
Délégation par affermage du service public d'eau potable, attribuée conformément aux articles L.1411-1 à L.1411-18 du Code général des collectivités territoriales.

Caractéristiques essentielles de la délégation :
Durée du contrat : 12 ans à compter du 01/01/09.
Données du service :

- Nombre d'abonnés : 6290 u (fin 2005)
- Volume de facturation : 784 593 m³ (2005)

Ouvrages à exploiter :

- Stations de reprise : 2
- Réservoirs : 4
- Linéaire du réseau : 531 km

Contraintes particulières :
Le Syndicat de Quelaron ne produit pas d'eau potable. Il importe la quasi totalité de son eau depuis le Syndicat Mixte Arguenon Penthièvre.

Contenu des dossiers de candidatures :

- Lettre de candidature
- Attestations, certificats et justifications prévus aux articles 8 et 9 du décret n° 97-638 du 31 mai 1997
- Références d'exploitations similaires.
- Chiffres d'affaires et bilans des trois dernières années.
- Toutes pièces permettant d'apprécier les garanties professionnelles et financières de l'entreprise et l'aptitude à assurer la continuité du service public et l'égalité des usagers devant le service public.

Date limite de réception des dossiers de candidature :
Le Mardi 6 février 2007 avant 12 heures au Syndicat de QUELARON, 2 rue des Chênes, 22 980 PLELAN LE PETIT.

Les dossiers de candidatures devront être adressés à Monsieur le Président du Syndicat de QUELARON- 2, rue des Chênes - 22980 PLELAN LE PETIT, en recommandé avec accusé de réception portant la mention : « Candidature pour la gestion du service d'eau potable - A n'ouvrir qu'en présence de la commission ».

Renseignements :
Renseignements d'ordre administratif :
Monsieur le Président du Syndicat de QUELARON - 2, rue des Chênes -
22980 PLELAN LE PETIT - Tél : 02 96 27 63 32

Renseignements d'ordre technique :
Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt des Côtes-d'Armor,
D. KERSUAL, 1 rue du parc BP 2256 - 22022 SAINT BRIEUC Cedex 1-
Tél : 02 96 62 47 97.

DÉLÉGATION DE SERVICE PUBLIC

AVIS D'APPEL PUBLIC A CANDIDATURES

COMMUNE DE FAY AUX LOGES

Identification de la Collectivité délégante :

COMMUNE DE FAY AUX LOGES
48 rue Abbé Thomas
45450 – FAY AUX LOGES
Tél. : 02.38.59.57.11
Fax : 02.38.57.03.46

Procédure de passation :

Délégation de service public en application des articles L.1411-1 et suivants du Code Général des Collectivités Territoriales, pris notamment en application de la Loi n° 93-122 du 29 janvier 1993 modifiée et du décret n° 93-471 du 24 mars 1993.

Objet :

Délégation par affermage du service public d'eau potable de la Commune de FAY AUX LOGES comprenant la production le transport et la distribution d'eau ainsi que la gestion du service.

Caractéristiques principales du service (données 2004) :

Périmètre desservi : commune de FAY AUX LOGES

Durée envisageable de l'affermage : 14 ans

Les autres caractéristiques sont les suivantes :
- Nombre d'abonnés du service d'eau potable : 1 325 (valeur 2005)
- Volume produit : 207 825 m³/an (valeur 2005)
- Volume livré : 176 498 m³ (valeur 2005)

Distribution de l'eau
- Caractéristiques du réseau :
  - Longueur du réseau séparatif eaux usées : 44 770 ml
  - indice de perte ILP : 1,92

Production
- Station de pompage – rue du Carrouge (Forage Calcaire de Beauce)
  Pompe du site- exhaure - débit : 130m³/h
- Surpresseur La Bretauche
  Pompes du site : Surpresseur 1 - puissance 2.2 Kw, Surpresseur 2 – puissance 2.2Kw.
- Surpresseur Route de Nestin
  Pompes du site : Surpresseur 1 - puissance 2.2 Kw, Surpresseur 2 – puissance 2.2Kw.
- Station de traitement - rue du Carrouge
  Traitement du site : Deferrisation, démanganisation et désinfection.
- Réservoir sur tour rue du Carrouge
  Capacité de stockage : 400 m³

Justifications à produire quant aux qualités et capacités des candidats :

Le dossier de candidature, entièrement rédigé en français, devra contenir tous les renseignements suivants :
- Une lettre de candidature, signée du dirigeant, accompagnée des documents l'habilitant à la signature,
- Attestations, certificats et justifications prévus aux articles 8 et 9 du décret n° 97-638 du 31 mai 1997.

ou formulaires DC4, DC5, DC6, DC7 intégralement renseignés.
- attestation sur l'honneur du respect des obligations liées à l'emploi de travailleurs handicapés prévues dans le code du travail (L.323.1 et suivants)
- Extrait Kbis et /ou Lbis récent du principal établissement proposant la prestation.
- Références générales (montant et composition du capital social, chiffres d'affaires, bilans et comptes d'exploitation et de résultat et leurs annexes pour les trois derniers exercices, effectifs et qualifications, recherche et développement,...).
- Présentation détaillée de la société.
- Références d'exploitation de services d'eau potable de caractéristiques comparables.
- Attestations d'assurances responsabilité civile et professionnelle en cours de validité.
- Toutes pièces permettant d'apprécier les garanties professionnelles et financières de l'entreprise et l'aptitude à assurer la continuité du service public et l'égalité des usagers devant le service public.

Critères de sélection des candidatures :

Garanties professionnelles et financières de l'entreprise, aptitude à assurer la continuité du service public et l'égalité des usagers devant le service public.

Modalités de dépôt des candidatures :

Les candidatures seront présentées sous double enveloppe. L'enveloppe extérieure, sans aucune mention apparente du nom du candidat, portera la mention :

« Délégation du service public d'eau potable de la Commune de FAY AUX LOGES
A n'ouvrir qu'en Commission »

L'enveloppe intérieure, comportant le nom du candidat et contenant les pièces demandées, portera la mention :

« Délégation du service public d'eau potable
Dossier de candidature
A n'ouvrir qu'en Commission »

Les dossiers de candidatures devront être transmis sous pli recommandé avec avis de réception postale à l'adresse suivante :

Madame le Maire
de la Commune de FAY AUX LOGES
48 rue Abbé Thomas
45450 – FAY AUX LOGES

ou déposés contre décharge au secrétariat de la Commune de FAY AUX LOGES situé 48 rue Abbé Thomas 45450 – FAY AUX LOGES
Aux heures d'ouverture :

Du Lundi au Vendredi de 9h heures à 12 heures
Mercredi de 9 heures à 12 heures et 13h30 à 17 h

Ils devront parvenir à destination avant :
le mardi 23 janvier 2007 à 12 heures.

Les dossiers arrivés hors délai seront rejetés par la Commission. Le présent appel à candidatures a pour but de dresser la liste des candidats qui seront admis ultérieurement à remettre une offre à la Commune de FAY AUX LOGES .Un dossier de consultation sera remis gratuitement aux candidats retenus.

Renseignements complémentaires :

Les candidats devront s'adresser à Madame le Maire de la Commune de FAY AUX LOGES à l'adresse indiquée précédemment, uniquement par voie postale ou par télécopie (Fax : 02.38.57.03.46).

Date d'envoi à la publication : 8 décembre 2006.

Du Rausikko®- Box pour ne pas avoir les pieds dans l'eau

L'accroissement de nos agglomérations nous conduit à une meilleure gestion globale de l'eau : l'eau potable, l'eau usée mais aussi l'eau pluviale. Cette dernière comme nous le rencontrons bien souvent dans la presse est à l'origine de nombreux problèmes lors d'orages : inondations et saturation des réseaux d'assainissement. En effet, les surfaces dites ruisselantes : parkings, chaussées, trottoirs, toitures…, surtout en milieu urbain, limitent considérablement la pénétration dans le sol. Ainsi, des équipements de rétention ou d'infiltration d'eaux de pluie sont mis en œuvre pour prévenir les accumulations sources d'inondations.

La place et le faible du coût du foncier en milieu rural favorisent la réalisation d'ouvrage de surface. Tout au contraire, en milieu urbain, où l'on souhaite optimiser les surfaces, un ouvrage enterré présente un atout technico-économique certain.

Nous citons à cet effet, la commune d'Orry la Ville (Oise), où la réalisation d'une résidence de 735 m² a nécessité un ouvrage de gestion des eaux pluviales de 135 m³ environ. REHAU a proposé son système de rétention (ou d'infiltration) : Le Rausikko® Box, qui permet de gérer les eaux de pluie.

Une facilité de pose

Le système Rausikko® est une Structure Alvéolaire Ultra Légère (SAUL), qui offre une facilité et rapidité d'installation.
L'ouvrage réalisé comporte 2 étages de 66 cm chacun. Les Rausikko®- Box s'empilent directement avec une très bonne tenue car les éléments de fixation verticale sont déjà présents sur chaque élément. Il suffit alors de poser les blocs les uns sur les autres. La légèreté de l'équipement permet une manipulation sans engin de levage, de plus la matière : le polyéthylène est la mieux adaptée aux eaux pluviales.
L'assemblage du système Rausikko®, de 232 blocs de dimension 1200 x 800 x 660 mm, a été réalisé en 1,5 jours effectifs mobilisant 4 personnes de l'entreprise de travaux publics SETP (Thiais) assurant la pose, assistés par un ingénieur du service technique REHAU.

Un partenariat technique

Les chantiers se dessinent et se préparent au bureau mais se font aussi sur le terrain. Ainsi, se basant sur les plans fournis et un questionnaire technique, le service technique REHAU a défini les dimensions géométriques du bassin et les canalisations d'alimentation et d'évacuation.
Plus que la notice de pose fournie à l'entreprise installatrice, notre assistance technique sur chantier comprend aussi un accompagnement dans la réalisation du chantier. Notre assistance porte sur la réalisation du lit de pose qui est un point important pour la planimétrie ainsi que la portance. Nous intervenons également lors de la mise en place des façades, qui offre une connexion selon de différents diamètres et qui évitent au géotextile d'être happé par dépression.

Une optimisation du volume

Le Rausikko®- Box a un indice de vide de 95%, soit une capacité de stockage de 95 litres pour un volume de 100 litres de structure. Cet indice de vide élevé en combinaison avec un élément de base de 40 x 80 x 33 cm permet de trouver facilement les bonnes dimensions du bloc et de se rapprocher au plus juste volume de bassin.
En application de type tranchée drainante ou chaussée à structure réservoir, il existe un rapport d'environ 3 avec les matériaux traditionnels qui eux n'ont qu'un indice de vide de 30 à 35 %. D'autre part, la structure du bloc Rausikko®- Box admet un faible recouvrement sous chaussée de 50 cm pour 20 tonnes à l'essieu. Autrement dit, le Rausikko® Box nécessite moins de place et donc un espace moins important que pour les structures graviers ! Ce qui est atout non négligeable compte tenu de l'occupation du sous sol en milieu urbain.

Un équipement durable

Afin de garantir une durée de fonctionnement, REHAU a développé le Canal de Curage présent sur le Rausikko®- Box CC qui permet l'entretien de l'ouvrage. Ce canal constitue le réseau de diffusion au sein de la structure des eaux. Il limite la diffusion des fines, petites particules solides en suspension, et prévient le risque de colmatage ou dépôt.
Un colmatage du géotextile réduirait la capacité de l'ouvrage à évacuer les eaux vers le sol par infiltration. D'autre part, un curage sans canaliser les résidus solides provoquerait une diffusion dans toute la structure avec un risque de dépôt et une perte de fonctionnalité. Le canal de curage supportant, jusqu'à 120 bars de pression, assure donc la pérennité de l'ouvrage et permet d'envisager un réel amortissement.

REHAU S.A.
DÉPARTEMENT TRAVAUX PUBLICS
Place Cissey
57340 Morhange
Tél. : 03 87 05 51 00 - Fax : 03 87 05 50 85
www.rehau.fr

HAMON THERMAL EUROPE

Site de production :

ZI Rue des Chênes

F-28290 ARROU

Tél : +33 (0)2 37 97 04 64 - Fax : +33 (0)2 37 97 08 00

www.hamon.com - info.arrou@hamon.com

Conception et fabrication suivant la norme ISO 9001 : version 2000 de structures alvéolaires thermoplastiques pour :

- la réfrigération des eaux industrielles,
- le stockage et la décantation des eaux pluviales,
- l'épuration biologique des eaux usées.

Avantages du GEOlight dans les bassins de rétention d'eaux pluviales enterrés:

- Circulation horizontale et verticale de l'eau dans le bloc,
- Résistance à la compression verticale de 200 à 600 kPa : admet un trafic T5 à T0 (espace vert à voirie lourde),
- Mise en œuvre simple et rapide (aucun accessoire de liaison entre blocs),
- Découpe des blocs en usine mais également par personnel de chantier sur site en cas d'imprévu,
- Livrable en feuilles non assemblées à l'export : réduction du coût de la fourniture et du transport.

Pose du GEOlight dans les bassins de rétention d'eaux pluviales enterrés

Avantages du système de diffusion breveté:

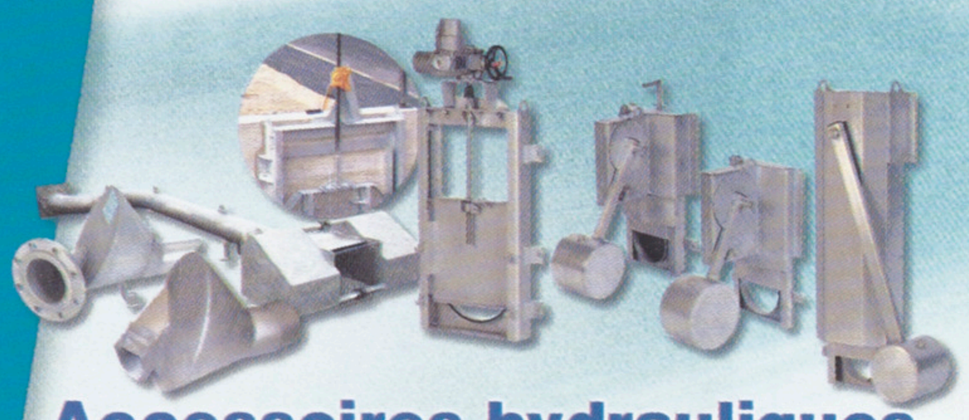
- ø important du diffuseur et des regards de visite,
- Visitable et nettoyable,
- Fonction de by-pass systématique du diffuseur lors de pluies « normales », ce qui évite la mise en charge inutile du bassin et limite les risques de colmatage des blocs.

Traitement des eaux

Séparateurs à Hydrocarbures • à Graisses / Fécules
Traitement particulaire • Traitement des aires de carénages

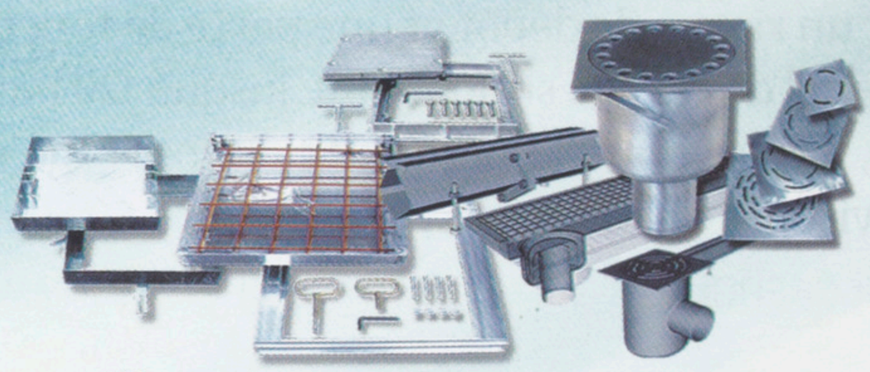
Relevage des eaux

Pour maisons individuelles, petites collectivités et collectivités



Accessoires hydrauliques

Régulateurs de débit • Vannes murales



Équipements de sol

Couvercles de regard • Siphons & caniveaux inox

WWW.techneau.com

La technique au service de l'eau

Techneau

ISO 9001 BUREAU VERITAS Certification

50570 Marigny
Tél. : +33 (0)2 33 56 62 08
Fax : +33 (0)2 33 56 61 93
E-mail : info@techneau.com

TSM Pluviométrie

Extraits des bulletins mensuels de Météo-France - Mois de septembre 2006

Stations	Chutes en mm	Ecart à la moyenne 1951-1980	Nombre de jours de précipitations	Stations	Chutes en mm	Ecart à la moyenne 1951-1980	Nombre de jours de précipitations
Ajaccio	91,6	37,9	8	Lyon-Bron	46,6	– 41,7	9
Auxerre	45,8	– 15,1	18	Marignane	94,0	33,4	6
Bâle-Mulhouse	131,4	70,8	26	Montpellier	179,2	117,3	8
Biarritz-Anglet	177,6	51,1	18	Nancy-Essey	32,2	– 30,8	18
Bordeaux-Mérignac	98,6	8,3	15	Nantes-Bouguenais	113,8	45,6	20
Bourg-Saint-Maurice	39,2	– 32,8	11	Nice	95,2	19,6	8
Bourges	71,4	8,8	16	Paris-Montsouris	42,4	– 12,3	10
Brest-Guipavas	68,4	– 20,8	23	Perpignan	66,2	17,8	14
Cap-de-la-Hève	40,2	– 30,6	12	Poitiers-Biard	74,2	15,2	16
Clermont-Ferrand	89,4	25,1	10	Pointe de la Hague	52,4	– 12,9	18
Dijon - Longvic	39,2	– 29,1	14	Reims-Courcy	8,8	– 44,4	11
La Rochelle	119,4	53,1	14	Rennes-Saint-Jacques	105,6	44,4	19
Le Bourget	60,6	6,1	10	Strasbourg-Entzheim	102,6	40,5	20
Le Mans	69,2	8,4	13	Toulon	239,2	185,2	6
Le Puy-Loudes	97,8	21,7	17	Toulouse-Blagnac	97,0	44,8	10
Lille-Lesquin	12,8	– 50,8	10	Tours	95,0	39,2	14
Limoges-Bellegarde	111,6	28,1	18	Valognes	81,8	– 18,6	23

L.R.E.A.

Laboratoire de Recherche sur l'Eau et l'Assainissement

Entreprise certifiée **ISO 9001** *par*

BVQI

• Contrôle qualité des remblayages • Inspection télévisée des réseaux • Test d'étanchéité (air, eau)
• Test à la fumée, test au colorant • Traitement biologique • Assainissement 24 h/24, 7 jours/7
• Recherche et localisation de fuites • Analyse des matériaux • Diagnostic des réseaux...

cofrac INSPECTION
Accréditation N° 3-096
Portée Communiquée sur demande

14, Avenue de la Coopération / 7, rue Denis Papin
94100 SAINT-MAUR
Tél. : 01 49 76 97 92 - Fax : 01 49 76 98 91
E-mail : LREA@wanadoo.fr

Préface

Il y a plus de dix ans déjà, le CERGRENE, *devenu par la suite* CEREVE *(Centre d'Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement) lançait sous la direction de Ghassan Chebbo le programme* OPUR *(Observatoire des polluants urbains). Programme de recherche ambitieux, il visait à améliorer les connaissances concernant les sources, les caractéristiques et les mécanismes de génération et de transport des polluants, véhiculés dans les réseaux d'assainissement par temps de pluie. Ce projet s'inscrivait dans les orientations qu'avaient définies à l'époque le groupe de travail sur les rejets urbains de temps de pluie (*RUTP*) de l'*AGHTM*.*

La première phase de ce programme de recherche (1994-2000) intitulée « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement » centrée sur le site expérimental du bassin-versant du Marais (Paris 3e et 4e, sur 42 ha) a mis en évidence les transformations importantes que subissent les polluants entre les entrées du réseau et l'exutoire, l'importance de la contribution du réseau au flux de matière organique et des toitures dans la charge polluante en métaux lourds.

Ces résultats ont fait l'objet du TSM *n° 5 de mai 2001.*

Toutefois, à l'issue de ce programme, la question était de savoir si les résultats obtenus sur un petit bassin-versant pouvaient être généralisables.

C'est pourquoi, entre 2001 et 2006, la seconde phase du programme OPUR *axée sur « L' évolution spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires » a été lancée sur un champ expérimental étendu à cinq bassins-versants supplémentaires, emboîtés et de taille croissante (dont le plus grand représente un quart de la surface de Paris). Ce dispositif avait pour objectif de disposer de mesures fiables à différentes échelles spatiales, permettant d'évaluer la variabilité des caractéristiques et des sources des polluants dans les* RUTP *entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant urbain.*

Ce projet OPUR *est né d'une volonté d'acquérir des connaissances directement applicables et accessibles aux maîtres d'ouvrage et gestionnaires des réseaux d'assainissement, qui ont d'ailleurs, tout au long du programme, travaillé en étroite collaboration avec le* CEREVE *à la définition des thématiques de recherche. Par ailleurs, membres actifs du groupe de travail commun Astee-SHF sur les thématiques* RUTP*-Hydrologie urbaine (« groupe pluvial »), ces gestionnaires et l'équipe de recherche du* CEREVE *ont régulièrement communiqué les résultats de ces travaux à l'Astee. Cette association a également été citée comme exemple de collaboration réussie entre gestionnaires et chercheurs lors du dernier congrès de l'Astee.*

Les principaux résultats de cette seconde phase du programme Opur *confirment tout d'abord les enseignements du premier programme, notamment sur le rôle du réseau d'assainissement comme source majeure de polluants organiques et précisent nos connaissances sur les vitesses de chute. En outre, cette seconde étape apporte de nouveaux résultats, enrichissant notre connaisance sur la dynamique et la variabilité spatiale et inter-événementielle des flux polluants lors des épisodes pluvieux. Enfin, ce programme a permis d'élaborer de nouvelles méthodes de mesure et d'exploitation des données. L'ensemble de ces résultats est consultable sous forme de fiches techniques sur le site http://www.cereve.enpc.fr*

L'heure est aujourd'hui à une diffusion plus large de ces résultats, qui ont déjà donné lieu à la soutenance de quatre thèses (en 2003 et 2006). C'est l'objet de ce numéro de TSM *et du colloque scientifique qui se tiendra à l'École nationale des Ponts et Chaussées à Champs-sur-Marne le 29 janvier 2007.*

Le programme Opur*, qui a permis l'acquisition d'une quantité considérable de données de mesures en réseau, est aujourd'hui une référence incontournable, fournissant aux professionnels de l'assainissement (collectivités, agences de l'eau, bureaux d'études, etc.) des ordres de grandeur utilisés dans leurs projets en termes notamment de qualité des rejets urbains de temps de pluie.*

L'Astee, au travers du « groupe pluvial » de sa commission Assainissement et de sa revue TSM*, est fière d'apporter sa contribution à la réflexion et à la diffusion de ces connaissances.*

Bonnes lectures et félicitations aux auteurs !

Caroline JEHAN, Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI

Animateurs du groupe de travail commun
Astee « Rejets urbains par temps de pluie » -
SHF « Hydrologie urbaine »

8e Carrefour des Gestions Locales de l'Eau

RENNES
Parc des expositions
31 janvier et 1er février 2007

2000
décideurs locaux

150
intervenants

15
séances de travail

1
salon professionnel

Organisé par

Réseau IDEAL

En partenariat avec

Région Bretagne

agence de l'eau loire - bretagne

T Technique
S Sciences
M Méthodes
Génie Rural
Génie Urbain

Renseignements et inscriptions : Réseau IDEAL - Tél. : 01 45 15 09 09 - Email : l.renaudin@reseau-ideal.asso.fr

Présentation du programme de recherche « Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans un réseau d'assainissement unitaire »

■ G. CHEBBO[1], M.-C. GROMAIRE[1], R. MOILLERON[2], G. VARRAULT[2], N. AIRES[3], A. CONSTANT[4], O. ROUSSELOT[5]

Mots-clés : réseau d'assainissement unitaire, eaux usées, eaux pluviales, variabilité spatiale, bassins-versants expérimentaux, transfert des polluants, origine des polluants

1. Introduction

La maîtrise de la pollution liée aux rejets urbains de temps de pluie (RUTP), qu'ils soient strictement pluviaux ou issus de réseaux unitaires, a pris une place croissante dans les problèmes d'assainissement. Les investissements prévus à cet effet sont considérables. Ils visent à préserver et à reconquérir les écosystèmes aquatiques, mais aussi à l'application de la directive européenne du 21 mai 1991 et des dispositions réglementaires émanant de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 qui imposent le traitement des surverses des réseaux unitaires pour les événements non exceptionnels. À plus long terme, la nouvelle directive cadre européenne sur l'eau (directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000) vise pour 2015 un bon état écologique des eaux souterraines et superficielles en Europe, et exige la réduction ou la suppression des rejets de certaines substances classées comme dangereuses ou dangereuses prioritaires.

Depuis 1970, un grand nombre de recherches consacrées à la pollution des eaux par temps de pluie en milieu urbain ont été réalisées dans différents pays [US EPA, 1983 ; SAGET 1994 ; BROMBACH et FUCHS, 2002], en s'appuyant, pour beaucoup d'entre elles, sur des campagnes expérimentales relativement lourdes. Les objectifs visés étaient l'évaluation des flux polluants liés au ruissellement urbain, l'évaluation des flux véhiculés par les réseaux unitaires et la quantification de l'impact des RUTP sur le milieu récepteur. Les résultats obtenus ont permis de fournir des ordres de grandeur concernant l'importance des flux polluants dans les RUTP, des éléments partiels sur les caractéristiques et les origines de ces polluants, et des idées peu précises et sûrement entachées d'erreurs sur les processus de génération et de transport des polluants.

À partir de cette situation, le CEREVE a initié, dès 1994, le programme de recherche OPUR « Observatoire des Polluants Urbains » afin d'améliorer les connaissances concernant les sources, les caractéristiques et les mécanismes de génération et de transport des polluants véhiculés dans les réseaux d'assainissement par temps de pluie.

OPUR est une suite de projets de recherche d'une durée moyenne de six ans. Entre 1994 et 2000, la première phase, intitulée « Génération et transport des polluants par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire », s'est attachée à étudier les polluants aux différents niveaux de cheminement de l'eau en milieu urbain, à l'échelle d'un petit bassin-versant. Pour ce but fut équipé le bassin-versant expérimen-

1 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes. 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
2 CEREVE Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris XII Val-de-Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
3 Agence de l'eau Seine Normandie, 51 rue Salvador Allende, 92027 Nanterre Cedex.
4 Ville de Paris, Direction de la protection de l'environnement, Service technique de l'eau et de l'assainissement, 27 rue du Commandeur 75014 Paris.
5 SIAAP, 2 rue Jules César 75012 Paris.

tal du Marais (3e-4e arrondissement de Paris, 42 ha), situé en centre-ville et drainé par un réseau unitaire. Cette recherche a été réalisée grâce à la participation financière des organismes suivants : ville de Paris, Comité inter-agences de l'eau, agence de l'eau Seine-Normandie, région Île-de-France, Conseil scientifique et technique des bassins-versants de recherche expérimentaux (CST-Bvre ; ministère de l'Éducation nationale, de l'Enseignement supérieur et de la Recherche), Laboratoire central des Ponts et Chaussées, Piren-Seine, Enpc. Elle poursuivait trois objectifs :

- caractériser les polluants issus des eaux de ruissellement, des eaux usées et des effluents unitaires de temps de pluie,
- étudier les mécanismes de formation et de transfert de ces polluants en surface et dans le réseau d'assainissement unitaire,
- évaluer, sur un même site, la contribution des différentes sources aux flux polluants des effluents unitaires de temps de pluie.

Les résultats obtenus sur le bassin-versant du Marais (voir *TSM* n°5, mai 2001) ont confirmé d'une part, l'importance de la pollution des eaux de ruissellement (en particulier les chaussées et les toitures) et d'autre part, le fait que le réseau d'assainissement n'est pas seulement un système de transport mais aussi un réacteur physique, chimique et biologique qui conditionne par ses caractéristiques la qualité des eaux en milieu urbain. Compte tenu de ces résultats, il paraissait nécessaire d'étudier les processus dominants sur les surfaces urbaines et dans le réseau d'assainissement, et de disposer de mesures fiables à différentes échelles spatiales afin de cerner la variabilité des caractéristiques et des sources des polluants dans les Rutp entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant urbain.

Pour ce but, le Cereve, en partenariat avec la ville de Paris, le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) et l'agence de l'eau Seine Normandie (Aesn), a intégré le bassin du Marais dans une série de six bassins-versants de tailles croissantes allant jusqu'à Clichy (bassin-versant de plusieurs milliers d'hectares) en utilisant en grande partie le réseau de mesure de la ville de Paris. Cette recherche intitulée « Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans un réseau d'assainissement unitaire » constitue le cœur de la phase 2 du programme Opur (2001-2006).

2. Description du programme de recherche « Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans un réseau d'assainissement unitaire »

2.1. Les interrogations soulevées par les résultats du Marais

À l'issue de la phase 1 du programme Opur, plusieurs interrogations ont été soulevées.

• En termes de variabilité des flux polluants et des modes de transport des polluants en fonction de l'échelle spatiale

Le terme « modes de transport des polluants » couvre différents aspects. Il désigne en particulier la répartition des polluants entre phase dissoute et phase particulaire, la distribution des polluants particulaires en fonction de la vitesse de chute des particules, les caractéristiques des particules en suspension (granulométrie, vitesse de sédimentation, charges polluantes),...

Les résultats obtenus sur le bassin-versant du Marais ont mis en évidence une évolution importante des flux et des modes de transport des substances polluantes au cours du transfert dans le réseau unitaire. Par temps sec, on observe une variation des caractéristiques des effluents, liée probablement à des phénomènes d'érosion/sédimentation. Par temps de pluie, on observe entre l'entrée et la sortie du réseau d'assainissement une augmentation des concentrations en MES, DCO, DBO_5, une augmentation de la proportion de polluants sous forme particulaire, une augmentation de la vitesse de sédimentation, une augmentation de la teneur en matière organique des particules. Aussi nous paraît-il important de suivre cette évolution pour des durées de transfert en réseau plus longues et d'identifier si les flux et modes de transport des polluants se stabilisent à partir d'une certaine échelle spatiale.

Par ailleurs les mesures effectuées à l'exutoire du Marais en termes de vitesse de sédimentation semblent remettre en cause dans une certaine mesure le postulat de « bonne décantabilité » des MES dans les

effluents urbains de temps de pluie. Les vitesses de chute plus faibles mesurées sur le Marais par rapport à celles observées par [CHEBBO, 1992] sont-elles spécifiques à ce site, sont-elles susceptibles de varier avec la taille du bassin-versant ? De plus, on constate l'absence d'information sur la répartition des masses des différentes substances polluantes par classes de vitesses de chute des particules.

• En termes de mécanismes de transfert des polluants dans les réseaux unitaires

Les recherches menées sur le site du Marais ont mis en évidence le rôle fondamental joué par le réseau d'assainissement unitaire comme réacteur physique, chimique et sans doute biologique qui conditionne la qualité des effluents de temps sec et de temps de pluie.

Les études menées par [AHYERRE, 1999] ont mis en évidence l'existence d'une couche organique située à l'interface eau/sédiment au fond des collecteurs. Cette couche, constituée essentiellement de matières d'origine fécale, se formerait par temps sec dans les zones de faible vitesse d'écoulement, et serait facilement remise en suspension par temps de pluie. Sur le site du Marais, elle constitue la principale source de polluants des effluents de temps de pluie. Cependant, nous disposons à l'heure actuelle de peu de renseignements sur ce stock de matière organique : où le trouve-t-on ? Quelles sont ses caractéristiques ? Comment se constitue-t-il ? Comment s'érode-t-il ?

• En termes d'origines des polluants, en fonction de l'échelle spatiale

Dans le cas des réseaux d'assainissement unitaires, on peut distinguer trois origines aux flux polluants des RUTP. Ce sont : les eaux de ruissellement, les eaux usées de temps sec, l'érosion des stocks de polluants existant à l'intérieur du réseau. Les recherches menées entre 1994 et 1999, sur le bassin-versant expérimental du Marais, ont permis de quantifier la contribution de chacune de ces sources à l'échelle de 42 ha.

Les résultats obtenus ont démontré le rôle majeur des stocks constitués à l'intérieur du réseau dans la génération des flux de matières en suspension et de matière organique : sur le bassin-versant du Marais, 40 à 80 % de la masse de matières en suspension et de matière organique générée au cours d'une pluie provient de l'intérieur du réseau d'assainissement [GROMAIRE, 1998]. Ils ont par ailleurs démontré que les eaux de ruissellement constituaient la principale source de certains micropolluants dans les effluents de temps de pluie. Dans le cas du cadmium, du zinc et du plomb, les flux polluants proviennent essentiellement des eaux de ruissellement de toiture, du fait de la corrosion des parties métalliques du toit.

Ces résultats obtenus à l'échelle d'un bassin-versant de 42 ha soulèvent cependant un certain nombre d'interrogations.

- Les résultats obtenus sur le Marais sont-ils extrapolables au reste de l'agglomération parisienne ? En particulier : l'importance du rôle du réseau comme source de matières en suspension et de matière organique est-elle spécifique à ce site d'étude dont le réseau est bien encrassé ? La faible contribution des eaux de ruissellement en termes de MES et de matière organique est-elle spécifique au Marais ? L'importance de la corrosion des matériaux de toitures comme source de métaux dans les eaux de temps de pluie est-elle particulière à cette zone ancienne de Paris ?
- Les eaux de ruissellement ayant été identifiées comme étant la principale source de micropolluants des effluents de temps de pluie, peut-on identifier plus précisément le type d'activité humaine impliqué ?
- Dans le cas de grands bassins-versants, présentant des débits de temps sec nettement plus importants que dans le cas du Marais, la couche organique qui semble localisée uniquement dans des parties de réseau à faible vitesse d'écoulement reste-t-elle la principale source de matière organique des effluents de temps de pluie ?
- Peut-on identifier d'autres sources de polluants, par temps de pluie, dans le réseau parisien que la « couche organique » ?

La quantification plus précise des origines des flux polluants de temps de pluie nous paraît d'un enjeu majeur vis-à-vis d'une meilleure maîtrise de la pollution des RUTP. En effet, étant donné l'importance des volumes générés par temps de pluie, le coût et la difficulté à mettre en place des ouvrages de traitement dans des zones d'habitation dense, il paraît illusoire de vouloir intercepter l'ensemble du flux polluant dans des ouvrages de traitement situés à l'aval des

systèmes d'assainissement et il convient d'intervenir à différents niveaux, en utilisant des méthodes tant curatives que préventives. La connaissance de la contribution des différentes sources de polluants devrait permettre de mieux cibler les actions préventives de façon à limiter les flux polluants de temps de pluie mais aussi de façon à réduire les teneurs en polluants des dépôts constitués dans le réseau et des boues générées dans les ouvrages de traitement.

2.2. Objectifs de la recherche

Le principal objectif de la recherche est de faire progresser les connaissances concernant le transport de polluants par temps sec et par temps de pluie en réseau unitaire, au moyen de campagnes d'échantillonnage et d'observations à différentes échelles spatiales.

Le dispositif expérimental mis en place permet d'évaluer :

- la variabilité des flux et de la nature des polluants entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant ;
- les mécanismes de transfert des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires ;
- l'évolution des sources des polluants et des mécanismes dominants en fonction de l'échelle spatiale.

L'objectif final de ces recherches est la mise au point d'outils d'aide à la compréhension et à la gestion sur le plan qualitatif des eaux urbaines de temps de pluie. Les enjeux sont doubles. Il s'agit d'une part d'orienter vers des solutions de traitement des polluants, tant préventives que curatives, et plus généralement de fournir des éléments pour une politique globale de gestion des eaux pluviales.

2.3. Méthodologie

Le programme de recherche s'est organisé en trois parties.

Partie 1. Étude de la variabilité spatiale des flux et des modes de transport des polluants

Cette partie vise à mieux cerner la variabilité spatiale des flux et de la nature des polluants transférés par temps sec et par temps de pluie dans les réseaux d'assainissement unitaires, en fonction de la taille du bassin-versant, de la durée de transfert en réseau et des caractéristiques de ce réseau. Nous nous sommes intéressés en particulier à la variabilité :

- des concentrations, des flux par équivalent-habitant et des flux par hectare actif en fonction de l'échelle spatiale ;
- de la répartition des masses polluantes entre les phases dissoutes et particulaires ;
- de la nature des particules (vitesses de sédimentation, teneurs en polluants) ;
- de la répartition des masses polluantes par classes de vitesses de chute des particules.

Pour atteindre ces objectifs nous avons choisi de travailler sur des bassins-versants représentant des échelles spatiales différentes tout en restant dans un contexte urbanistique relativement homogène, qui est celui de Paris intra-muros, et en gardant le bassin-versant du Marais comme point de référence. Par ailleurs, l'idée de suivre un même cheminement d'eau, le long d'un des axes drainant majeurs du réseau parisien a été privilégiée. Ceci a conduit au principe d'un dispositif expérimental constitué d'un réseau de six bassins-versants de tailles croissantes, allant du bassin-versant du Marais, à l'amont du réseau parisien, jusqu'à l'usine de Clichy située à l'aval. Le paragraphe suivant décrira les sites expérimentaux et les équipements mis en place.

Des campagnes de prélèvement et d'analyse ont été réalisées à l'exutoire des bassins-versants par temps sec et par temps de pluie. Les polluants étudiés ont été choisis en fonction des principaux impacts des rejets urbains sur les milieux récepteurs :

- les particules en suspension (MES), qui ont été reconnues comme étant un important vecteur de polluants des eaux de temps de pluie ;
- la matière organique carbonée et les matières azotées, évaluées à partir des paramètres DCO, DBO_5, MVS, COT, NTK, qui sont responsables des problèmes de désoxygénation du milieu récepteur ;
- des micropolluants caractéristiques des eaux de ruissellement, qui s'accumulent dans les milieux récepteurs ; les micropolluants qui ont été choisis ici sont les hydrocarbures (aromatiques et aliphatiques) et quatre métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb et zinc).

Ces analyses sont réalisées sur les fractions totales et/ou particulaires et dissoutes, ainsi qu'après fractionnement des solides en suspension par classes de vitesse de chute.

Partie 2. Étude des mécanismes de transfert des polluants dans le réseau unitaire

Les recherches menées dans cette partie ont pour objectif d'améliorer les connaissances concernant les mécanismes de transfert de l'eau et des polluants par temps sec et par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire. Elles ont porté sur deux points.

• Étude de la localisation, de la nature et de la dynamique du stock de matière organique situé à l'interface eau/sédiment dans le réseau d'assainissement. Ce travail s'est déroulé en deux phases. Dans un premier temps, une analyse fine de la nature, de la localisation et de la dynamique des dépôts organiques situés à l'interface eau-sédiment a été réalisée sur les trois collecteurs du bassin-versant du Marais (collecteurs Saint-Gilles, Vieille-du-Temple et Saint-Antoine/Rivoli). Dans un second temps, une localisation des zones paraissant favorables à la formation de la couche organique a été réalisée sur l'ensemble des collecteurs d'Opur. Cette identification des zones « à risque » a été réalisée sur la base des données topographiques et hydrauliques des collecteurs, en se référant aux critères de formation de la couche organique définis à partir des données du Marais. Une partie de ces zones identifiées a ensuite été inspectée en vue de localiser ou non la présence d'un dépôt organique.

• Étude de la dynamique de transfert de l'eau et des polluants par temps sec et par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire : le suivi de la dynamique de transfert a été appréhendé sur les données suivantes :

❶ *par temps sec* : sur la variation au cours de la journée des débits et des pollutogrammes en cinq tranches horaires de différents polluants ;

❷ *par temps de pluie* : sur la variation au cours de l'événement pluvieux des débits, de la conductivité et de la turbidité.

À partir de ces données, différentes approches ont été mises en place afin de répondre aux interrogations suivantes.

- Par temps de pluie : comment se répartissent les masses polluantes à l'intérieur de l'événement pluvieux ? Les flux en eaux usées supposés passés au cours de l'événement pluvial sont-ils vraiment identiques à ceux mesurés par temps sec ?

- Par temps sec : quels sont les facteurs qui peuvent expliquer le cycle journalier des concentrations ?

Partie 3. Étude de la variabilité spatiale de l'origine des polluants

Nous distinguons trois types de vecteurs de polluants dans les effluents unitaires de temps de pluie : les eaux de ruissellement sur les surfaces urbaines, les eaux usées et l'érosion des dépôts constitués dans le réseau d'assainissement. La contribution de chacun de ces grands compartiments a été tout d'abord quantifiée au moyen de bilans de masses entrant et sortant du réseau au cours d'un événement pluvieux pour les différents bassins-versants étudiés. Ensuite, nous avons utilisé des traceurs caractéristiques des différents vecteurs d'apport pour confirmer les bilans réalisés. Pour cela plusieurs types de traceurs ont été utilisés : produits susceptibles d'évoluer différemment dans les différents compartiments (différents types de stérols par exemple), composés spécifiques à une source (certains métaux ou certains hydrocarbures par exemple) ou rapports en différents polluants (teneurs des MES en polluants par exemple).

Par ailleurs, le vecteur principal (ruissellement, eaux usées ou échanges avec les stocks du réseau) d'un polluant ayant été identifié, nous avons cherché à identifier de façon plus précise l'origine du polluant dans ce compartiment : type et origine du dépôt incriminé si la source principale est le réseau, nature de l'activité humaine générant le polluant si la source est le ruissellement ou les eaux usées.

Des traceurs des différentes sources de métaux en ville ont été recherchés afin de pouvoir différencier les apports issus des différentes activités polluantes. Un inventaire des sources potentielles d'hydrocarbures dans les agglomérations urbaines a été réalisé. L'analyse détaillée des hydrocarbures issus des différentes sources a permis d'identifier des traceurs caractéristiques des différentes origines des polluants. Ces traceurs ont été ensuite mesurés dans des échantillons représentatifs des activités humaines polluantes ainsi que dans les effluents de temps de pluie à l'exutoire des bassins-versants étudiés. L'interprétation de ces résultats, complétée par la recherche de ces mêmes traceurs dans les différents types de dépôts du réseau a fourni des éléments sur les évolutions ayant lieu au cours du transfert dans le réseau.

Ce programme de recherche a donné lieu à quatre thèses de doctorat :

- Claire OMS (2003) : "Localisation, nature et dynamique de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire" ;
- Vincent ROCHER (2003) : "Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien" ;
- Mounira KAFI-BENYAHIA (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien" ;
- Johnny GASPERI (2006) : "Introduction et transfert des hydrocarbures à différentes échelles spatiales dans le réseau d'assainissement parisien".

3. Dispositif expérimental

3.1. Les bassins-versants expérimentaux de la phase 2 d'Opur

• Délimitation des bassins-versants

Le dispositif expérimental retenu pour la phase 2 d'Opur est constitué de six points de mesure, correspondant aux exutoires de six bassins-versants de taille croissante, répartis le long de deux collecteurs majeurs du réseau d'assainissement unitaire parisien : Clichy et Coteaux (*figure 1*) :

- les trois points de mesure situés à l'amont du collecteur de Clichy correspondent respectivement aux exutoires des bassins-versants du Marais (42 ha), de Sébastopol (112 ha) et de Quais (402 ha) ; ces bassins-versants sont en parallèle ;
- un point de mesure est situé au centre du collecteur de Clichy, à l'amont immédiat de la jonction avec le collecteur des Coteaux ; il correspond à l'exutoire du bassin-versant Clichy centre dont la superficie est de 942 ha ;
- un autre point de mesure est placé à l'aval du collecteur des Coteaux, à l'amont immédiat de la jonction avec le collecteur de Clichy. Le bassin-versant de Coteaux aval est parallèle à Clichy centre. Sa superficie est de 1 315 ha ;
- le dernier point de mesure est situé à l'aval du collecteur de Clichy. Ce bassin-versant est nommé Clichy aval (2 581 ha) ; les bassins-versants Coteaux aval et Clichy centre sont emboîtés dans le bassin-versant Clichy aval.

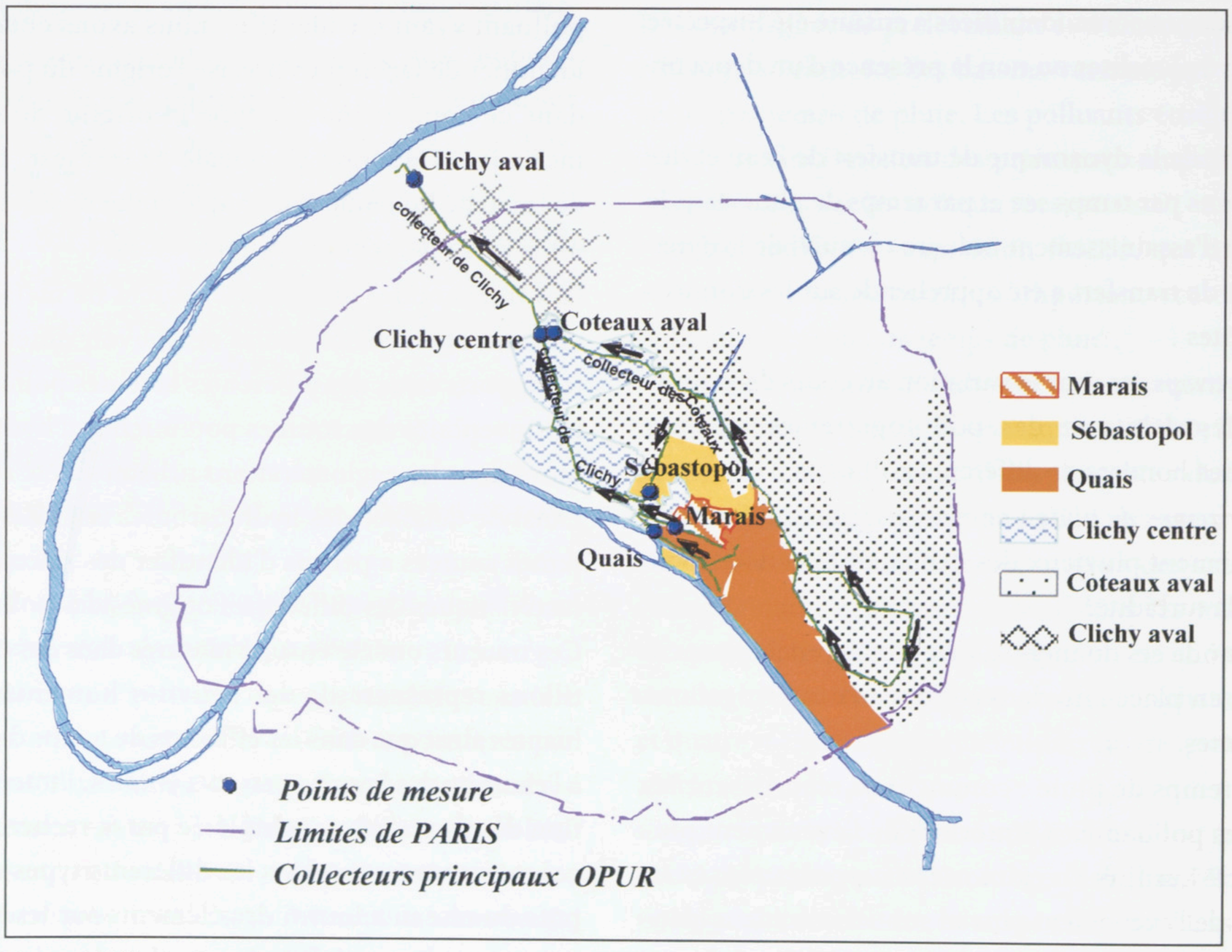


Figure 1. Délimitation des bassins-versants de l'Opur et emplacement des points exutoires

• Caractéristiques des bassins-versants

Les bassins-versants sélectionnés couvrent des superficies allant de 42 ha pour le Marais à 2 581 ha pour Clichy aval avec des longueurs hydrauliques de 1 à 12,5 km (*tableau I*).

Les occupations du sol sont relativement comparables entre les six bassins-versants. La ventilation des différentes surfaces urbaines est indiquée pour chaque bassin-versant dans le *tableau I*. Quel que soit le bassin-versant considéré, les voiries représentent un pourcentage comparable de la superficie totale (de 24 à 29 %). Les chaussées à deux voies de circulation sont majoritaires (de 61 à 73 %). Les sites du Marais et de Sébastopol présentent une proportion importante de petites rues (respectivement 30 % et 20 %), comparativement aux autres sites (6 à 13 %). À l'exception du bassin-versant du Quais qui se différencie par une surface de toitures moins importante (34 %), les toitures couvrent une superficie importante des bassins-versants (de 41 à 58 %). Les pourcentages des toitures en zinc sont plus forts sur les sites Marais, Sébastopol et Clichy centre (entre 24 et 33 %) par rapport aux trois autres sites (entre 12 et 19 %). La catégorie « autre » regroupe toutes les surfaces en dehors des toitures et des chaussées. Elle correspond généralement aux cours, aux espaces verts, aux cimetières ou aux voies ferrées. La proportion des surfaces « autres » est variable d'un bassin-versant à un autre (de 13 à 38 %). Le bassin-versant du Quais se démarque en particulier par une proportion importante de voies ferrées (21 %) et d'espaces verts (6 %).

Le coefficient de ruissellement mentionné pour le Marais est celui déterminé expérimentalement par [GROMAIRE, 1998] au cours de la campagne de mesure 1996-1997. Pour les autres bassins-versants, le coefficient de ruissellement a été calculé à partir de la ventilation des surfaces entre toitures, voiries et autres surfaces. Les coefficients de ruissellement pour ces trois types de surfaces ont été évalués à partir des valeurs théoriques citées dans la littérature, calés de façon à retrouver sur le Marais la valeur moyenne mesurée à l'exutoire du bassin-versant (Cr toitures = 0,80 ; Cr voiries = 0,71 et Cr autres = 0,46). À partir des coefficients de ruissellement et de la surface totale, la surface activée a été estimée.

Les bassins-versants étudiés correspondent à des centres urbains denses, avec des densités de population variant de 200 hab.ha^{-1} à 308 hab.ha^{-1}. La *figure 2* distingue pour chaque bassin-versant la population résidente non active, la population résidente active et l'excédent d'emploi salarié par rapport à la population résidente active (que l'on peut assimiler à une population non résidente mais travaillant sur le bassin-versant). Selon le bassin-versant considéré, la population réellement présente sur le bassin est de 11 à 32 % supérieure à la population résidente.

Différentes activités professionnelles sont recensées au sein de la zone OPUR. Selon la base de données de l'Atelier parisien d'urbanisme (APUR) « Paris et ses quartiers », on trouve sur les bassins-versants Marais et Sébastopol des commerces de textile et de cuir, de petites entreprises, des agences immobilières, des galeries d'art et un grand nombre de restaurants et de cafés. Sur le bassin de Clichy centre, en plus des restaurants, cafés et grands magasins d'habillement, une forte prédominance des bureaux (entreprises, agences immobilières, banques, etc.) est observée. Sur Quais et Coteaux, on trouve essentiellement des commerces

Bassin-versant	Surface totale (ha)	Ventilation des surfaces (en %)			Coefficient de ruissellement	Surface active (ha)	Longueur hydraulique (km)
		Toiture	Voirie	Autre			
Marais	42	56	24	20	0,71	30	1
Sébastopol	112	58	29	13	0,73	82	2,5
Quais	402	34	28	38	0,64	257	5
Clichy centre	942	45	28	27	0,68	641	9
Coteaux aval	1 315	41	28	31	0,67	881	9
Clichy aval	2 581	41	28	31	0,67	1 729	12,5

Tableau I. Caractéristiques des bassins-versants

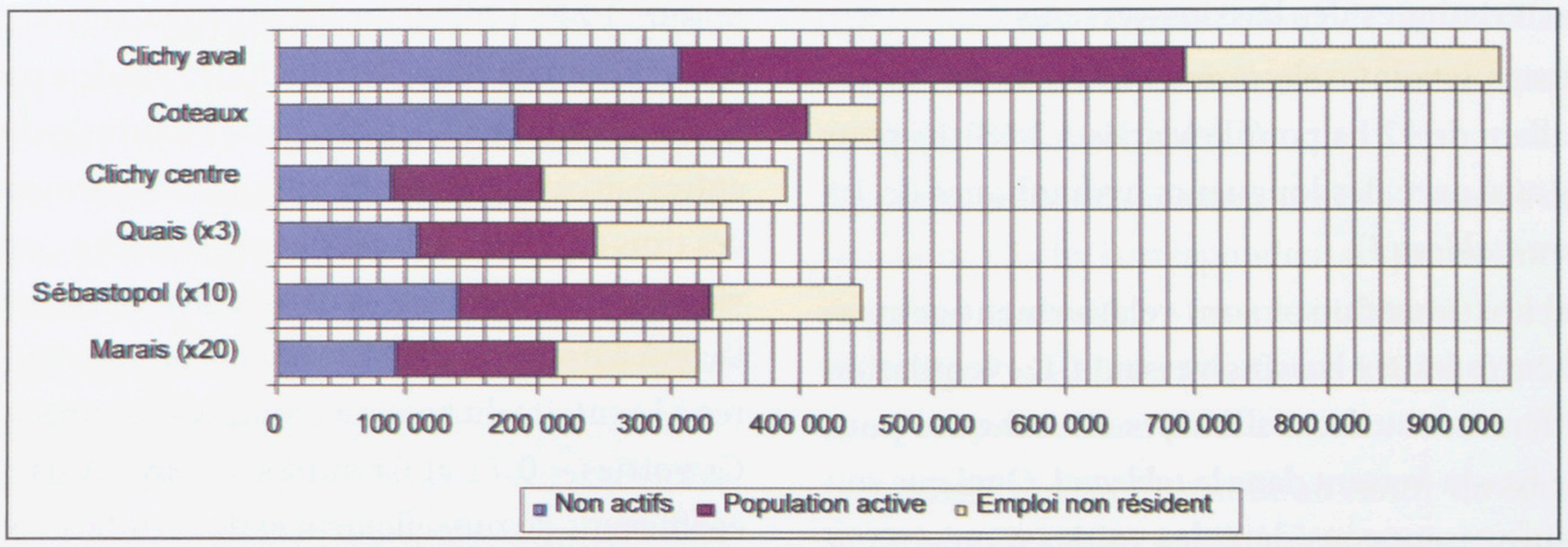


Figure 2. Répartition des populations dans chaque bassin-versant d'Opur

de grandes surfaces, des bureaux et les gares ferroviaires de Bercy, du Nord et de l'Est. Les industries recensées par l'agence de l'eau Seine Normandie (Aesn), c'est-à-dire les activités professionnelles payant des redevances, sont fournies pour chaque bassin-versant dans le *tableau II*.

Bassin-versant	Nbre	Type d'activité
Sébastopol	12	Traitement de surface
Quais	7	Traitement de surface, établissement de soin, autres
Clichy centre	35	Traitement de surface, établissement de soin, grand magasin, garage, atelier
Coteaux aval	40	Traitement de surface, chimie et parachimie, atelier, labo d'analyse, établissement de soins, autres
Clichy aval	83	Traitement de surface, chimie et parachimie, atelier, labo d'analyse, établissement de soins, blanchisserie, autres

Tableau II. Principales activités payant des redevances à l'Aesn, de la zone Opur

• Caractéristiques du réseau d'assainissement

Le réseau d'assainissement de la zone Opur est unitaire et entièrement visitable. Il est composé de collecteurs (galeries constituées d'une cunette centrale recevant les eaux et de deux banquettes latérales de circulation) et de petites lignes (ou égouts : conduites souterraines de forme ovoïde) (*figure 3*). La longueur totale des collecteurs est estimée à 49,7 km et celle des petites lignes est de plus de 450 km.

Plusieurs ouvrages de régulation (vannes de maillages, déversoirs d'orage, usines de pompage, siphons…) assurent des connexions entre les bassins-versants de la zone Opur et les bassins avoisinants, mais également entre les différents bassins de l'observatoire. Ces connexions sont décrites en détail par [KAFI-BENYAHIA, 2006]. Des bilans hydrologiques et hydrauliques ont permis d'évaluer les volumes et les débits transitant via ces connexions. Ces résultats ont été pris en compte dans l'exploitation des données mesurées.

Les ordres de grandeur des pentes de collecteurs et de petites lignes de la zone Opur sont synthétisés dans le *tableau III*. Les pentes médianes des collecteurs sont globalement plus faibles que celles des petites lignes. La distribution statistique des pentes pour l'ensemble de la zone Opur montre que 68 % de la longueur totale des collecteurs ont une pente faible (entre 0 et 0,2 %) et 27 % de la longueur ont une pente très faible (< 0,05 %). La situation est différente dans le cas des petites lignes où 53 % de la longueur ont une pente supérieure à 1 % et 4 % seulement ont une pente entre 0 et 0,2 %. Cette analyse statistique des pentes montre aussi l'existence de contre-pentes représentant respectivement 7 % et 2 % de la longueur totale des collecteurs et des petites lignes.

	Collecteurs	Petites lignes
Marais	-0,03 à 0,39, (0,06)	0,22 à 2,83, (0,90)
Sébastopol	0 à 0,53, (0,08)	0 à 2,42, (0,58)
Quais	0 à 0,86, (0,14)	0,11 à 2,28, (0,61)
Clichy centre	0 à 0,56, (0,10)	0,15 à 3,70, (0,84)
Coteaux aval	0,02 à 1,06, (0,15)	0,20 à 3,57, (1,09)
Clichy aval	0 à 0,96, (0,11)	0,18 à 3,68, (1,04)

Lecture du tableau : 1er décile à 9e décile, (médiane)

Tableau III. Pentes des tronçons de collecteurs et de petites lignes de la zone Opur (%)

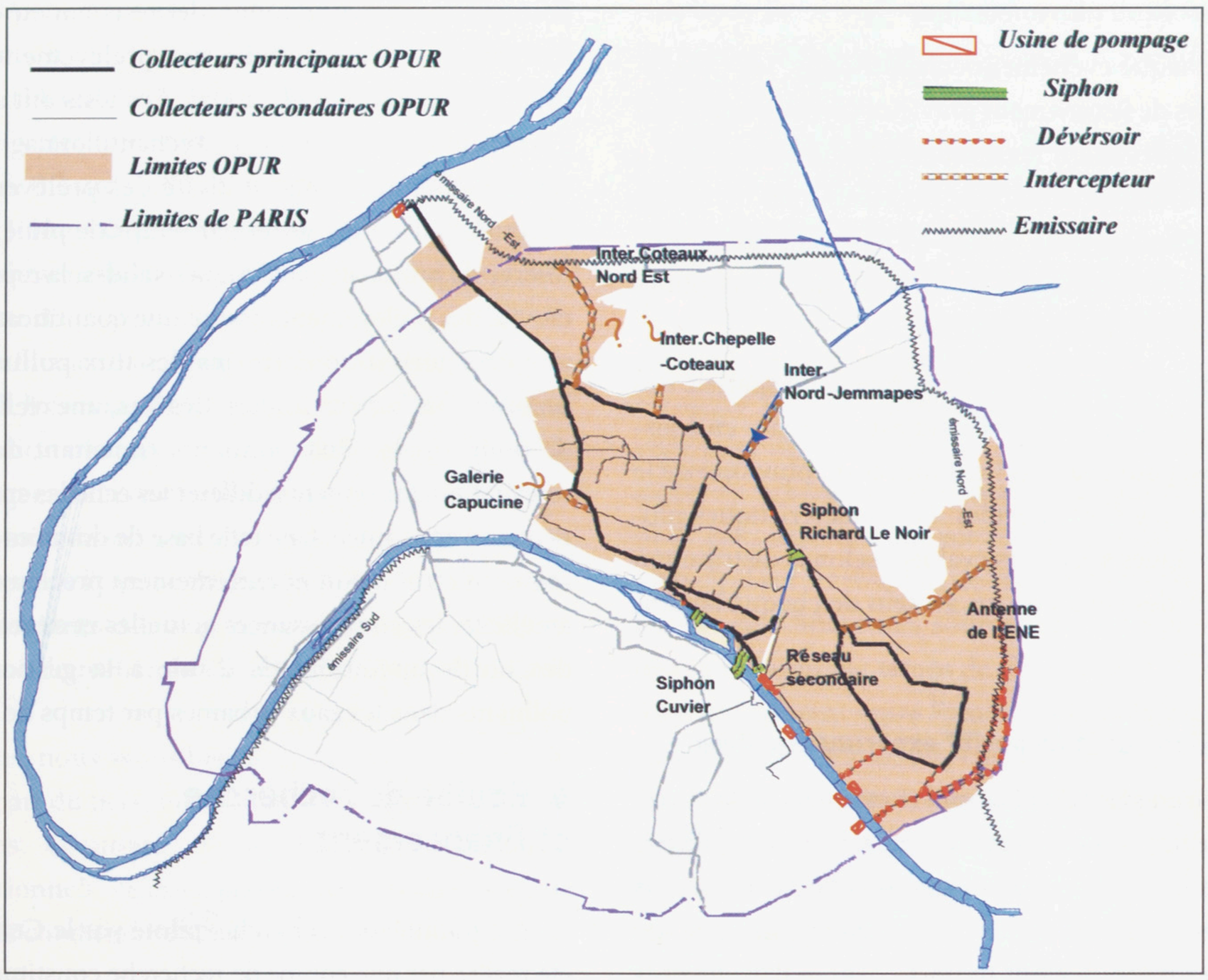


Figure 3. Collecteurs de la zone OPUR et maillages

3.2. Équipements expérimentaux

• Équipements des points de mesure à l'exutoire des bassins-versants

Chaque point de mesure est équipé de deux préleveurs automatiques et d'un débitmètre, assurant la mesure des vitesses d'écoulement par temps de transit d'ondes ultrasonores, la mesure des hauteurs d'eau par capteur de pression et le calcul des débits en temps réel. Le *tableau IV* récapitule les équipements en place sur chaque site. Le bassin du Marais est équipé d'un préleveur de 24 flacons de 3 litres et d'un monoflacon de 100 litres, tandis que les autres bassins-versants sont munis de deux préleveurs de 24 flacons de 1 litre. Les préleveurs des sites Marais et Quais sont fixes et réfrigérés à 4 °C. Ils sont alimentés en 220 V, contrairement aux autres préleveurs alimentés sur batteries.

Deux types de débitmètres ont été utilisés. Pour les sites Quais, Clichy Centre, Coteaux aval et Clichy aval, il s'agit des équipements permanents mis en place par la Section de l'assainissement de Paris dans le cadre de la surveillance et de la gestion automatisée du réseau d'assainissement. Pour le site du Marais, il s'agit du débitmètre Ultraflux mis en place dans le cadre de la phase 1 du programme OPUR.

Site	Préleveur automatique	Débitmètre	Mesure de la vitesse	Mesure de la hauteur d'eau
Marais	24 x 3 l + Monoflacon 100 l	Ultraflux	4 cordes	1 capteur de pression + 1 ultrason aérien
Sébastopol Quais Clichy centre Coteaux aval Clichy aval	2 préleveurs de 24 flacons x 1 l	CR2M	3 cordes	1 ou 2 capteurs de pression

Tableau IV. Équipement des différents points de mesure

• Couverture pluviométrique

Pour chaque événement échantillonné, les caractéristiques de l'événement pluvieux correspondant ont été estimées selon les données pluviométriques. La couverture pluviométrique est assurée par un réseau de 14 pluviomètres (*figure 4*), assurant une bonne représentativité de la distribution spatiale des pluies sur l'agglomération parisienne.

Afin de tenir compte de l'hétérogénéité spatiale des pluies, chaque bassin-versant est subdivisé en sous-bassins, pour lesquels les données du pluviomètre le plus proche sont affectées. Les caractéristiques pluviométriques sont alors évaluées selon la distribution spatiale des sous-bassins au sein de chaque bassin-versant.

3.3. Bilan sur le dispositif expérimental OPUR

La mise en place du dispositif expérimental OPUR s'est révélée une tâche délicate compte tenu des spécificités des sites d'étude retenus (grands collecteurs, parfois très profonds, pouvant se mettre en charge, avec des vitesses d'écoulement importantes) et des objectifs de la recherche. La mise en place d'un tel dispositif nécessite parfois un compromis entre les consignes à respecter pour assurer la qualité des mesures et les contraintes techniques liées aux sites et aux matériels.

Pour évaluer ces compromis, des tests ont été entrepris sur la représentativité des prélèvements par [KAFI-BENYAHIA et *al.*, 2006]. Ces tests ont abouti à la définition d'une stratégie d'échantillonnage assurant une bonne représentativité des prélèvements effectués par temps sec et par temps de pluie. Sous réserve de protocoles analytiques valides, la représentativité des prélèvements assure une quantification et une caractérisation correctes des flux polluants à l'exutoire des bassins étudiés. Dès lors, une réelle base de données des flux polluants transitant dans le réseau d'assainissement à différentes échelles spatiales peut être constituée. Une telle base de données représente un outil inédit et extrêmement précieux pour améliorer les connaissances actuelles et développer des outils opérationnels d'aide à la gestion des polluants dans les eaux urbaines par temps de pluie.

4. Équipe de recherche et financement

Ce programme de recherche, piloté par le CEREVE, a été réalisé par une équipe de recherche constituée de :
- quatre chercheurs permanents : Ghassan CHEBBO (coordinateur de la recherche), Marie-Christine GROMAIRE (coordinatrice adjointe), Régis MOILLERON et Gilles VARRAULT ;

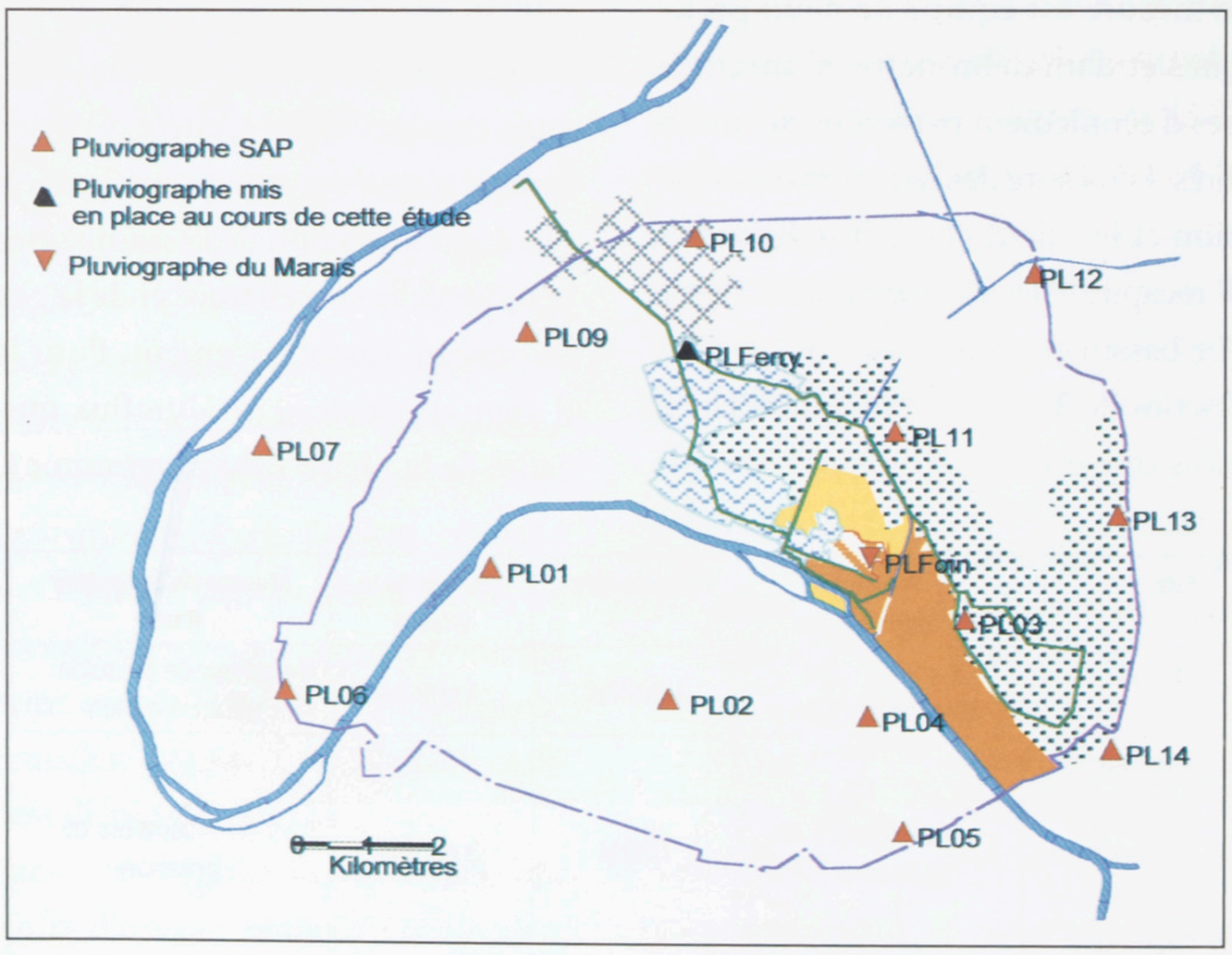


Figure 4. Localisation des pluviomètres

- trois personnes assurant le support technique de l'opération : Mohamed SAAD (ingénieur TPE), Sylvain CHASTRUSSE (technicien) et Catherine LORGEOUX (technicienne) ;
- quatre thésards : Mounira KAFI-BENYAHIA, Claire OMS, Johnny GASPERI, Vincent ROCHER ;
- une dizaine de stagiaires sur toute la durée du programme de recherche.

Il a été financé par l'agence de l'eau Seine-Normandie (AESN), le Service d'assainissement de la ville de Paris, le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP).

Un comité de suivi a été mis en place, composé des membres de l'équipe en charge de la recherche et des représentants des organismes partenaires du programme de recherche : l'AESN, la ville de Paris et le SIAAP.

De plus, nous avons bénéficié d'un appui important de la part du personnel technique (ingénieurs, techniciens, égoutiers...) des différents partenaires opérationnels, ce qui a permis la réalisation dans de bonnes conditions de cette recherche.

5. Organisation générale du présent document

Le programme et ses résultats sont présentés en 10 articles.

- Article 1. C'est le présent article, qui décrit le programme de recherche, le dispositif expérimental et ce numéro spécial.
- Articles 2, 3 et 4 sur la caractérisation des eaux urbaines ; ils synthétisent les principaux résultats obtenus en termes de caractérisation des polluants transitant par temps sec et par temps de pluie dans un réseau d'assainissement unitaire à différentes échelles spatiales.
- Article 5 sur la localisation, la nature et la dynamique des dépôts situés à l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire.
- Article 6 sur la dynamique de transfert de l'eau et des polluants par temps sec et par temps de pluie dans un réseau d'assainissement unitaire.
- Articles 7, 8 sur l'identification de traceurs spécifiques aux différentes sources de métaux et d'hydrocarbures véhiculés par temps sec et par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire.
- Article 9 sur les résultats de l'évaluation de la contribution des différentes sources aux flux polluants totaux mesurés par temps de pluie au sein du réseau d'assainissement entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant, les sources considérées étant les eaux de ruissellement sur les surfaces urbaines, les eaux usées domestiques et industrielles et les échanges avec les stocks de polluants constitués dans le réseau par temps de pluie.
- Article 10 sur le point de vue des partenaires opérationnels de la recherche, qui dégage des enseignements sur les modalités d'échange entre chercheurs et gestionnaires, les avancées scientifiques fruits de ces échanges, l'utilisation des données de la recherche et la définition des actions de recherche futures.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine-Normandie, le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP), la municipalité de Paris, ainsi que l'École nationale des Ponts et Chaussées.

Bibliographie

AHYERRE M. (1999). "Bilans et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire". Thèse de doctorat, Spécialité : hydrologie, hydrogéologie, géostatistique et géochimie, Université Paris VI, France. 250 p.

BROMBACH H., FUCHS S. (2002). "Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken und Regenwetterabflüssen in Misch und Trennkanalisationen". Rapport final d'étude, ATV-DVWK-Forschungsfunds 2001, projet 1-01, UFT, 47 p.

CHEBBO G. (1992). "Solides des rejets pluvieux urbains : caractérisation et traitabilité." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 413 p.

GASPERI J. (2006). "Introduction et transfert des hydrocarbures à différentes échelles spatiales dans le réseau d'assainissement parisien". Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 267 p.

GROMAIRE M.-C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : origines et caractéristiques." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 507 p.

KAFI-BENYAHIA M. (2006). "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 343 p. + annexes.

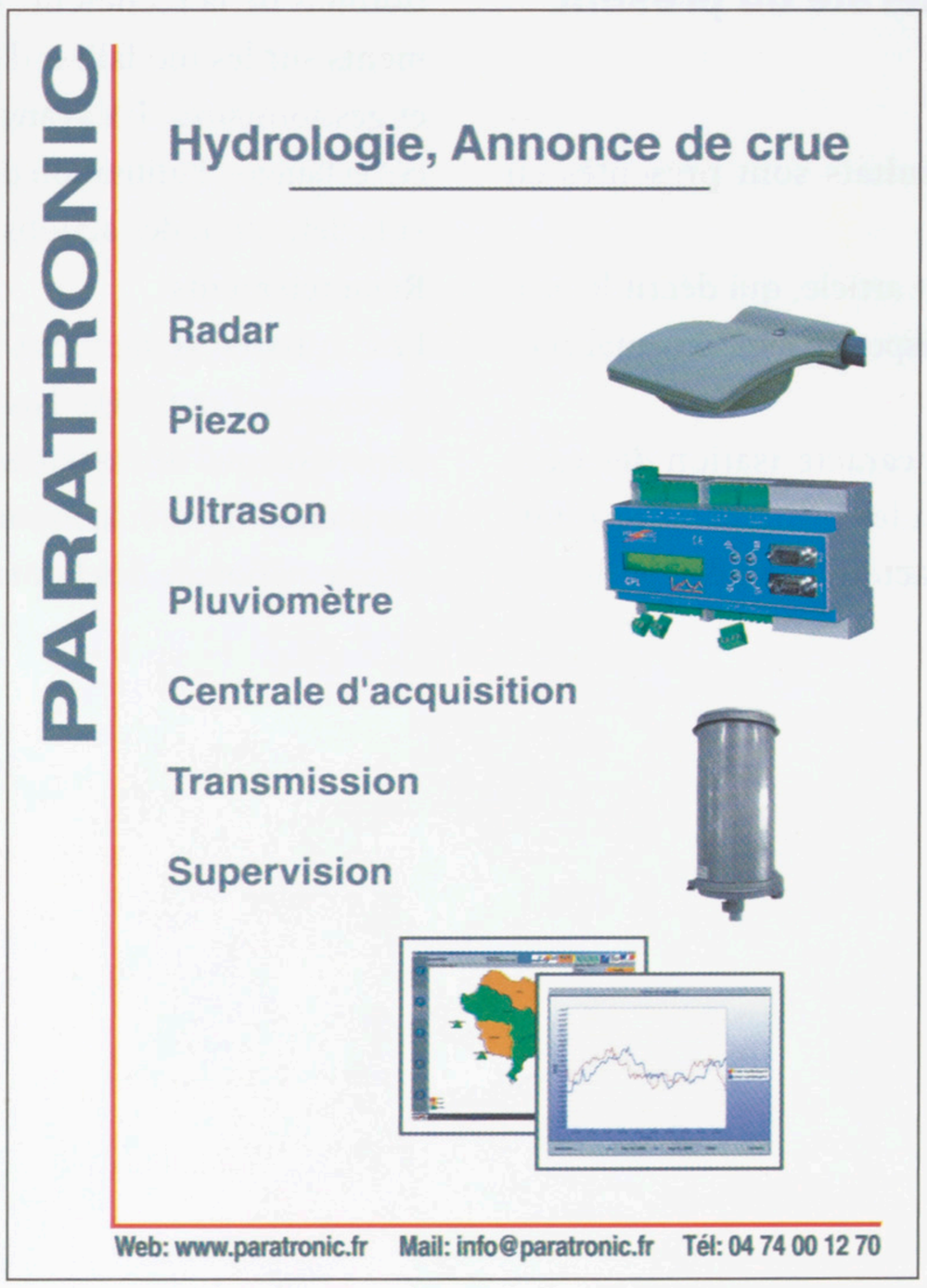
KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006). "Représentativité des prélèvements par préleveurs automatiques dans un réseau d'assainissement unitaire : cas d'Opur". La Houille Blanche, n° 4, pp 113-120.

OMS C. (2003). "Localisation, nature et dynamique de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire". Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 186 p.

ROCHER V. (2003). "Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 223 p.

SAGET (1994). "Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception". Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 227 p. + annexes.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (1983). "Results of the Nationwide Urban Runoff Program (Nurp). Volume 1" - Final Report, National Technical Information Service (Ntis), Accession Number : PB84-185552, USA.



Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement unitaire parisien

■ J. GASPERI[1], M. KAFI-BENYAHIA[2], C. LORGEOUX[2], R. MOILLERON[1], M.-C. GROMAIRE[2], G. CHEBBO[2,3]

Mots-clés : eaux usées, hydrocarbures, MES, matières oxydables, métaux lourds, NTK, réseau d'assainissement unitaire, temps sec, variabilité spatiale

1. Introduction

L'un des objectifs du projet de recherche « Évolution spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires » (phase 2 du programme de recherche Opur) vise à mieux cerner les caractéristiques des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement parisien à différentes échelles spatiales.

Cette caractérisation sous-entend l'étude :

- des débits moyens journaliers à l'exutoire des bassins-versants de la zone Opur,
- des concentrations et des flux moyens journaliers en MES, MVS, DCO, DBO5, COT, NTK, métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn) et hydrocarbures (aliphatiques[4] et HAP[5]),
- de la répartition de ces polluants entre la phase dissoute (< 0,45 µm) et particulaire,
- des teneurs en polluants des particules véhiculées par les eaux usées.

Cet article synthétise pour l'ensemble des paramètres polluants étudiés les principaux résultats obtenus. Il vise à répondre à deux des principales interrogations formulées au cours de la phase 2 du programme Opur :

- les flux de polluants varient-ils en fonction de la taille du bassin-versant ?
- la nature des polluants varie-t-elle également en fonction de la durée de transfert en réseau ?

Cet article délivre des nouvelles informations sur la dynamique des polluants de temps sec au sein du réseau d'assainissement entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant. Ces informations s'avèrent indispensables pour parfaire la compréhension des flux de polluants de temps sec dans le réseau d'assainissement parisien et ainsi mieux comprendre ceux générés lors d'épisodes pluvieux.

2. Matériel et méthode

2.1. Procédure d'échantillonnage

Cette étude s'appuie sur le dispositif expérimental de la phase 2 du programme Opur assurant l'échantillonnage des effluents transitant à l'exutoire de six bassins-versants. Les caractéristiques de ces bassins (surface, population, longueur hydraulique, etc.) sont fournies par [CHEBBO *et al.*, 2006]. Plusieurs campagnes de mesures, représentatives des différents jours de la semaine, ont été réalisées entre octobre 2003 et août 2005. Selon le site et le polluant consi-

1 Cereve Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris 12 – Val-de-Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
2 Cereve École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
3 Faculté de Génie Université libanaise, route de l'Aéroport, Beyrouth, Liban.
4 Sont désignés sous le terme d'hydrocarbures aliphatiques, les *n*-alcanes de *n*-C10 à *n*-C33, ainsi que deux isoprénoïdes, le phytane et le pristane.
5 HAP = hydrocarbures aromatiques polycycliques. Ce terme réfère à la somme des 16 HAP listés par l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA).

déré, de 3 à 13 échantillons moyens journaliers ont été analysés (*tableau I*).

À chaque campagne, 24 échantillons horaires sont constitués grâce au prélèvement d'eaux usées à pas de temps constant de 10 min. Avant analyse, un regroupement de ces échantillons est effectué proportionnellement au débit écoulé afin d'obtenir l'échantillon moyen journalier. Les protocoles et les méthodes analytiques sont décrits en détail par [KAFI-BENYAHIA, 2006] pour les paramètres globaux et les métaux lourds et par [GASPERI, 2006] pour les hydrocarbures. Par ailleurs, les tests réalisés par [KAFI-BENYAHIA *et al.*, 2006] sur les prélèvements ont permis de valider la représentativité de l'échantillonnage.

2.2. Méthodologie et exploitation des résultats

• Validation des campagnes de mesures

Chaque campagne de mesures a été validée avant l'exploitation des résultats. Cette validation consiste à ne pas considérer les campagnes de mesures pour lesquelles des travaux de curage ou de réhabilitation effectués au sein du réseau ont engendré des perturbations importantes (diminution ou augmentation de débit, maillage, etc.). Suite à ce travail, de 1 à 4 journées de temps sec ont été éliminées sur les sites du Marais, Coteaux et Clichy aval. De plus, la validation des données a également conduit à éliminer certaines valeurs aberrantes.

• Notion d'équivalent homme d'azote (EHN)

Afin de normaliser la production de chaque bassin-versant, la notion d'équivalent-habitant est nécessaire. Suite aux phénomènes de sédimentation et d'érosion pouvant affecter les flux mesurés en réseau d'assainissement, l'évaluation du nombre d'équivalent habitant (EH) selon la définition établie par la directive cadre européenne du 21 mai 1991 (1 EH = 60 $g.j^{-1}$ de DOB_5) ne nous a pas parue adaptée. Afin de s'affranchir des phénomènes potentiels en réseau, la concentration dissoute en azote Kjeldahl (NTK) paraît être un indicateur plus adapté pour estimer le nombre d'individus (résidents, employés et visiteurs) présents sur le bassin-versant. En effet, l'azote Kjeldahl (NTK) présent dans les eaux usées provient essentiellement des émissions physiologiques des usagers via les urines (11 $g.j^{-1}$), les matières fécales (1,5 $g.j^{-1}$) et les eaux grises (3,5 $g.j^{-1}$) [VIENNERAS, 2001]. De plus, ces émissions d'azote se font très majoritairement sous forme dissoute (de l'ordre de 80 % selon [THOBURNS, 1984]. Sur la base de la production journalière d'azote dissous donnée par [VIENNERAS, 2001], un équivalent homme d'azote (EHN) a donc été fixé à 12 $g.hab^{-1}.j^{-1}$ de NTK dissous. Connaissant la masse journalière d'azote dissous, nous pouvons normaliser les flux de polluants à l'EHN (*tableau I*).

• Variabilités spatiale et temporelle

Les ordres de grandeur des caractéristiques des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement parisien (concentrations, flux, répartition dissous-particulaire et teneurs des particules) sont exprimés dans un premier temps pour chaque bassin versant via les premiers et les derniers déciles (avec d10 la valeur dépassée par 90 % des échantillons et d90 la valeur dépassée par 10 % des échantillons), et les valeurs médianes (d50). Ces ordres de grandeur sont également évalués pour l'ensemble de la zone OPUR, en groupant les données de tous les bassins-versants, et seront désignés dans les tableaux et figures sous le terme « OPUR ».

	Marais	Sébastopol	Quais	Clichy centre	Coteaux aval	Clichy aval
Surface (ha)	42	112	402	942	1 315	2 581
Densité EHN (1)	287	376	286	373	343	313
PG (2)	6-10	4-10	7-8	8-13	5-8	6-11
Métaux (3)	8-9	6	6-7	7-8	4-5	7-9
HC (4)	6	3	5	6	4	6

(1) Densité EHN : nombre d'équivalents hommes azote par hectare ($EHN.ha^{-1}$).
(2) PG : paramètres globaux soit MES, MVS, DCO, DBO_5, COT, NTK.
(3) Métaux lourds, soit Cd, Cu, Pb et Zn.
(4) HC : hydrocarbures aliphatiques (HA) et aromatiques polycycliques (HAP).

Tableau I. Récapitulatif du nombre de journées de temps sec échantillonnées par sites de mesure

La variabilité spatiale est ensuite appréciée selon une approche statistique. Le test utilisé a pour but d'évaluer si les résultats obtenus pour les six bassins-versants sont issus de la même population, ou autrement dit, si les différences de caractéristiques des eaux usées entre les bassins-versants sont ou non statistiquement significatives. Pour ce faire, le test statistique non paramétrique de Kruskal et Wallis (KW) a été utilisé au seuil de signification $\alpha = 0,05$.

Afin de visualiser la dispersion des données sur un site en particulier ou sur l'ensemble de la zone OPUR, la représentation des données sous forme de boîtes à moustaches est utilisée [TUKEY, 1977]. Cette représentation illustre quatre valeurs de la distribution : le 1er quartile Q1 (25 % des valeurs sont inférieures ou égales à Q1), la médiane Q2, la moyenne et le 3e quartile Q3 (75 % des valeurs sont inférieures ou égales à Q3). Q1 et Q3 correspondent respectivement aux traits inférieur et supérieur de la boîte, tandis que la médiane et la moyenne sont représentées par les traits horizontaux à l'intérieur de la boîte. Les deux moustaches inférieure et supérieure, illustrées par les traits verticaux de part et d'autre de la boîte, délimitent les valeurs dites adjacentes. Dans le cas d'une distribution normale, la zone délimitée par la boîte et les moustaches contient 99 % des valeurs [TUKEY, 1977]. Au-delà des valeurs adjacentes, les valeurs sont qualifiées d'extrêmes et sont symbolisées par « • ». L'écart interquartile (EIQ), illustré par la longueur de la boîte, délivre une indication de la dispersion des valeurs. Cette variabilité est estimée selon l'EIQ relatif (EIQr = [(Q3-Q1)/médiane] x 100).

• Comparaison des données obtenues sur le bassin-versant du Marais (1996 - 1997 et 2003 - 2006)

Un deuxième test statistique a pour vocation de comparer les résultats obtenus sur le bassin-versant du Marais entre 1996 et 1997 à ceux actuellement mesurés (2003 - 2006). Pour cela, le test statistique non paramétrique de Mann et Whitney (MW) a été utilisé. Ce test permet de comparer deux échantillons indépendants et a été appliqué au seuil de signification $\alpha = 0,05$. L'objectif de ce test est de déterminer si les échantillons indépendants sont ou non statistiquement comparables.

3. Résultats et discussion

3.1. Caractéristiques moyennes journalières des eaux usées de temps sec

• Débits journaliers des eaux usées de temps sec

Les débits journaliers des eaux usées exprimés en fonction du nombre d'équivalent homme azote ($l.EHN^{-1}.j^{-1}$) sont consignés pour chaque bassin-versant dans le *tableau II* en annexe. Les intervalles de distribution (d10 et d90), ainsi que les valeurs médianes s'avèrent relativement comparables entre les bassins-versants. Selon le site considéré, les débits journaliers ont été évalués en médiane entre 378 et 448 $l.EHN^{-1}.j^{-1}$.

Afin de visualiser la dispersion des débits sur chaque site et à l'échelle de la zone OPUR, les débits journaliers sont illustrés sur la *figure 1*. Le test statistique de Kruskal et Wallis révèle tout d'abord que les distributions des débits ne sont pas statistiquement différentes entre les bassins-versants considérés, à l'excep-

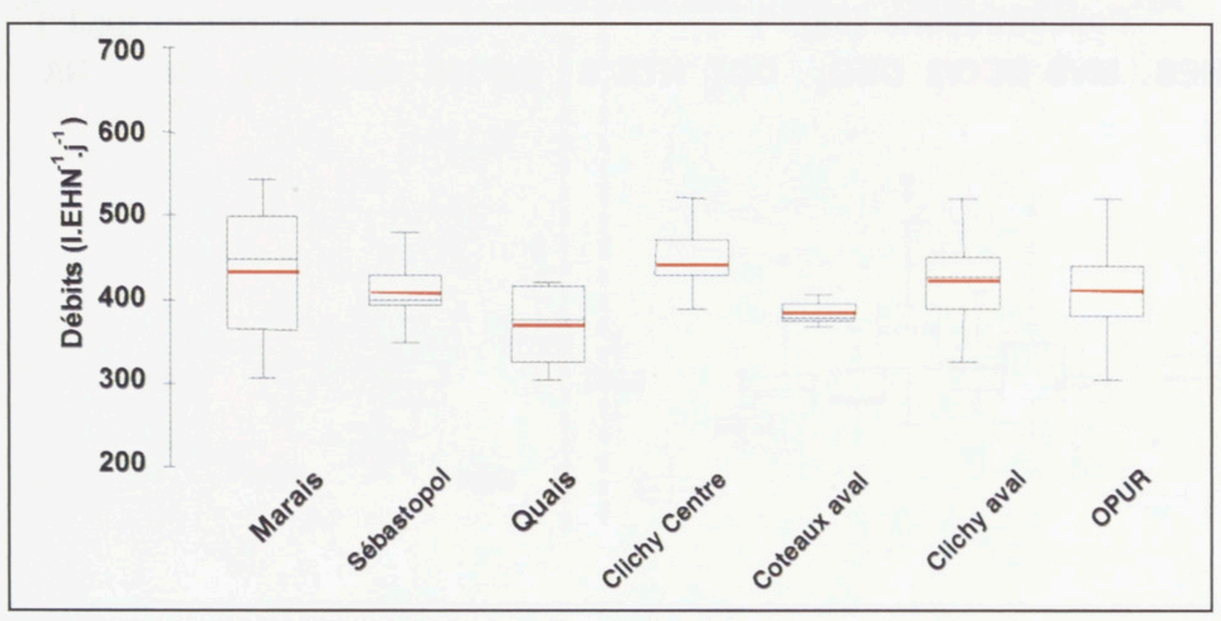


Figure 1. Représentation sous forme de boîtes à moustaches des débits journaliers ($l.EHN^{-1}.j^{-1}$) pour les différents bassins-versants de la zone OPUR

tion des distributions observées entre Clichy centre et Coteaux aval (test KW, $\alpha = 0,05$). Chaque bassin-versant présente une dispersion modérée des débits d'une journée de temps sec à une autre, comme l'attestent les écarts interquartiles compris entre 5 et 30 %. La dispersion des débits à l'échelle de la zone OPUR est de l'ordre de 14 % (EIQr = 14 %).

L'ensemble de ces observations atteste globalement de la faible variabilité spatiale de la production d'eaux usées. Sur l'ensemble de la zone OPUR, les débits moyens journaliers varient entre 343 et 485 $l.EHN^{-1}.j^{-1}$. (d10 et d90), avec une valeur médiane à 409 $l.EHN^{-1}.j^{-1}$.

• Concentrations moyennes journalières

Les concentrations journalières des eaux usées de temps sec (d10, d50 et d90) pour les différents paramètres étudiés sont récapitulées pour chacun des six bassins-versants dans le *tableau II* (en annexe). Les intervalles de distribution (d10 - d90) et les concentrations médianes s'avèrent relativement comparables entre les bassins-versants étudiés. Ce résultat atteste d'une relative homogénéité des concentrations sur les bassins étudiés, quel que soit le paramètre considéré (*tableau II* en annexe).

L'analyse statistique confirme l'homogénéité spatiale des concentrations entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant (de 42 à 2 580 ha) pour 9 des 12 paramètres étudiés (DBO_5, COT, NTK, Cd, Cu, Pb, Zn, HA et HAP) (test KW, $\alpha = 0,05$). Les différences observées pour les MES, MVS et DCO sont limitées puisqu'elles ne concernent que deux bassins-versants (Quais et Coteaux aval pour les MES et les MVS ; Marais et Sébastopol pour la DCO).

Sur l'ensemble de la zone OPUR, les concentrations médianes ont été respectivement évaluées à 198 $mg.l^{-1}$ pour les MES, 171 $mg.l^{-1}$ pour les MVS, 388 $mg.l^{-1}$ pour la DCO, 181 $mg.l^{-1}$ pour la DBO_5, 116 $mg.l^{-1}$ pour le COT et 36 $mg.l^{-1}$ pour le NTK (*figure 2*). Pour ces paramètres, les distributions témoignent d'une dispersion modérée d'une campagne de temps sec à une autre (écarts interquartiles compris entre 14 et 30 %). Pour les métaux lourds et les hydrocarbures, les concentrations médianes ont été respectivement estimées à 0,50 $\mu g.l^{-1}$ pour le Cd, 81 $\mu g.l^{-1}$ pour le Cu, 22 $\mu g.l^{-1}$ pour le Pb, 172 $\mu g.l^{-1}$ pour le Zn, 44 $\mu g.l^{-1}$ pour les HA et 0,80 $\mu g.l^{-1}$ pour les HAP. Ces micropolluants présentent une dispersion des concentrations plus importante que celle observée pour les paramètres globaux. Selon le composé considéré, les écarts interquartiles fluctuent entre 32 et 67 %.

La présence de valeurs extrêmes témoigne pour certains paramètres polluants d'apports ponctuels importants mais non systématiques sur quelques sites en particulier (*figure 2*). Il est probable que ces apports ponctuels soient liés aux activités industrielles présentes sur ces bassins-versants.

Les concentrations en polluants observées sur le site du Marais au cours de la phase 2 du programme OPUR peuvent être comparées dans un premier temps à celles précédemment obtenues entre 1996 et 1997 sur ce même site [GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; MOILLERON *et al.*, 2002 ; GONZALEZ,

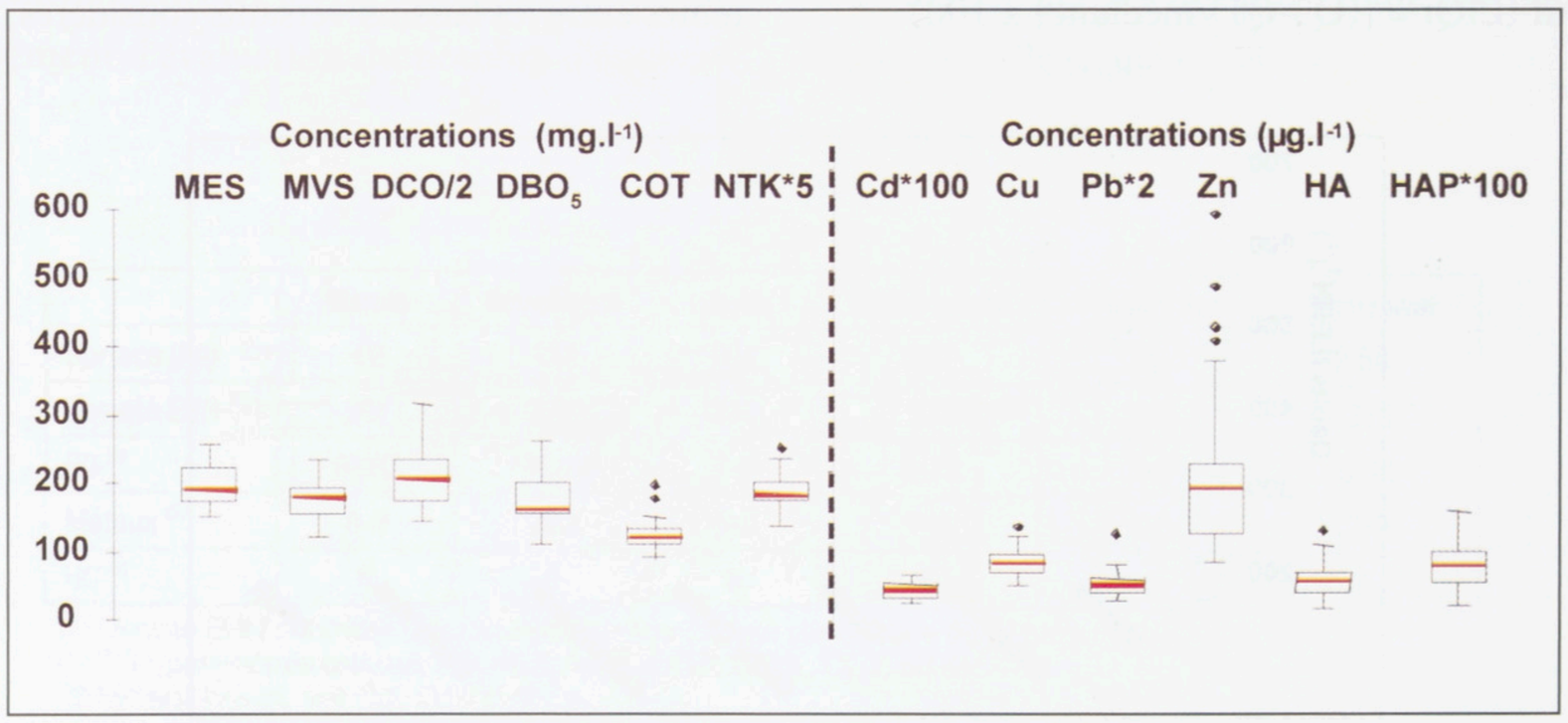


Figure 2. Représentation sous forme de boîtes à moustaches des concentrations en MES, MVS, DCO, DBO5, COT, NTK, Cd, Cu, Pb, Zn, HA et HAP sur l'ensemble de la zone OPUR

2001]. Pour la majorité des polluants, les concentrations sont statistiquement comparables entre les deux périodes de mesures (test MW, $\alpha = 0,05$), à l'exception du Pb et des hydrocarbures. Pour les hydrocarbures, les différences observées découlent en partie des améliorations du protocole analytique. Pour le Pb, les premiers et derniers déciles des concentrations actuelles en Pb (21 – 31 µg.l^{-1}) s'avèrent supérieurs aux concentrations obtenues sur le bassin-versant du Marais entre 1996 et 1997 (5 – 21 µg.l^{-1}).

Les concentrations en polluants observées sur la zone OPUR peuvent être également comparées à celles des effluents entrant à la station d'épuration (STEP) Seine Aval (*tableau II* en annexe). Cette comparaison atteste de la similitude entre les eaux usées d'OPUR et les effluents entrants en STEP puisque les concentrations en MES, DCO, DBO_5, Cu, Pb, Zn et HAP (somme des 6 HAP listés par le décret 89-3 du 3 janvier 1989) sont sensiblement du même ordre de grandeur. Seules les concentrations en NTK s'avèrent inférieures à celles observées en entrée de station.

• Flux moyens journaliers véhiculés par les eaux usées de temps sec

Le *tableau III* (en annexe) synthétise les flux journaliers rapportés au nombre d'équivalent homme azote des effluents de temps sec pour chacun des six bassins-versants de l'observatoire. À l'image des concentrations, les intervalles de distribution et les valeurs médianes s'avèrent relativement comparables entre les bassins versants (*tableau III* en annexe).

L'analyse statistique confirme la relative homogénéité des flux pour 10 des 12 paramètres étudiés (MES, MVS, DBO_5, NTK, Cd, Cu, Pb, Zn, HA et HAP) (test KW, $\alpha = 0,05$). Comme précédemment observé pour les concentrations, les différences de distributions observées pour la DCO et le COT sont limitées puisqu'elles ne concernent que les sites du Marais et de Sébastopol. À l'échelle de la zone OPUR, les flux médians en MES, en MVS et en matières oxydables (DCO, DBO_5 et COT) ont été respectivement évalués à 82, 72, 169, 74 et 48 g.EHN^{-1} (*figure 3*). Pour les MES, les flux obtenus s'avèrent comparables aux flux journaliers par équivalent habitant mentionnés par la directive cadre européenne 2000/60/DCE (valeur fixée à 90 g). En revanche, la production en matières oxydables, évaluée à 106 g.j^{-1}.EHN^{-1} selon la formule MO = (2*DBO_5 + DCO)/3, apparaît légèrement supérieure à celle fixée par le cadre réglementaire à 85 g.j^{-1} par équivalent habitant (avec une DBO_5 à 60 g.j^{-1} et une DCO à 135 g.j^{-1}). Pour ces paramètres, une dispersion modérée des flux est observée d'une journée de temps sec à une autre (écarts interquartiles compris entre 14 et 29 %).

Pour les éléments métalliques et les hydrocarbures, les flux médians ont été respectivement estimés à 0,16 mg.EHN^{-1} pour le Cd, 34 mg.EHN^{-1} pour le Cu, 10 mg.EHN^{-1} pour le Pb, 72 mg.EHN^{-1} pour le Zn, 17 mg.EHN^{-1} pour les HA et 0,28 mg.EHN^{-1} pour les HAP. Contrairement à la pollution organique, la dispersion des flux pour ces paramètres est plus prononcée. Les EIQr sont compris entre 29 et 77 %.

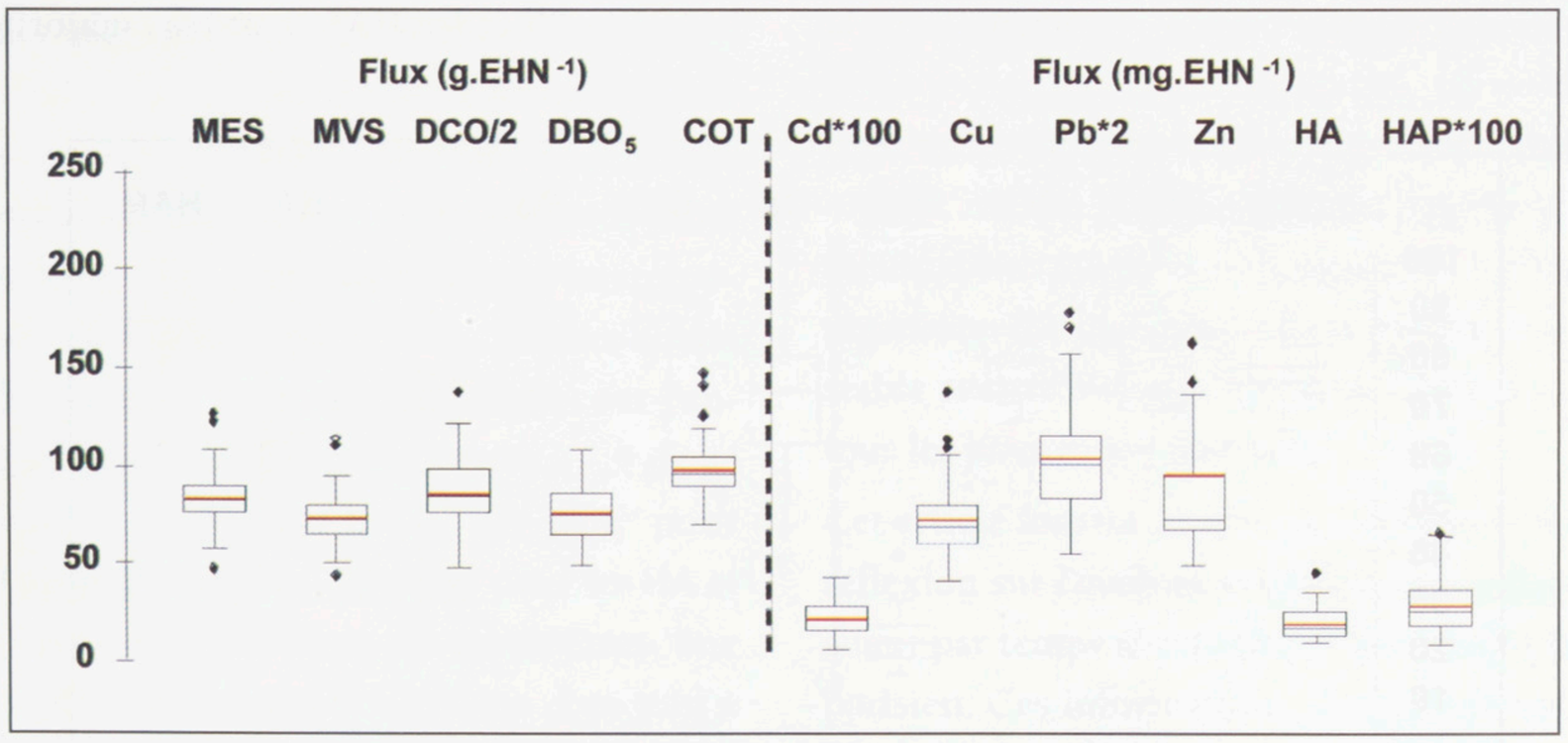


Figure 3. Représentation sous forme de boîtes à moustaches des flux par équivalent homme azote en MES, MVS, DCO, DBO_5, COT, Cd, Cu, Pb, Zn, HA et HAP

Les valeurs extrêmes confirment l'impact d'apports locaux ponctuels importants, mais non systématiques pour quelques micropolluants sur certains bassins-versants (*figure 3*). Ces apports sont probablement imputables aux activités professionnelles.

L'homogénéité des flux entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant (de 42 à 2 580 ha) met en exergue plusieurs points importants. Premièrement, elle démontre que la production en matières en suspension, en matières oxydables, en métaux lourds et en hydrocarbures est relativement homogène sur l'ensemble de la zone. Deuxièmement, elle suggère des origines communes de ces polluants pour les six bassins-versants. Troisièmement, elle témoigne que le bassin-versant du Marais n'est pas, de manière générale, un bassin atypique dans la production et le transfert des polluants par temps sec.

• Nature des polluants

- Répartition des polluants entre phase dissoute et phase particulaire

Cette partie s'intéresse à la répartition dissous-particulaire des polluants dans les eaux usées de temps sec sur les différents bassins-versants. Au regard des intervalles de distribution (d10 - d90) et des pourcentages particulaires médians consignés dans le *tableau IV* (en annexe), une relative homogénéité de la répartition dissous-particulaire est observée entre les bassins-versants.

Aucune variation significative de la répartition dissous-particulaire n'est observée entre les bassins-versants pour 8 des 10 paramètres étudiés (DBO_5, NTK, Cd, Cu, Pb, Zn, HA et HAP) (test KW, α = 0,05). Ce résultat suggère pour ces paramètres que la répartition dissous-particulaire est relativement comparable pour les bassins-versants étudiés. En revanche, une différence significative est observée pour la DCO et le COT entre les sites amont (Marais, Sébastopol, Quais) et les sites aval (Clichy centre, Coteaux aval, Clichy aval) (*tableau IV* en annexe). Cependant, il n'est pas possible d'affirmer si les différences observées résultent des processus de transfert en réseau et/ou de l'absence de réfrigération des préleveurs sur les sites aval. En effet, les tests de conservations réalisés par [KAFI-BENYAHIA *et al.*, 2006] montrent que la conservation des échantillons sur une durée de 29 heures à température du collecteur n'induit pas de biais significatif sur les concentrations en polluants totaux mais entraîne une légère augmentation de la proportion particulaire.

À l'exception du NTK dont la proportion particulaire n'atteint que 20 %, les particules se révèlent, à l'échelle de la zone OPUR, le principal vecteur de pollution organique, de métaux lourds et d'hydrocarbures dans les eaux usées de temps sec. Dans le cas de la pollution organique, la proportion médiane de DCO, DBO_5 et COT liée aux particules est respectivement de 77, 72 et 75 % (*figure 5*). Les distributions dissous-particulaires des matières oxydables s'avèrent relativement stables d'une campagne de temps sec à une autre (écarts interquartiles compris entre 10 et 13 %). Par ailleurs, ces répartitions dissous-particulaires s'avèrent statiquement comparables (test MW, α = 0,05) aux résultats précédemment mentionnés par [GROMAIRE, 1998] pour le Marais.

Parmi les éléments métalliques et les hydrocarbures, le Cu, le Pb et les HAP sont très majoritairement

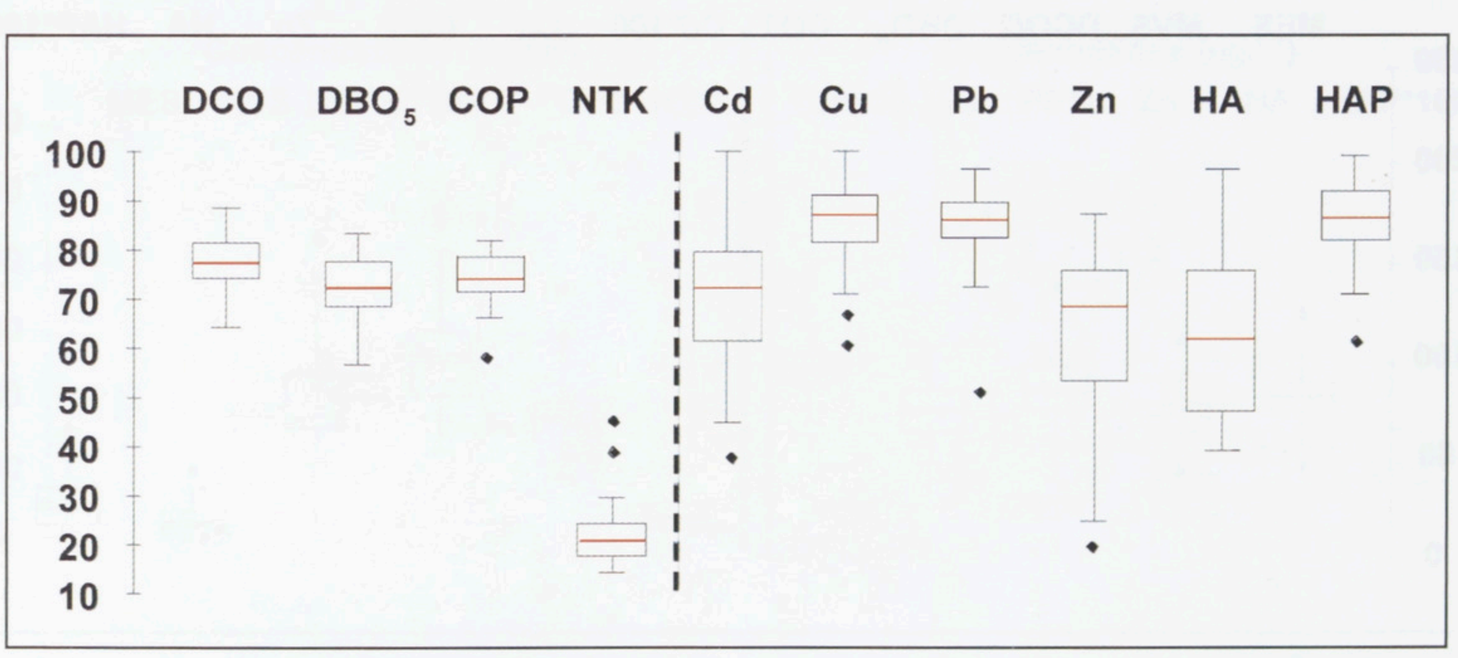


Figure 4. Représentation sous forme de boîtes à moustaches des pourcentages particulaires des paramètres polluants sur l'ensemble de la zone OPUR

transportés sous forme particulaire (87 à 88 %, en médiane). À l'instar des matières oxydables, les écarts interquartiles de l'ordre de 10 % attestent de la faible dispersion des proportions particulaires d'une journée de temps sec à une autre. Les proportions particulaires du Cd, du Zn et des HA s'avèrent en revanche moins importantes, mais atteignent cependant 75, 71 et 58 %. Leur répartition dissous-particulaire indique de surcroît une dispersion légèrement plus importante d'une campagne à une autre (écarts interquartiles compris entre 29 et 49 %).

- Teneurs des particules en suspension dans les eaux usées de temps sec

Les teneurs en MVS, matières oxydables, éléments métalliques et hydrocarbures sont consignées dans le *tableau V* en annexe (d10, d50 et d90). Quel que soit le paramètre étudié, les premiers et derniers déciles, ainsi que les teneurs médianes soulignent de manière générale une variabilité relativement faible des teneurs sur l'ensemble de la zone OPUR. L'analyse statistique confirme cette observation, en révélant que les teneurs sont statistiquement homogènes sur les six bassins-versants étudiés, quel que soit le paramètre étudié (test KW, $\alpha = 0,05$).

Sur l'ensemble de la zone OPUR, les teneurs médianes ont été respectivement estimées à 0,88 $g.g^{-1}$ pour les MES et à 1,56, 0,61 et 0,44 g $O_2.g^{-1}$ pour la DCO, la DBO_5 et le COP (*tableau V*). Ces valeurs témoignent de la nature très organique des particules véhiculées par les eaux usées et s'avèrent comparables à celles citées par [GROMAIRE, 1998] sur le bassin-versant du Marais (test MW, $\alpha = 0,05$). De manière générale, ces teneurs présentent une dispersion modérée d'une campagne de mesures à une autre (écarts interquartiles compris entre 4 et 30 %). Pour les métaux lourds et les hydrocarbures, les teneurs médianes sur l'ensemble de la zone OPUR ont été estimées à 1,4 $\mu g.g^{-1}$ pour le Cd, 357 $\mu g.g^{-1}$ pour le Cu, 106 $\mu g.g^{-1}$ pour le Pb, 598 $\mu g.g^{-1}$ pour le Zn, 135 $\mu g.g^{-1}$ pour les HA et 3,32 $\mu g.g^{-1}$ pour les HAP. Pour ces paramètres, une dispersion plus importante des teneurs d'un jour à un autre est observée (écarts interquartiles compris entre 35 et 80 %).

4. Conclusion

Cet article synthétise les principaux résultats de la caractérisation des effluents de temps sec. Les investigations permettent de répondre à plusieurs interrogations sur la variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant dans le réseau d'assainissement unitaire parisien :

La production d'eaux usées rapportée au nombre d'équivalent azote (EHN) est relativement homogène sur l'ensemble de la zone OPUR et s'élève, en médiane, à 409 $l.EHN^{-1}$.

En dépit de quelques particularités, les concentrations et les flux s'avèrent comparables entre les différents bassins-versants et reflètent de manière générale des distributions homogènes sur chacun des six bassins-versants. Ce résultat atteste dans l'ensemble de la relative homogénéité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps sec pour les échelles spatiales considérées et indique que les concentrations et les flux en polluants n'évoluent pas pour les échelles spatiales considérées (de 42 à 2 580 ha).

Quel que soit le paramètre considéré, une variabilité d'une campagne de temps sec à une autre plus ou moins importante est observée. Cette variabilité est modérée pour les MES, les MVS et la pollution organique, mais demeure plus importante pour les métaux lourds et les hydrocarbures, et en particulier sur quelques sites. Cette caractéristique met en évidence des apports ponctuels mais non systématiques pour ces éléments, probablement imputables aux activités professionnelles.

Dans les eaux usées de temps sec, les particules en suspension s'avèrent le principal vecteur des matières oxydables, du Cu, du Pb, des HAP et dans une moindre mesure de la pollution en Cd, Zn et HA. La répartition dissous - particulaire apparaît relativement stable entre l'amont et l'aval de l'observatoire pour tous les paramètres polluants.

Cet article fournit plusieurs nouveaux éléments de réflexion sur l'évolution spatiale des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement parisien. Ces informations s'avèrent indispensables pour parfaire la compréhension des flux de polluants générés lors d'épisodes pluvieux.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine Normandie (AESN), le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP), la municipalité de Paris.

Bibliographie

AHYERRE M. (1999) : "Bilan et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatique et Géochimie, Université Paris VI, 250 p.

CHEBBO G. (1992) : "Solides des rejets pluvieux urbains: caractérisation et traitabilité." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 413 p.

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., MOILLERON R., VARRAULT G. (2006) : "OPUR : un observatoire des polluants urbains en Île-de-France. " TSM, *n°11.*

GARNAUD S. (1999) : "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant Urbain." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 395 p.

GASPERI J. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution en hydrocarbures transitant dans le réseau d'assainissement parisien." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, en cours.

GONZALEZ A. (2001) : "Transport et distribution des hydrocarbures aliphatique et aromatique dans le bassin expérimental du Marais à Paris." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, Université Paris 12, 313 p.

GROMAIRE M.-C. (1998) : "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : origines et caractéristiques." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 507 p.

KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006) : " Représentativité des prélèvements par préleveurs automatiques dans un réseau d'assainissement unitaire : cas d'OPUR." La Houille Blanche, *n°4, 113-120.*

KAFI-BENYAHIA M. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 482 p.

MOILLERON R., GONZALEZ A., CHEBBO G., THÉVENOT D. R. (2002) : "Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" catchment in Paris centre." Wat. Res., *vol. 36, 1275-1285.*

THOBURN B. (1984) : "Kjeldhal, the man, the method and the Carlsberg laboratory." Anal. Proc., *vol. 21, 210-214.*

TUKEY J. W. (1977) : "Exploratory data analysis". Adsison-Wesley, Reading, *Massachusetts.*

VIENNERAS B. (2001). "Faecal separation and urine diverision of nutrient management of household biodegradation waste and wastewater". PhD Thesis. Institutionen, för lantbruksteknik. Swedish University of Agricultural Sciences, 325 p.

Annexe

Concentrations	Débits	MES	MVS	DCO	DBO_5	COT	NTK	Cd	Cu	Pb	Zn	HA	HAP
Unité	$l.EHN^{-1}.j^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$
Marais	336-520 448	153-252 218	134-228 188	359-597 535	132-198 156	100-154 140	28-47 29	0,22-0,64 0,45	54-104 94	21-31 22	140-202 174	33-66 52	0,24-1,13 0,47
Sébastopol	383-441 400	119-209 166	117-197 153	244-395 344	120-200 183	89-114 104	30-36 36	0,43-0,70 0,56	76-124 98	16-25 20	136-199 171	29-38 34	0,82-0,99 0,94
Quais	315-419 378	169-226 186	146-197 152	340-538 387	166-230 185	108-164 113	35-42 37	0,28-0,70 0,67	58-112 79	15-42 18	128-500 292	33-99 39	0,65-0,83 0,80
Clichy centre	408-477 429	166-221 189	145-189 167	322-477 402	138-240 191	96-121 109	31-42 38	0,31-0,70 0,50	63-99 70	18-29 20	142-316 158	27-80 44	0,41-1,33 0,76
Coteaux aval	372-401 380	202-254 214	174-225 180	389-501 427	141-174 158	120-139 126	38-40 40	0,36-0,70 0,43	81-116 92	22-32 30	139-198 163	42-149 65	0,91-0,97 0,96
Clichy aval	368-465 425	191-243 208	168-205 177	340-473 403	162-201 190	102-126 113	34-43 36	0,27-0,55 0,36	68-94 75	20-38 28	141-466 210	31-97 44	0,46-1,69 0,71
Opur	343-485 409	157-243 198	140-211 171	315-528 388	133-211 181	97-147 116	31-43 36	0,28-0,70 0,50	60-115 81	16-34 22	131-388 172	31-94 44	0,37-1,21 0,80
Marais[1] (1996 - 1997)	-	100-206 147	98-127 127	231-462 370	115-212 117	-	-	0,1-0,5 0,30	35-133 73	5-21 12	63-199 156	72-298 161	< LD-0,97 < LD (*)
STEP Seine - Aval[2]	-	146-477 267	-	300-613 462	94-335 186	-	42-58 51	0,28-0,60 0,42	53-133 79	25-45 26	23-461 196	-	0,24-0,33[3] 0,27

(*) LD = limite de détection soit 10 $ng.l^{-1}$.

(1) GROMAIRE (1998) ; GARNAUD (1999) et GONZALEZ (2001).

(2) Données SIAAP tous émissaires confondus.

(3) Somme des 6 HAP listés par le décret 89-3 du 03 janvier 1989.

Tableau II. Concentrations (d10, d50 et d90) des divers polluants pour chaque bassin-versant de la zone OPUR

Flux	MES	MVS	DCO	DBO_5	COT	Cd	Cu	Pb	Zn	HA	HAP
Unité	$g.EHN^{-1}$	$g.EHN^{-1}$	$g.EHN^{-1}$	$g.EHN^{-1}$	$g.EHN^{-1}$	$mg.EHN^{-1}$	$mg.EHN^{-1}$	$mg.EHN^{-1}$	$mg.EHN^{-1}$	$mg.EHN^{-1}$	$mg.EHN^{-1}$
Marais	76-108 81	65-96 72	183-249 195	66-95 72	48-67 52	0,09-0,32 0,22	28-47 30	9-15 12	58-97 69	11-23 17	0,10-0,30 0,17
Sébastopol	55-90 70	48-83 66	105-160 143	52-86 64	37-52 42	0,17-0,35 0,22	37-50 40	7-10 8	64-83 70	10-14 13	0,28-0,37 0,35
Quais	72-92 78	62-79 68	151-221 171	66-84 73	44-57 47	0,12-0,29 0,23	24-51 32	6-14 9	59-244 102	9-25 21	0,17-0,56 0,37
Clichy centre	74-90 86	62-78 75	144-203 169	63-107 95	43-51 48	0,15-0,29 0,20	27-37 32	8-11 9	68-118 70	9-21 13	0,17-0,75 0,36
Coteaux aval	79-108 82	68-98 71	154-216 175	55-67 61	49-64 51	0,14-0,26 0,25	31-53 35	10-12 11	52-89 68	10-25 17	0,21-0,42 0,30
Clichy aval	82-101 86	70-89 74	149-188 158	75-88 78	41-52 47	0,11-0,18 0,15	29-36 34	9-12 11	66-171 84	15-30 18	0,19-0,57 0,25
Opur	70-99 82	61-88 72	133-219 169	56-97 74	41-58 48	0,11-0,24 0,16	27-50 34	7-13 10	54-149 72	9-33 17	0,11-0,67 0,28

Tableau III. Flux par équivalent homme azote (d10, d50 et d90) des divers polluants pour chaque bassin-versant de la zone Opur

Bassin-versant	DCO	DBO_5	COT	NTK	Cd	Cu	Pb	Zn	HA	HAP
Marais	70-76 73	66-71 69	64-74 69	18-22 18	51-85 79	68-89 78	84-88 87	43-66 56	45-78 58	62-90 80
Sébastopol	70-80 76	68-81 78	67-80 72	15-20 16	39-86 81	73-83 78	80-85 82	40-69 47	44-60 51	82-92 88
Quais	69-74 74	62-74 70	68-74 71	17-21 19	57-83 73	76-91 88	80-95 91	62-82 75	40-89 48	87-91 90
Clichy centre	78-86 81	70-83 77	75-81 77	19-27 22	46-80 70	85-94 89	74-92 87	37-78 69	49-67 54	78-93 84
Coteaux aval	78-84 81	67-76 72	76-80 79	17-43 18	66-84 74	84-90 87	79-90 89	56-76 68	47-83 70	91-99 95
Clichy aval	80-82 81	72-79 76	73-79 77	16-30 23	61-80 67	86-97 91	71-96 87	52-80 71	32-78 52	78-97 88
Opur	70-82 77	65-81 72	68-80 75	16-27 20	51-86 75	76-95 89	77-95 87	41-82 71	41-81 58	77-97 88
Marais (1) (1996 - 1997	60-81 67	55-77 65	-	-	100 *	90-94 93	73-97 89	76-82 81	22-55 42	100*

(1) GROMAIRE (1998) ; GARNAUD (1999) et GONZALEZ (2001).
* Les concentrations dissoutes sont inférieures au seuil de détection [GARNAUD, 1999 ; GONZALEZ, 2001]

Tableau IV. Pourcentage particulaire (d10, d50 et d90) des divers polluants pour chaque bassin-versant de la zone Opur

Bassin-versant	MVS	DCO	DBO_5	COP	NTK	Cd	Cu	Pb	Zn	HA	HAP
	$g.g^{-1}$	$g\ O_2.g^{-1}$	$g\ O_2.g^{-1}$	$g\ C.g^{-1}$	$g\ N.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$
Marais	0,86-0,90	1,64-1,89	0,52-0,63	0,40-0,46	0,027-0,042	0,71-1,27	243-405	99-126	371-609	117-207	1,12-4,50
	0,88	1,71	0,57	0,43	0,034	1,22	284	123	398	151	2,17
Sébastopol	0,86-0,93	1,31-1,63	0,48-0,79	0,34-0,48	0,030-0,052	0,98-2,57	420-564	82-118	340-887	128-142	3,45-6,85
	0,89	1,52	0,64	0,44	0,035	1,95	476	107	516	136	6,47
Quais	0,85-0,89	1,36-1,67	0,58-0,76	0,41-0,48	0,030-0,042	1,02-2,78	268-457	68-167	483-2 240	82-199	2,98-4,42
	0,85	1,56	0,66	0,46	0,038	2,20	317	117	1006	111	3,25
Clichy centre	0,85-0,90	1,48-1,90	0,49-1,04	0,39-0,49	0,029-0,081	1,06-2,79	269-459	77-132	291-1 066	92-186	1,66-5,81
	0,89	1,62	0,76	0,45	0,030	1,40	328	93	579	164	3,04
Coteaux aval	0,85-0,89	1,47-1,92,	0,44-0,60	0,44-0,48	0,031-0,056	1,09-2,71	290-421	86-127	376-717	93-176	3,45-5,48
	0,88	1,60	0,52	0,45	0,045	1,30	355	112	517	147	3,97
Clichy aval	0,83-0,88	1,44-1,78	0,54-0,71	0,39-0,49	0,028-0,056	1,06-1,79	272-386	76-158	337-1 415	61-207	1,80-4,74
	0,86	1,54	0,64	0,40	0,040	1,40	358	115	668	118	2,82
OPUR	0,84-0,91	1,44-1,88	0,47-0,83	0,39-0,48	0,028-0,055	0,80-2,70	261-517	71-134	323-1 320	78-230	1,34-6,08
	0,88	1,56	0,61	0,44	0,038	1,40	357	106	598	135	3,32
Marais [1] (1996 - 1997)	0,78-0,92	1,34-2,09	0,52-1,05	-	-	1,00-2,14	345-633	48-73	648-948	255-2713	< LD-10,2
	0,86	1,64	0,78			1,80	414	60	751	716	< LD(*)

(1) GROMAIRE (1998), GARNAUD (1999) et GONZALEZ (2001).

(2 et 3) AHYERRE (1999) et ROCHER et al. (2004). (4) ROCHER et al. (2003

Tableau V. Teneurs (d10, d50 et d90) des divers polluants pour chaque bassin-versant de la zone OPUR

Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien

■ J. GASPERI[1], M. KAFI-BENYAHIA[2], C. LORGEOUX[2], R. MOILLERON[1], M.-C. GROMAIRE[2], G. CHEBBO[2, 3]

Mots-clés : hydrocarbures, MES, matières oxydables, métaux lourds, NTK, réseau d'assainissement unitaire, RUTP, variabilité spatiale

1. Introduction

De nombreuses études menées depuis les années 1970 ont démontré l'importance de la pollution véhiculée par les rejets urbains par temps de pluie (RUTP), ainsi que leur impact particulièrement néfaste sur les milieux récepteurs (désoxygénation du milieu, pollution microbiologique et effets toxiques produits par les micropolluants organiques et minéraux). Afin de lutter contre ces déversements, et ainsi répondre aux exigences de la nouvelle directive cadre européenne (2000/60/DCE), il est primordial de disposer de connaissances précises sur la génération, le transport et la gestion des polluants véhiculés dans les réseaux d'assainissement.

C'est dans ce contexte que le CEREVE initie dès 1994 le programme de recherche « OPUR » (observatoire des polluants urbains) afin d'améliorer les connaissances concernant les sources, les caractéristiques et les mécanismes de génération et de transport des polluants véhiculés par les RUTP dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Entre 1996 et 1997, la première phase du programme, intitulée « Génération et transport des polluants véhiculés par les rejets urbains de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire » s'est attachée à étudier l'ensemble de ces mécanismes à l'échelle d'un petit bassin-versant. Pour ce but, le bassin-versant expérimental du Marais (4e arrondissement de Paris, 42 ha) fut équipé. Les résultats obtenus sur ce bassin [*Techniques Sciences et Méthodes*, mai 2001] soulignent une évolution importante des flux et de la nature des polluants entre l'entrée et la sortie du réseau d'assainissement lors d'événements pluvieux (augmentation des concentrations en MES, DCO, DBO_5, HA, HAP, diminution des concentrations en éléments métalliques, augmentation de la fraction particulaire) [GROMAIRE, 1998 ; GONZALEZ, 2001 ; GARNAUD, 1999]. À la suite de ces observations, le réseau d'assainissement n'apparaît donc plus seulement comme un système de transport, mais constitue un réacteur physico-chimique qui conditionne, par ses caractéristiques, la qualité des eaux en milieu urbain. Il est cependant nécessaire d'approfondir et de confirmer, pour d'autres échelles spatiales, les connaissances acquises sur la génération des polluants de temps de pluie et les processus de transfert dans le réseau d'assainissement afin de mieux cerner l'évolution des caractéristiques et des sources de polluants des RUTP entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant urbain.

Dans ce but, le CEREVE, en partenariat avec la ville de Paris, le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP) et l'agence de l'eau Seine Normandie (AESN), a intégré en 2001 le bassin du Marais dans une série de six bassins de taille croissante (de 42 à 2 580 ha). Le projet de recherche « Évolution spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires » vise aujourd'hui à étudier les caractéristiques des polluants transitant par temps de

1 Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris 12 - Val de Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
2 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes, 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
3 Faculté de Génie - Université libanaise, route de l'Aéroport, Beyrouth, Liban.

pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien à différentes échelles spatiales, au moyen de ce dispositif expérimental. Cet article restitue pour l'ensemble des polluants étudiés (paramètres globaux, métaux lourds et hydrocarbures) les principaux résultats obtenus.

2. Matériel et méthode

2.1. Procédure d'échantillonnage

Cette étude s'appuie sur le dispositif expérimental de la phase 2 du programme OPUR assurant l'échantillonnage des effluents transitant à l'exutoire de six bassins-versants. Les caractéristiques de ces bassins (surface, population, longueur hydraulique, etc.) sont fournies par [CHEBBO *et al.*, 2006]. Chaque bassin-versant est équipé à son exutoire d'un dispositif assurant l'échantillonnage des effluents de temps de pluie. Ce dispositif est constitué de deux préleveurs automatiques équipés de 24 flacons de 1 litre et d'un débitmètre, assurant la mesure des vitesses d'écoulement, des hauteurs d'eau et des débits. Le déclenchement et l'arrêt des préleveurs sont asservis à un seuil de hauteur d'eau. Ce seuil est fixé pour chaque site selon le niveau maximal de temps sec et est régulièrement réajusté en fonction des fluctuations des niveaux d'eaux usées au cours des journées précédant l'événement pluvieux. Selon le site considéré, la fréquence de prélèvement est fixée à un pas de temps de 3 à 5 minutes, à raison de six échantillons par flacon. Un regroupement manuel des flacons proportionnellement au volume écoulé est ensuite réalisé pour constituer un échantillon moyen représentatif de l'événement pluvieux. Les tests réalisés par [KAFI-BENYAHIA *et al.*, 2004] sur les prélèvements ont permis de valider la représentativité de l'échantillonnage.

2.2. Caractéristiques des événements pluvieux étudiés

27 campagnes d'échantillonnage ont été réalisées entre avril 2003 et février 2006. Le nombre d'événements pluvieux varie cependant d'un bassin-versant à un autre, suite à divers aléas techniques et à la mise hors service de certains sites lors de travaux de réhabilitation. Le *tableau I* indique, pour les différents paramètres étudiés, le nombre d'événements pluvieux disponibles.

Bassin-versant OPUR	Marais	Sébastopol	Quais	Clichy centre	Coteaux aval	Clichy aval
Surface totale (ha)	42	112	402	942	1 315	2 581
Surface active (ha)	29	82	257	643	880	1 721
PG (1)	9-15	6-13	7-10	10-16	9	11
Métaux lourds (2)	7-12	9-13	6-9	9-13	8	10-11
Hydrocarbures (3)	13	8	6	6	10	7

(1) PG : paramètres globaux, soit MES, MVS, DCO, DBO_5, COT et NTK.
(2) Métaux lourds : Cd, Cu, Pb et Zn
(3) Hydrocarbures : hydrocarbures aliphatiques (HA) et aromatiques polycycliques (HAP)[4]

Tableau I. Récapitulatif du nombre d'événements pluvieux échantillonnés par sites de mesure

Un événement pluvieux est défini comme une période de dépassement du seuil de hauteur d'eau maximum de temps sec. Pour chaque événement pluvieux échantillonné et pour chaque site, les caractéristiques des précipitations correspondantes ont été déterminées à partir des données du réseau pluviométrique couvrant le bassin-versant *(tableau II)*. Afin de tenir compte de l'hétérogénéité spatiale des pluies, chaque bassin-versant est subdivisé en sous-bassins, pour lesquels les données du pluviomètre le plus proche sont affectées.

L'événement pluvieux peut correspondre à une précipitation continue (la durée entre deux basculements d'augets est inférieure à 30 min) ou à une succession d'épisodes pluvieux (la durée de temps sec

4 Est désignée sous le terme HA, la somme des hydrocarbures aliphatiques ou *n*-alcanes de *n*-C10 à *n*-C33, ainsi que deux isoprenoïdes le phytane et le pristane. Le terme HAP réfère à la somme des 16 HAP listés par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA).

est supérieure à 30 min). Dans ce dernier cas, les caractéristiques pluviométriques de l'événement sont définies comme suit :

H = hauteur totale de précipitation (en mm)

D = durée totale des différents épisodes pluvieux

I moy = H / D ($mm.h^{-1}$)

	H (mm)	I moy ($mm.h^{-1}$)	I max ($mm.h^{-1}$)	Durée (hh:min)	DTS (jour)
Minimum	1,5	0,5	0,9	0:05	0,05
Moyenne (1)	6,2	3,3	25,6	3:20	2,96
Maximum	23,5	28,0	240,0	9:12	15,00

(1) Moyenne des moyennes de chaque bassin versant, H : hauteur de précipitation, I moy : intensité moyenne de l'événement, I max : intensité maximale sur la durée de remplissage d'un auget, DTS : Durée de temps sec précédant l'événement.

Tableau II. Caractéristiques des événements pluvieux échantillonnés

2.3. Méthodologie et exploitation des résultats

• Bilans hydrologiques et hydrauliques

Des bilans hydrologiques et hydrauliques ont été réalisés sur les différents bassins-versants pour chaque événement pluvieux [KAFI-BENYAHIA, 2006]. Ils permettent de déterminer la provenance des effluents unitaires et le devenir des eaux précipitées, en tenant compte des différentes entrées et sorties de la zone OPUR (déversoirs d'orage, maillages, délestages, etc.). Cette démarche se révèle nécessaire pour une évaluation plus précise des flux par unité de surface active[5] et des volumes véhiculés par les effluents unitaires, les eaux usées et les eaux de ruissellement.

• Variabilités spatiale et temporelle

Bien que les événements pluvieux échantillonnés diffèrent entre les bassins-versants étudiés, nous comparerons dans un premier temps les ordres de grandeur des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie à l'exutoire des différents bassins-versants, en nous basant sur les premiers et derniers déciles (d10 et d90, soit la valeur dépassée respectivement par 90 % et 10 % des échantillons) et sur la valeur médiane (d50). Ces ordres de grandeur seront également évalués pour l'ensemble de la zone OPUR, en groupant les données de tous les bassins-versants, et seront désignés dans les tableaux et figures de résultat sous le terme « OPUR ».

Pour des événements pluvieux communs ($n \geq 5$) à deux bassins-versants, la variabilité spatiale des caractéristiques peut être également appréciée au moyen du test non paramétrique de Wilcoxon au seuil de signification $\alpha = 0,05$. L'objectif de ce test est de déterminer si les caractéristiques des polluants observées aux exutoires des deux bassins-versants sont ou non statistiquement comparables. Le *tableau III* précise les diverses combinaisons qui peuvent être testées. Ces combinaisons permettent à la fois d'appréhender la variabilité spatiale pour des bassins proches (amont ou aval), mais aussi entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant.

	Marais	Sébastopol	Quais	Clichy centre	Coteaux aval	Clichy aval
Marais		< 5	< 5	7	15	5
Sébastopol			7	< 5	< 5	< 5
Quais				< 5	< 5	< 5
Clichy centre					8	5
Cot. Aval						6
Clichy aval						

(*) Pour les hydrocarbures, seules trois combinaisons peuvent être testées : Marais - Coteaux aval, Marais - Clichy centre et Clichy centre - Coteaux aval.

Tableau III. Nombre d'événements pluvieux communs aux six bassins-versants de la zone OPUR pour les paramètres globaux et les métaux lourds (*)

5 La surface active d'un bassin-versant correspond à la surface qui a réellement contribué au ruissellement. Elle a été déterminée selon la surface de chaque bassin et le coefficient de ruissellement moyen. Ce coefficient a, lui-même, été évalué selon une analyse approfondie de l'occupation des sols [KAFI-BENYAHIA, 2006].

Pour chaque paramètre polluant, la variabilité d'un événement pluvieux à un autre à l'échelle de la zone OPUR est ensuite appréhendée au moyen de la représentation sous forme de boîtes à moustaches [TUKEY, 1977]. Les traits inférieur et supérieur de la boîte correspondent respectivement aux 1er et 3e quartiles (Q1 et Q3) tandis que la médiane (Q2) et la moyenne sont représentées par les traits horizontaux à l'intérieur de la boîte. Les deux moustaches inférieure et supérieure, illustrées par les traits verticaux de part et d'autre de la boîte, délimitent les valeurs dites adjacentes. Dans le cas d'une distribution normale, la zone délimitée par la boîte et les moustaches contient 99 % des valeurs [TUKEY, 1977]. Au-delà des valeurs adjacentes, les valeurs sont qualifiées d'extrêmes et sont symbolisées par « ∑ ». L'écart interquartile (EIQ), illustré par la longueur de la boîte, délivre une indication de la dispersion des valeurs. Cette variabilité est estimée selon l'EIQ relatif (EIQr = [(Q3-Q1)/médiane] x 100).

• Comparaison des données obtenues sur le bassin-versant du Marais

Les résultats obtenus sur le bassin-versant du Marais entre 2003 et 2006 sont systématiquement comparés à ceux initialement mesurés entre 1996 et 1997. Pour ce but, le test non paramétrique de Mann et Whitney (MW) est utilisé au seuil de signification $\alpha = 0,05$, afin de déterminer si les échantillons sont ou non statistiquement comparables.

3. Résultats et discussion

3.1. Débits des effluents unitaires de temps de pluie

Pour chaque bassin-versant, les ordres de grandeur des débits par unité de surface active (minimum, médiane, maximum) des effluents unitaires de temps de pluie sont reportés dans le *tableau IV*. Selon le site considéré, les débits médians varient entre 4,2 et 6,3 l.s.$^{-1}$.ha actif^{-1}. Pour les mêmes événements pluvieux, ces débits apparaissent relativement comparables entre les bassins-versants étudiés, à l'exception des Quais qui présente des débits inférieurs (test de Wilcoxon, $\alpha = 0,05$). Le bassin-versant des Quais est caractérisé par une forte emprise de voies ferrées (21%) et d'espaces verts (6%). L'incertitude sur la contribution au ruissellement de ces surfaces a pu induire une surestimation du coefficient de ruissellement et donc de la surface active attribuée dans notre calcul au bassin-versant des Quais.

	Marais	Sébastopol	Quais	Clichy centre	Coteaux aval	Clichy aval
Q surface active (l.s.$^{-1}$.ha actif^{-1})*	3,7 - 15,1 6,1	3,0 - 10,0 4,2	3,4 - 7,1 4,2	4,1 - 9,8 6,3	2,1 - 11,4 4,4	2,8 - 9,9 4,2
Q moy /Q eu (**)	1,5 - 9,0 2,5	1,1 - 5,1 2,1	1,3 - 4,2 1,9	1,2 - 2,8 1,7	1,2-6,4 2,0	1,3 - 5,1 1,5
Q max / Q eu (***)	2,4 - 23,2 4,8	1,5-8,9 3,5	1,5 - 6,2 2,3	1,3 - 4,3 2,2	1,8 - 21,8 3,9	1,5 - 15,3 2,0

(*) Q Surface active : débit moyen rapporté à la surface active
(**) Q moy /Q eu : rapport entre le débit moyen au cours de l'événement pluvieux et le débit des effluents de temps sec pour la même période
(***) Q max /Q eu : rapport entre le débit maximum au cours de l'événement et le débit des effluents de temps sec pour la même période.

Tableau IV. Débits par unité de surface active des effluents unitaires de temps de pluie (minimun – médiane – maximun) sur l'ensemble des événements pluvieux étudiés

Afin d'apprécier l'importance des événements pluvieux, les débits des effluents unitaires ont été comparés à ceux transitant par temps sec pour la même période. La variabilité du rapport Q moy / Q eu traduit non seulement l'importance des événements mais également leur diversité *(tableau IV)*. Il s'agit pour la plupart d'événements faibles (Q moy / Q eu = 1,2 à 2) à modérés (Q moy / Q eu = 3 à 9). Sur les sites du Marais, Coteaux aval et Clichy aval, un à cinq événements à fort débit de pointe ont été échantillonnés, générant des débits maximums de 15 à 23 fois le débit de temps sec. Des évènements de ce type ne sont pas disponibles sur les autres sites.

3.2. Concentrations moyennes à l'échelle de l'événement pluvieux

Pour chaque bassin-versant, les concentrations à l'échelle de l'événement pluvieux sont reportées dans le *tableau A* en annexe. Figurent également dans ce tableau, les concentrations des effluents de temps sec sur l'ensemble de la zone OPUR et celles des eaux de ruissellement mesurées en 1996 - 1997 sur le bassin-versant du Marais [GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; GONZALEZ, 2001].

Bien que les événements pluvieux échantillonnés diffèrent entre les bassins-versants étudiés, les intervalles de distribution (d10 et d90) et les valeurs médianes témoignent d'une relative homogénéité des concentrations sur l'ensemble de la zone OPUR *(tableau A)*. Pour des événements pluvieux communs, l'analyse statistique confirme cette homogénéité spatiale des concentrations pour la majorité des paramètres polluants étudiés entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant (test de Wilcoxon, $\alpha = 0,05$).

À l'échelle de la zone OPUR, tous événements pluvieux confondus, les concentrations ont été respectivement estimées à 279 $mg.l^{-1}$ pour les MES, 213 $mg.l^{-1}$ pour les MVS, 432 $mg.l^{-1}$ pour la DCO, 158 $mg.l^{-1}$ pour la DBO_5, 121 $mg.l^{-1}$ pour le COT et 25 $mg.l^{-1}$ pour le NTK *(figure 1)*. Pour ces paramètres, les concentrations reflètent une dispersion notable d'un événement pluvieux à un autre (écarts interquartiles compris 37 et 46 %). Pour les éléments métalliques et les hydrocarbures, les concentrations médianes ont été respectivement déterminées à 1,20 $\mu g.l^{-1}$ pour le Cd, 130 $\mu g.l^{-1}$ pour le Cu, 98 $\mu g.l^{-1}$ pour le Pb, 1 120 $\mu g.l^{-1}$ pour le Zn, 168 $\mu g.l^{-1}$ pour les HA et 2,12 $\mu g.l^{-1}$ pour les HAP. Comparativement aux paramètres globaux, une dispersion plus prononcée des concentrations est notée pour ces éléments d'un événement pluvieux à un autre (écarts interquartiles compris entre 65 et 130 %).

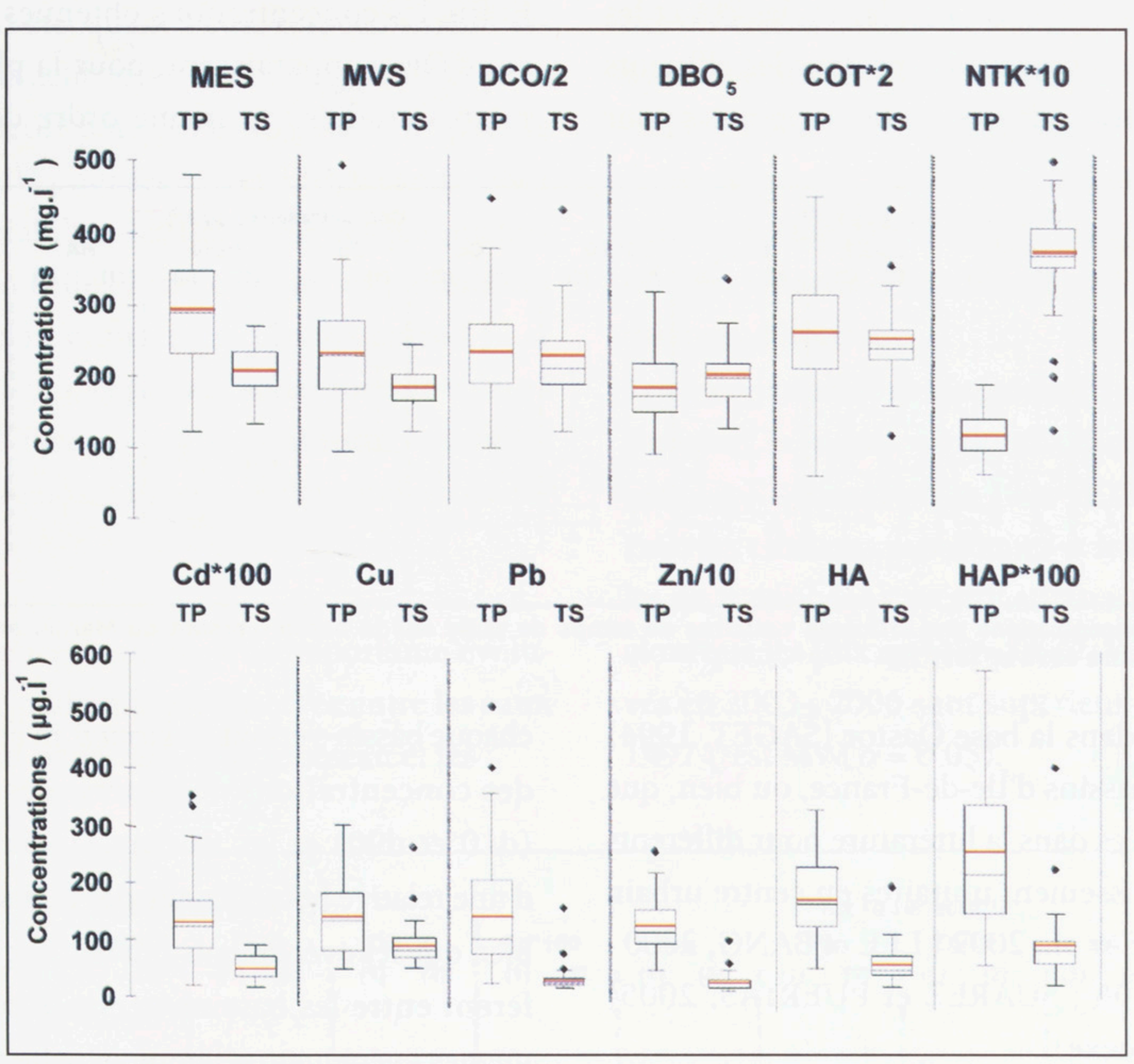


Figure 1. Concentrations en polluants des effluents unitaires de temps de pluie (TP) et des eaux usées de temps sec (TS) à l'échelle de la zone OPUR

Les concentrations des effluents unitaires en MES, MVS, métaux lourds et hydrocarbures se révèlent supérieures à celles des eaux usées, alors que les concentrations en DCO, DBO_5 et COT sont relativement comparables entre les deux types d'effluents *(figure 1)*. Seul le NTK se démarque des autres éléments

avec des concentrations inférieures dans les effluents de temps de pluie. Cette caractéristique découle de la dilution des eaux usées par les eaux de ruissellement, dont les concentrations en NTK sont relativement faibles (≤ 4 mg.l^{-1} selon [LEE et BANG, 2000]).

Quel que soit le paramètre considéré, une importante évolution des concentrations est observée entre les eaux de ruissellement pénétrant dans le réseau et les effluents unitaires de temps de pluie mesurés aux exutoires des différents bassins-versants. En revanche, la comparaison des effluents unitaires de temps de pluie collectés à l'exutoire de différents bassins-versants de tailles croissantes ne fait pas apparaître d'évolution notable. Cette observation indique que les concentrations des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement fluctuent relativement peu à partir d'une certaine échelle spatiale.

Comparativement aux concentrations des eaux de ruissellement, deux groupes d'éléments peuvent être identifiés. Le premier groupe, regroupant les MES, les MVS, la DCO, la DBO_5, le COT, le Cu, les HA et les HAP, présente des concentrations dans les effluents unitaires supérieures à la fois à celles rapportées pour les eaux usées et à celles pour les eaux de ruissellement. Quel que soit le site considéré, cette comparaison sous-entend pour ce groupe de polluants qu'une partie non négligeable des flux de temps de pluie provient du réseau suite à l'érosion de dépôts. À l'inverse, les concentrations en Cd, Pb et Zn des effluents unitaires s'avèrent nettement inférieures à celles du ruissellement. Cette observation révèle qu'une majeure partie de ces éléments provient des eaux de ruissellement.

Les concentrations actuellement obtenues sur le bassin du Marais sont comparées sur la *figure 2* à celles initialement mesurées entre 1996 et 1997. Une augmentation des concentrations en MES, MVS, DCO, DBO_5, Cu et HAP semble apparaître. Cependant, à l'exception des HAP, ces différences entre les deux périodes d'études ne sont pas statistiquement significatives (test MW, $\alpha = 0{,}05$). Pour les HAP, la différence observée résulte en grande partie des améliorations analytiques apportées ces dernières années à l'analyse de ces composés.

Enfin, les concentrations obtenues à l'échelle de la zone OPUR apparaissent, pour la plupart des paramètres étudiés, du même ordre de grandeur que

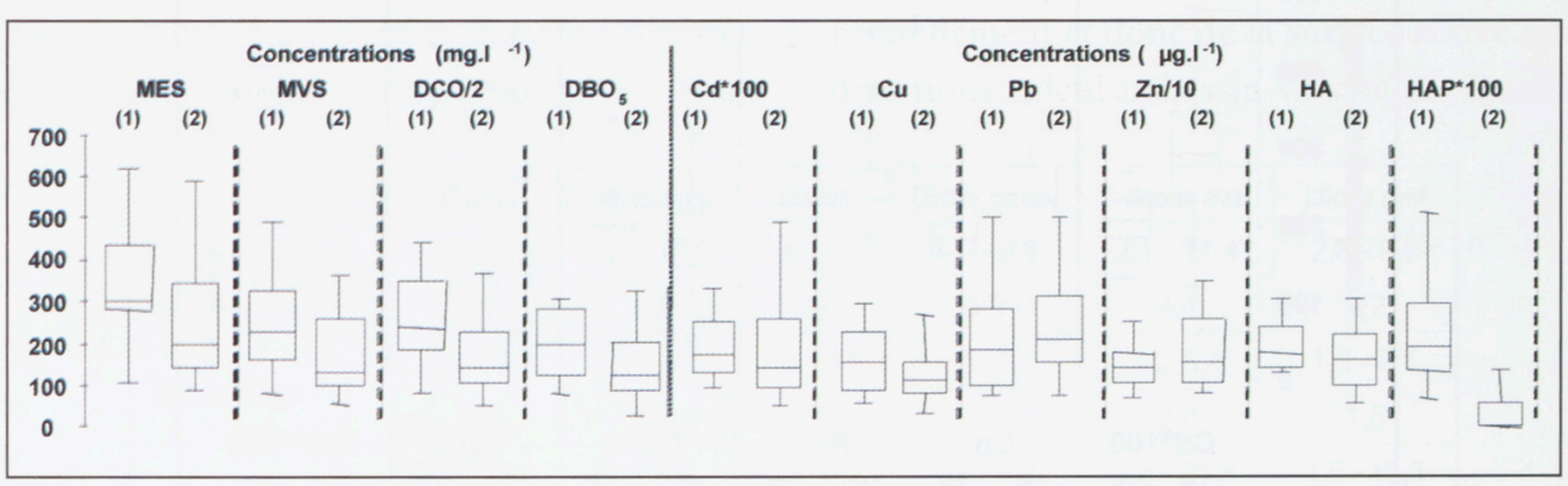


Figure 2. Concentrations des effluents unitaires de temps de pluie sur le bassin-versant du Marais entre 2003 et 2006 (1) et entre 1996 et 1997 (2)

celles reportées dans la base Qastor [SAGET, 1994] pour quelques bassins d'Île-de-France, ou bien, que celles mentionnées dans la littérature pour différents réseaux d'assainissement unitaires en centre urbain [DIAZ-FIERROS *et al.*, 2002 ; LEE et BANG, 2000 ; RULE *et al.*, 2006 ; SUAREZ et PUERTAS, 2005] (*tableau A* en annexe).

3.3. Flux par hectare actif des polluants

Les ordres de grandeur des flux par événement pluvieux et par unité de surface active (d10, d50 et d90) des différents paramètres étudiés ont été estimés pour chaque bassin-versant (*tableau B* en annexe). À l'image des concentrations, les intervalles de distribution (d10 et d90) et les valeurs médianes témoignent d'une relative homogénéité des flux sur la zone OPUR, bien que les événements pluvieux échantillonnés diffèrent entre les bassins-versants étudiés. Pour les mêmes événements, l'homogénéité spatiale des flux entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant est statiquement observée pour la majorité des paramètres étudiés (test de Wilcoxon, $\alpha = 0{,}05$). Seul le site de Quais se différencie des autres bassins-versants avec des flux par unité de surface active moins importants.

Comme nous l'avons précédemment mentionné pour les débits, cette différence pourrait résulter de la surestimation de la surface active de ce bassin.
À l'échelle de la zone OPUR, les flux médians en MES, MVS, matières oxydables (DCO, DBO_5, COT) et NTK ont été respectivement évalués à 27, 19, 39, 16, 11 et 2 kg.ha actif^{-1} *(figure 3)*. Ces flux présentent une variabilité importante d'un événement pluvieux à un autre, comme le démontrent les écarts interquartiles compris entre 75 et 91 %.

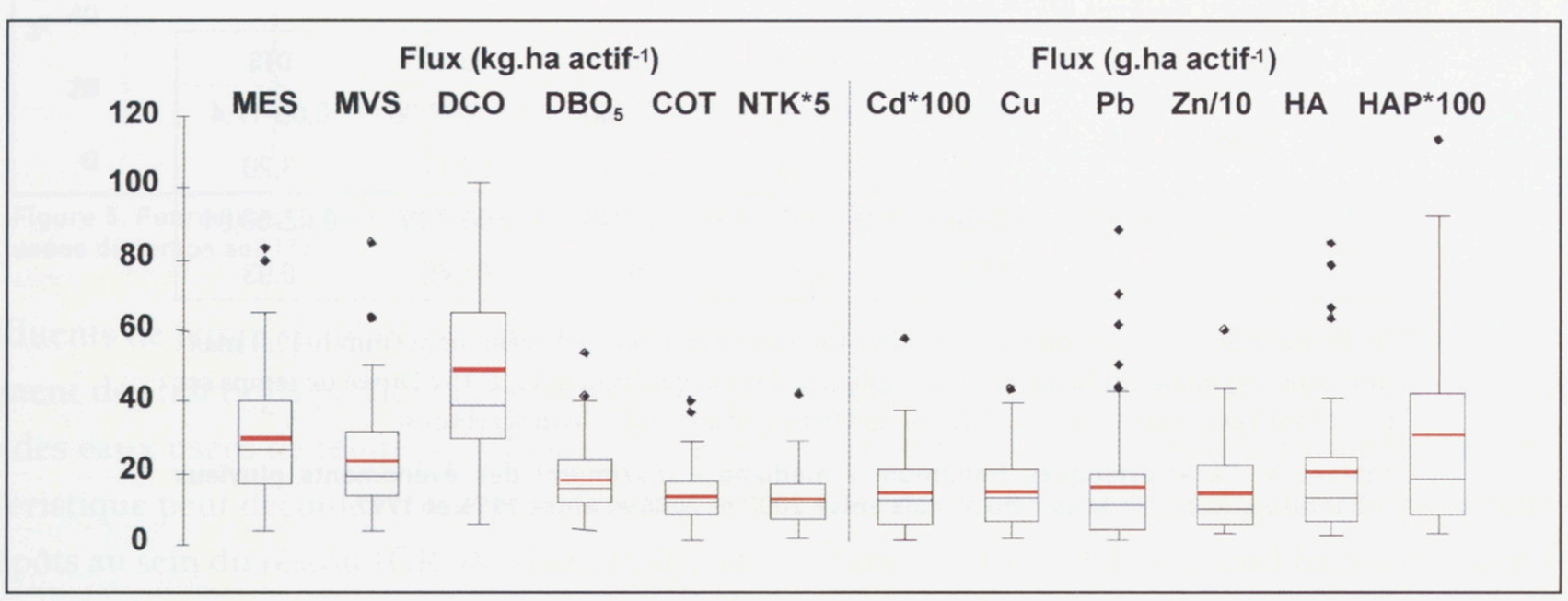


Figure 3. Flux par unité de surface active des effluents unitaires à l'échelle de la zone OPUR

Les flux médians en éléments métalliques et en hydrocarbures ont été, quant à eux, respectivement estimés à 0,10 g.ha actif^{-1} pour le Cd, 13 g.ha actif^{-1} pour le Cu, 11 g.ha actif^{-1} pour le Pb, 98 g.ha actif^{-1} pour le Zn, 64 g.ha actif^{-1} pour les HA et 13 g.ha actif^{-1} pour les HAP. La variabilité des flux pour ces paramètres est supérieure à celle observée pour les paramètres globaux (écarts interquartiles compris entre 114 et 185 %). Par ailleurs, la présence marquée de valeurs extrêmes sur la *figure 3* confirme la forte variabilité des flux de polluants d'un événement pluvieux à un autre.

À l'instar des concentrations, une importante évolution des flux de polluants est observée entre les eaux de ruissellement pénétrant dans le réseau et les effluents unitaires de temps de pluie aux exutoires des différents bassins-versants, alors qu'aucune évolution significative n'est notée en fonction de l'échelle spatiale du bassin-versant. Cette observation suggère de nouveau que les flux de polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement se stabilisent à partir d'une échelle spatiale de quelques dizaines d'hectares.
Les flux par unité de surface active actuellement mesurés sur le bassin-versant du Marais sont comparés avec ceux obtenus entre 1996 et 1997 sur la *figure 4*. Pour les éléments métalliques et les HA, les flux entre les deux périodes s'avèrent relativement comparables, alors que les flux en MES, DCO, DBO_5 et HAP observés en 2003 - 2006 sont supérieurs à ceux de 1996 - 1997 (test MW, $\alpha = 0{,}05$).

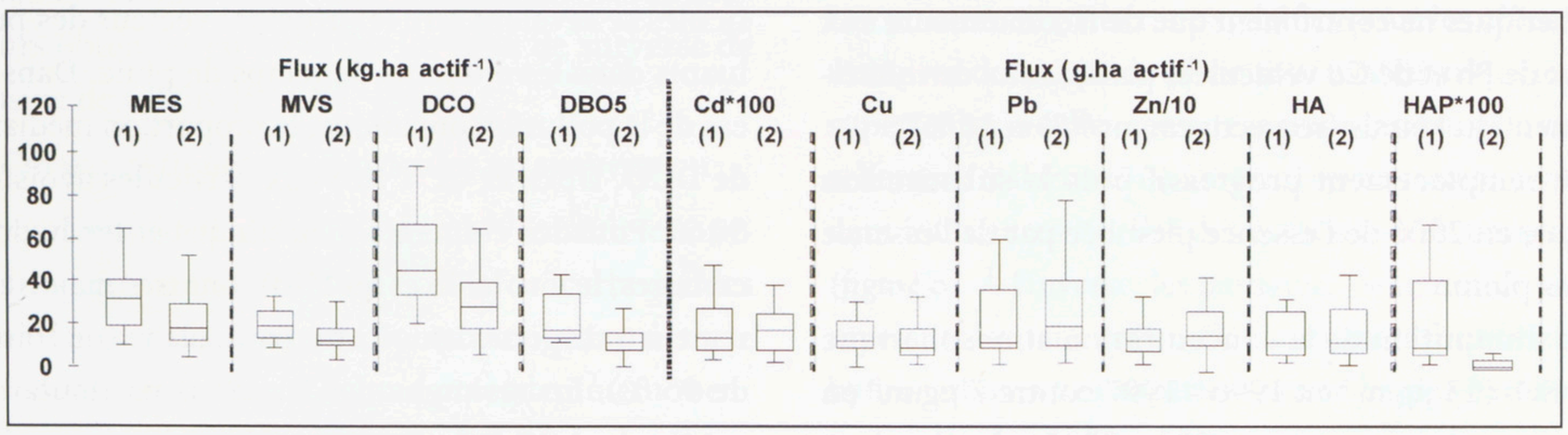


Figure 4. Comparaison des flux sur le bassin-versant du Marais entre 2003 et 2006 (1) et entre 1996 et 1997 (2)

À l'exception des HAP où les différences sont attribuées à l'optimisation de la méthode analytique [GASPERI, 2006], les différences de flux pour les paramètres globaux résultent sans doute essentiellement de différences dans les caractéristiques des évènements pluvieux échantillonnés, notamment de la durée de temps sec précédant l'événement *(tableau V)*.

Marais	n	H	I moy	I max	Durée	DTS
2003 - 2006	15	2,4-18,0 6,3	1,03-66,03 1,93	2,5-240 13,5	00:32-8:00 02:11	0,05-17,4 3,20
1996 - 1997	67	1,3-20,8 5,8	0,70-42,00 3,70	1,2-240 20,6	0:06-7:27 01:46	0,02-50,54 0,93

H : hauteur de précipitation (mm), I moy : intensité moyenne de l'événement (mm.h-1), I max : intensité maximale sur la durée de remplissage d'un auget (mm.h-1), DTS : Durée de temps sec précédant l'événement (jours), PG : paramètres globaux, HC : hydrocarbures

Tableau V. Caractéristiques (minimum - médiane - maximum) des événements pluvieux échantillonnés sur le bassin du Marais entre 2003 et 2006 et entre 1996 et 1997

Cette différence dans les caractéristiques des événements pluvieux échantillonnés devrait également se répercuter sur les flux des autres micropolluants étudiés. Or, les flux plus élevés de MES et de matière organique mesurés en 2003 - 2006 ne s'accompagnent pas d'une augmentation des flux en métaux lourds et HA. Ce résultat peut être la conséquence d'une modification des conditions de transport dans le réseau d'assainissement unitaire conduisant à une plus forte érosion du dépôt organique à teneurs métalliques relativement faibles. Il pourrait également traduire une diminution des émissions de métaux lourds dans les eaux de ruissellement, via :

- la diminution des flux de retombées atmosphériques totales en Pb et en Cd entre 1994 et 2002 (d'un facteur 2,5 et 3 selon [AZIMI, 2004]) ; cependant, selon [GROMAIRE *et al.*, 2001]), les retombées atmosphériques ne contribuent que de façon mineure aux flux de Pb et de Cd véhiculées par les eaux de ruissellement du Marais (respectivement 9 % et 16 %) ;
- le remplacement progressif puis la substitution totale en 2000 de l'essence plombée par de l'essence sans plomb ;
- la diminution de la concentration atmosphérique en SO_2 (13 $\mu g.m^{-3}$ en 1996 - 1997 contre 7 $\mu g.m^{-3}$ en moyenne sur les années 2003 à 2005 selon les données de Airparif) induisant une réduction de la corrosion des éléments métalliques de toitures [WALLINDER *et al.* 1998].

3.4. Nature des polluants liés aux particules

• Répartition dissous - particulaire

Les répartitions dissous-particulaires des polluants véhiculés par temps de pluie dans le réseau d'assainissement s'avèrent comparables entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant, quel que soit le polluant considéré (test de Wilcoxon, $\alpha = 0,05$). Ce résultat démontre globalement que la répartition dissous – particulaire n'évolue pas significativement à partir d'une certaine durée de transfert en réseau.

La *figure 5* illustre les proportions particulaires (en pour cent) des différents polluants étudiés à l'échelle de la zone Opur. À l'exception du NTK dont la proportion particulaire n'excède pas 45 %, les particules se révèlent être le principal vecteur des polluants dans les effluents de temps de pluie. Dans le cas de la pollution organique, la proportion médiane de DCO, DBO_5 et COT liée aux particules avoisine 80 %. Pour les éléments métalliques et les hydrocarbures, le Cu, le Pb et les HAP sont très majoritairement transportés sous forme particulaire (de l'ordre de 95 %). En revanche, les fractions particulaires médianes du Cd, du Zn et des HA s'avèrent moins importantes, mais oscillent cependant entre 70 et 85 %.

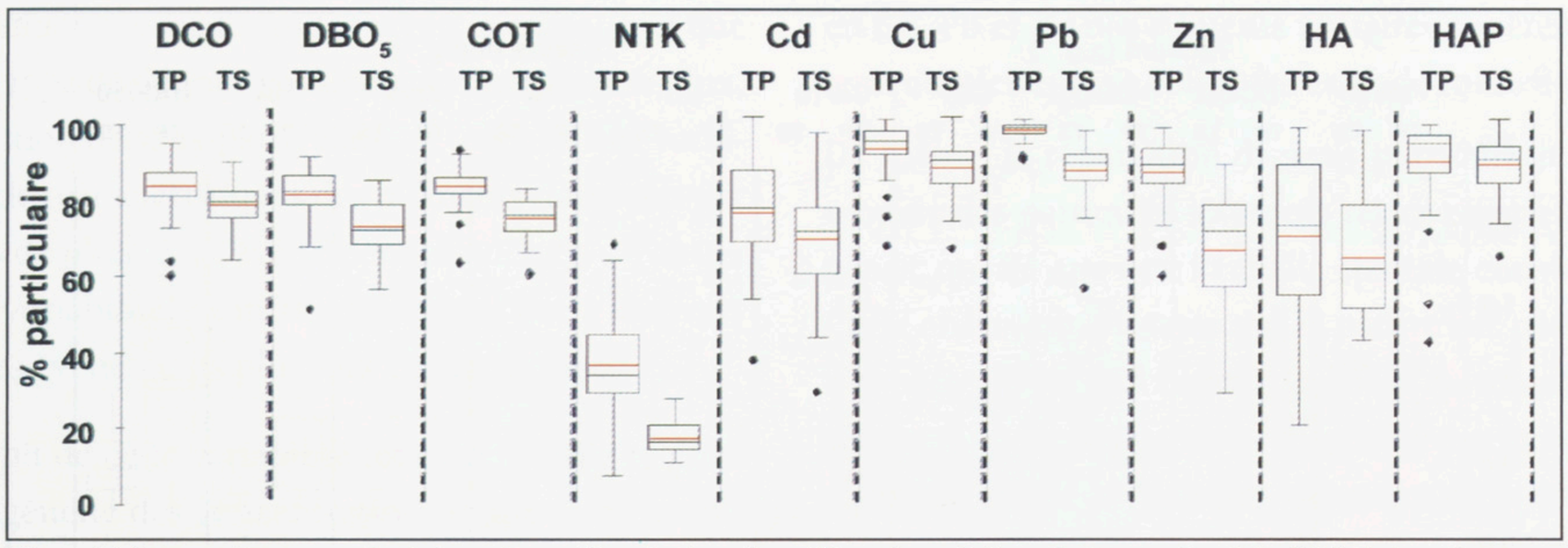


Figure 5. Pourcentages particulaires des polluants dans les effluents unitaires de temps de pluie (TP) et dans les eaux usées de temps sec (TS)

Les effluents de temps de pluie présentent systématiquement des fractions particulaires supérieures à celles des eaux usées de temps sec *(figure 5)*. Cette caractéristique peut découler d'une part de l'érosion des dépôts au sein du réseau [GROMAIRE, 1998], et d'autre part, des phénomènes d'adsorption des polluants dissous sur les solides (MES ou dépôts) durant le transfert dans le réseau [GARNAUD, 1999].

Les répartitions dissous - particulaires mesurées à l'exutoire du bassin du Marais entre 2003 et 2006 concordent pour la plupart des paramètres étudiés avec celles précédemment obtenues sur ce bassin [GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999], à l'exception du Cd (test MW, $\alpha = 0{,}05$). Alors que [GARNAUD, 1999] estime le pourcentage particulaire du Cd entre 93 et 100 % (d10 et d90), la fraction particulaire actuelle est comprise entre 65 et 95 %. Cette différence s'explique en grande partie par les concentrations en Cd dissous 5 à 10 fois supérieures à celles de 1996 - 1997. Des évolutions analytiques entre les deux périodes (changement de protocole de minéralisation et/ou de méthode analytique) peuvent en grande partie expliquer ces différences. Par ailleurs, les répartitions dissous – particulaires mesurées entre 2003 et 2006 sur Opur s'avèrent comparables aux valeurs obtenues en 1994 sur les eaux de surverse de l'usine de Clichy [SAGET, 1994].

• Caractéristiques des particules en suspension

Les teneurs (d10, d50 et d90) en MVS, matières oxydables, éléments métalliques et hydrocarbures des particules en suspension sont consignées dans le *tableau C* en annexe. Comme précédemment mentionné pour les concentrations et les flux, les intervalles de distributions (d10 et d90), ainsi que les valeurs médianes font apparaître une relative homogénéité des teneurs sur les six bassins-versants de l'observatoire. Quel que soit le paramètre, l'analyse statistique confirme l'homogénéité des teneurs entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant (test de Wilcoxon, $\alpha = 0{,}05$).

À l'échelle de la zone Opur, les particules véhiculées par les effluents unitaires de temps de pluie sont de nature organique (en médiane 77 % de matières volatiles) et sont caractérisées par des teneurs en matières oxydables importantes (1,31 et 0,46 g $O_2.g^{-1}$ pour la DCO et la DBO_5) *(figure 6)*. Pour ces paramètres, une dispersion modérée des teneurs est observée d'un événement pluvieux à un autre (écarts interquartiles compris entre 18 et 30 %). Pour les éléments métalliques et les hydrocarbures, les teneurs médianes ont été respectivement estimées à 2,9 $\mu g.g^{-1}$ pour le Cd, 442 $\mu g.g^{-1}$ pour le Cu, 408 $\mu g.g^{-1}$ pour le Pb, 3 787 $\mu g.g^{-1}$ pour le Zn, 388 $\mu g.g^{-1}$ pour les HA et 7,42 $\mu g.g^{-1}$ pour les HAP. Comparativement aux paramètres globaux, ces éléments présentent une dispersion plus marquée d'un événement à un autre (écarts interquartiles compris entre 35 et 87 %).

Les teneurs en matières oxydables pour les effluents unitaires de temps de pluie sont systématiquement supérieures à celles mesurées pour les eaux de ruissellement *(tableau C* en annexe*)*, mais restent cependant inférieures à celles des eaux usées de temps sec *(figure 6)*. À l'inverse, les particules de temps de pluie révèlent des teneurs en éléments métalliques et en hydrocarbures très supérieures à celles des particules transportées par les eaux usées, mais inférieures à celles véhiculées par les eaux de ruissellement.

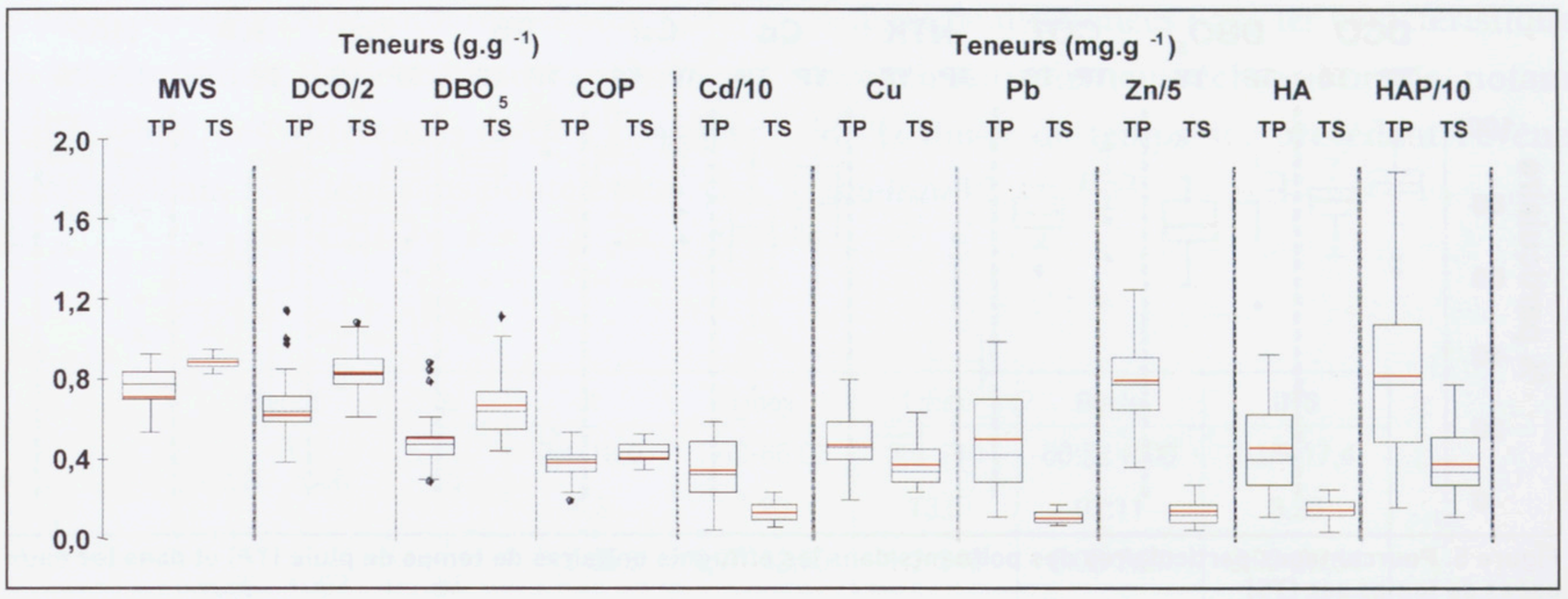


Figure 6. Teneurs en polluants des particules véhiculées par les effluents unitaires de temps de pluie (TP) et les eaux usées de temps sec (TS)

Les teneurs observées pour le bassin-versant du Marais entre 1996 et 1997 sont comparées à celles obtenues entre 2003 et 2006 sur la *figure 7*. Pour les paramètres globaux, le Cu et les HA, les teneurs observées au cours des deux campagnes de mesures s'avèrent statistiquement comparables. En revanche, les teneurs en Pb, Zn, Cd et HAP sont statistiquement inférieures en 2003-2006 par rapport à celles mesurées lors de la campagne de 1996-1997 (test MW, $\alpha = 0{,}05$). Comme nous l'avons précédemment mentionné, des évolutions analytiques entre les deux périodes (changement de protocole de minéralisation et/ou de méthode analytique) peuvent en grande partie expliquer ces différences dans le cas des HAP et du Cd. En revanche, la diminution sensible des teneurs en Pb et la diminution très nette des teneurs en Zn sont à relier, comme pour les flux, à une diminution des apports de ces métaux dans les eaux de ruissellement parisiennes ou à une érosion plus importante du dépôt organique.

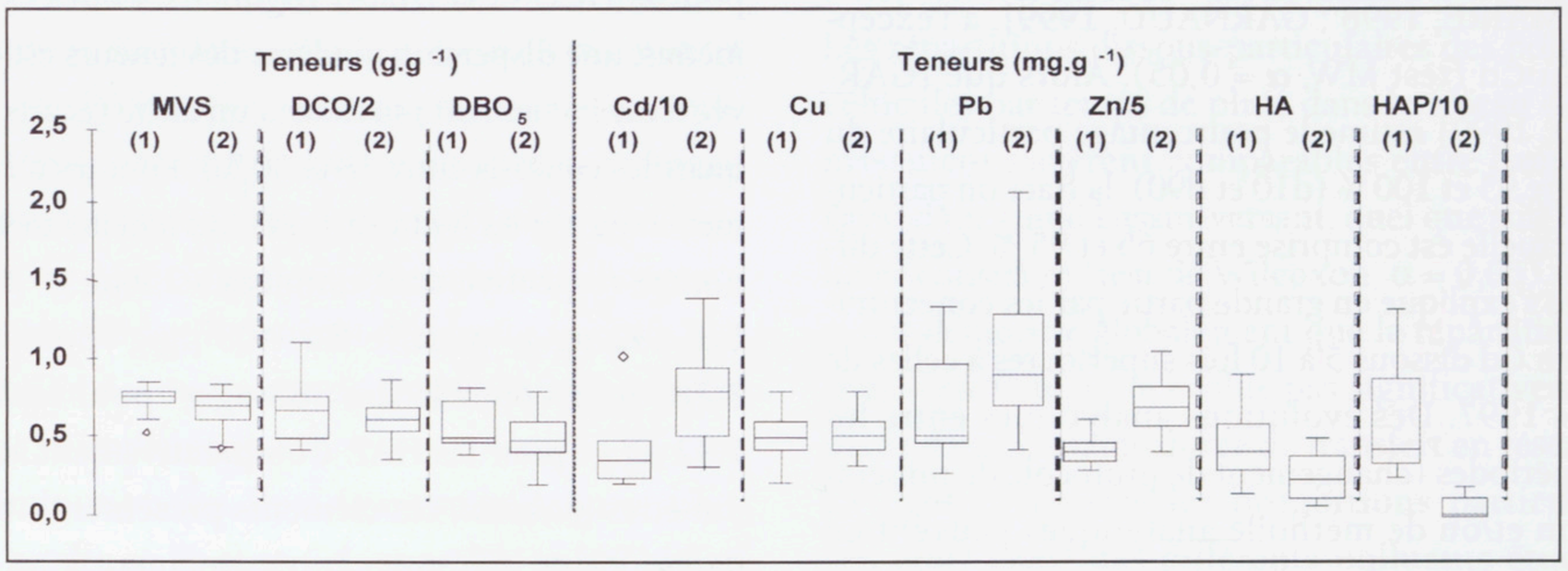


Figure 7. Comparaison des teneurs en polluants sur le bassin-versant du Marais entre 2003 et 2006 (1) et entre 1996 et 1997 (2)

Comparativement à d'autres études menées sur les effluents unitaires de temps de pluie, les teneurs en Cu, Pb et Zn actuellement mesurées sur la zone OPUR se révèlent être supérieures aux valeurs citées dans la littérature par [CHEBBO, 1992] pour le collecteur 13 à Marseille et par [MICHELBACH *et al.*,1992] pour le réseau d'assainissement de Bad Mergendheim en Allemagne, mais apparaissent cependant du même ordre de grandeur dans le cas du Cd (*tableau C* en annexe).

4. Conclusion

Cet article a pour objectif de restituer pour l'ensemble des polluants étudiés au cours de la phase 2 du programme OPUR (paramètres globaux, métaux lourds et hydrocarbures) les principaux résultats obtenus sur les effluents unitaires de temps de pluie. Il vise à répondre à l'une des principales interrogations soulevées au cours de ce projet, à savoir si les flux et la nature des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement parisien évoluent en fonction de la taille des bassins-versants étudiés.

En premier lieu, cette étude met en exergue, quel que soit le type de donnée considéré (concentration, flux, répartition dissous-particulaire et teneur), une variabilité des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie d'un événement pluvieux à un autre. Cette variabilité est intrinsèquement liée à la diversité des événements pluvieux échantillonnés.

En dépit de cette variabilité temporelle, une relative homogénéité des concentrations et des flux de polluants véhiculés par les effluents unitaires de temps de pluie est observée, à l'échelle de l'événement pluvieux, entre l'amont et l'aval d'un grand bassin-versant (de 42 à 2 581 ha). Cette première observation indique que la qualité des effluents unitaires demeure relativement homogène à partir d'une certaine échelle spatiale, en l'occurrence à partir du bassin-versant du Marais (42 ha). La comparaison des concentrations des effluents unitaires de temps de pluie à celles des eaux usées et des eaux de ruissellement discrimine deux groupes. Un premier groupe d'éléments, regroupant les MES, les MVS, la DCO, la DBO_5, le COT, le Cu, les HA et les HAP, présente des concentrations dans les effluents unitaires supérieures à celles rapportées pour les eaux usées et les eaux de ruissellement. À l'inverse, les concentrations en Cd, Pb et Zn des effluents unitaires s'avèrent nettement inférieures à celles des eaux de ruissellement.

De même, la répartition dissous-particulaire et les teneurs des particules s'avèrent relativement homogènes, quelle que soit l'échelle spatiale considérée. Cette observation atteste que la nature des polluants n'évolue pas en fonction de la durée de transfert en réseau. Les particules s'avèrent globalement le principal vecteur de la pollution de temps de pluie pour les matières organiques, les éléments métalliques et les hydrocarbures. Ces particules sont de nature organique et présentent des teneurs importantes en métaux lourds et en HAP comparativement aux eaux usées de temps sec.

Globalement, cet article démontre que les caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement parisien, pour des bassins-versants comparables en termes d'occupation des sols, demeurent relativement homogènes à partir d'une certaine échelle spatiale. Cette observation suggère que la qualité des effluents unitaires de temps de pluie n'évolue pas, pour ces bassins, en fonction de l'échelle spatiale, mais semble plutôt dépendre des caractéristiques des événements pluvieux échantillonnés.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine Normandie (AESN), le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP) et la municipalité de Paris.

Bibliographie

AHYERRE M. (1999) : "Bilan et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatique et Géochimie, Université Paris VI, 209 p.

AZIMI S. (2004) : "Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Ile-de-France." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 336 p.

CHEBBO G. (1992) : "Solides des rejets pluvieux urbains: caractérisation et traitabilité." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 413 p.

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., MOILLERON R., VARRAULT G. (2006) : "OPUR : un observatoire des polluants urbains en Île-de-France. " Techniques Sciences et Méthodes.

DIAZ-FIERROS T. F., PUERTA J., SUAREZ J. et DIAZ-FIERROS V. F. (2002) : "Contaminant loads of CSOs at the wastewater treatment plant of a city in NW Spain." Urban Water *4(3), 291-299.*

GARNAUD S. (1999) : "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin-versant urbain." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 395 p.

GASPERI J. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution en hydrocarbures transitant dans le réseau d'assainissement parisien." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées.

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants de

temps sec dans le réseau d'assainissement unitaire parisien." TSM, *n°11.*

GONZALEZ A. (2001) : "Transport et distribution des hydrocarbures aliphatique et aromatique dans le bassin expérimental du Marais à Paris." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, Université Paris 12, 313 p.

GROMAIRE M.-C. (1998) : "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : origines et caractéristiques." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 507 p.

GROMAIRE M.-C., GARNZAUD S., MOILLERON R., CHEBBO G. (2001) : "Contribution des différentes sources à la pollution des effluents unitaires de temps de pluie". TSM, *n°5, p. 72-86.*

KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2004) : "Représentativité des prélèvements par préleveurs automatiques dans un réseau d'assainissement unitaire : cas d'Opur." Colloque d'Hydrotechniques, 179e session du comité scientifique et technique, 117-126.

KAFI-BENYAHIA M. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 482 p.

LEE J. H., BANG K. W. (2000) : "Characterization of urban stormwater runoff." Water Research *34(6), 1773-1780.*

MICHELBACHL S., WÖRHLE C. (1992) : "Settleatble solids in combined sewer system: measurement, quantity, characteristics." Water Science and Technology *25(8), 181-188.*

MOILLERON R., GONZALEZ A., CHEBBO G., THÉVENOT D. R. (2002) : "Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" catchment in Paris centre." Water Research *36, 1275-128.*

RULE K. L., COMBER S. D. W., ROSS D., THORNTON A., MAKROPOULOS C. K, RAUTIU R. (2006) : "Sources of priority substances entering an urban wastewater catchment: trace organic chemicals." Chemosphere *63(4), 581-591.*

SAGET A. (1994) : "Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimension des ouvrages d'interception." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 333 p.

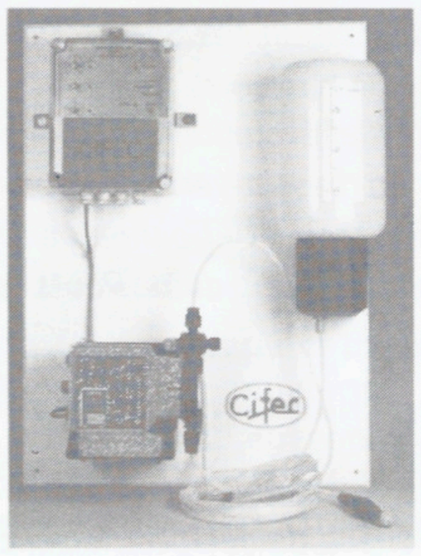
SUAREZ J., PUERTAS J. (2005) : "Determination of COD, BOD, and suspended solids loads during combined sewer overflow (CSO) events in some combined catchments in Spain." Ecological Engineering *24(3): 199-217.*

Dossier spécial TSM (2001) : "Génération et transport de la pollution urbaine par temps de pluie." TSM *n°5, mai 2001.*

TUKEY J. W. (1977) : "Exploratory data analysis". Adsison-Wesley, Reading, *Massachusetts.*

WALLINDER I. O., VERBIEST P. W. et LEYGRAF C. (1998) : "The influence of patina age and pollutant levels on the runoff rate of zinc from roofing materials." Corrosion Science *40(11), 1977-1982.*

CIFEC INFO 500b



DESINFECTION des EAUX à DEBIT VARIABLE
Sources, captages, points d'eau isolés dépourvus ou non d'électricité
STERECONOME

Equipement de chloration proportionnelle au débit d'eau à traiter
avec ou sans raccordement au réseau électrique.
POLYVALENT: eau de javel, hypochlorites, chlore gazeux.
AUTONOMIE ELECTRIQUE: 6 mois par batterie,
totale par panneau solaire ou réseau électrique.
Prémontage sur panneau en option (voir photo)

Notice gratuite sur demande CIFEC N°500b - Préciser votre spécialité

CIFEC, 12 bis rue du Cdt Pilot, F92200 Neuilly/Seine - **Tél: 33 (0)1 4640 4949**, Fax: 33 (0)1 4640 0087, Email: info@cifec-sa.fr, Web: www.cifec-sa.fr

Bassin-versant	MES	MVS	DCO	DBO_5	COT	NTK	Cd	Cu	Pb	Zn	HA	HAP
	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$
Marais	198-495 303	152-333 227	297-737 476	108-290 240	73-200 139	13-29 20	1,10-2,41 1,70	71-267 160	82-396 188	982-1 938 1 467	141-265 179	1,11-4,53 1,95
Sébastopol	144-358 267	131-290 214	281-539 380	145-222 186	86-168 135	19-33 25	0,54-1,52 1,10	62-266 110	33-159 85	870-1 760 1 090	76-254 173	1,0-3,08 2,1
Quais	162-339 233	124-279 170	281-561 351	121-216 131	73-170 104	19-36 24	0,30-1,29 0,87	67-172 90	34-195 61	602-1 352 810	64-170 85	1,1-2,0 1,7
Clichy centre	174-317 250	148-257 206	292-474 405	119-207 151	85-140 123	15-35 25	0,70-1,46 0,90	76-159 120	72-230 93	773-1 390 1 040	54-210 154	1,4-3,5 2,1
Coteaux aval	277-401 381	211-325 283	409-682 569	140-209 190	130-199 158	20-36 30	1,02-3,01 2,02	123-225 175	90-337 133	1 246-2 040 1 540	155-314 275	3,6-5,2 4,0
Clichy aval	203-343 265	153-253 184	327-504 406	114-219 142	21-140 108	15-39 25	0,62-1,71 1,05	80-180 130	59-289 118	770-1 850 1 094	113-215 150	1,7-4,9 2,4
Temps de pluie OPUR	174-403 279	135-317 213	286-633 432	116-244 158	77-181 121	15-35 25	0,64-2,03 1,20	66-231 130	55-289 98	760-1 832 1 120	68-276 168	1,04-4,81 2,12
Marais [1] (1996 - 1997)	121-519 221	87-331 140	190-639 331	81-262 139	-	-	0,8-3,3 1,5	58-208 117	132-377 211	1 024-3 343 1 530	57-312 169	<0,01-0,9 0,2
Temps sec OPUR [2]	157-243 198	140-211 171	315-528 388	133-211 181	97-147 116	30-43 36	0,28-0,70 0,50	60-115 81	16-34 22	131-388 172	31-94 44	0,37-1,21 0,80
Ruissellement Marais [3]	30-75 36	15-40 20	43-113 56	8-25 11	-	< 4 (*)	1,4-4,1 1,8	37-131 56	257-724 425	2 297-8 877 3 199	72-342 157	0,34-1,86 0,76
Base Qastor [4]	267-570 421	215	381-632 478	118-231 153	-	24-29 27	6-26 13	-	198-566 393	837-2 276 1 395	-	-
Temps de pluie littérature [5]	281-394 309	-	306-537 394	103-220 155	-	17-43 31	-	-	10-90	-	-	0,5-1,6

(1) Données obtenues pour les effluents unitaires de temps de pluie sur le bassin-versant du Marais entre 1996 et 1997 [GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; GONZALEZ, 2001].
(2) Données pour les eaux usées de temps sec sur l'ensemble de la zone OPUR [GASPERI *et al.*, 2006].
(3) Données relatives aux eaux de ruissellement pour le bassin du Marais selon la ventilation des surfaces et leur coefficient de ruissellement respectif [GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; GONZALEZ, 2001].
(4) Valeurs issues de la base Qastor pour quelques bassins d'Île-de-France [SAGET, 1994].
(5) Littérature relative aux effluents unitaires de temps de pluie [DIAZ-FIERROS *et al.*, 2002 ; LEE et BANG, 2000 ; RULE *et al.*, 2006 ; SUAREZ et PUERTAS, 2005].
(*) LEE et BANG (2000), d10 = premier décile, d50 = médiane, d90 = dernier décile.

Tableau A. Concentrations en polluants (d10, d50 et d90) des effluents unitaires de temps de pluie à l'échelle de l'événement pluvieux

Bassin-versant	MES	MVS	DCO	DBO_5	COT	NTK	Cd	Cu	Pb	Zn	HA	HAP
	kg.ha actif $^{-1}$						g.ha actif^{-1}					mg.ha actif^{-1}
Marais	15-56 31	11-43 19	25-87 45	12-38 16	7-23 11	1-4 2	0,08-0,38 0,16	8-31 14	9-44 14	77-338 138	5-62 13	65-439 106
Sébastopol	7-34 19	7-27 15	13-55 29	10-22 15	4-16 9	1-4 2	0,04-0,19 0,09	3-19 9	2-20 5	33-206 79	6-17 10	36-192 175
Quais	11-31 15	9-20 11	21-38 26	8-21 12	6-13 8	1-3 2	0,02-0,09 0,06	5-18 6	2-19 4	40-132 54	4-45 7	84-350 93
Clichy centre	24-60 35	20-44 31	37-84 57	14-27 22	11-21 17	2-4 3	0,08-0,22 0,13	12-29 14	9-42 13	94-273 142	4-56 19	104-523 215
Coteaux aval	10-85 28	8-68 19	16-143 41	5-43 12	5-39 11	1-5 2	0,04-0,32 0,14	5-33 10	3-41 9	44-281 99	9-43 20	76-352 113
Clichy aval	20-54 31	14-36 21	33-76 48	12-25 21	2-20 13	2-4 3	0,04-0,29 0,21	8-34 15	4-52 17	62-339 164	10-48 17	156-352 251
Temps de pluie Opur	11-61 27	9-43 19	19-87 39	9-33 16	6-24 11	1-4 2	0,04-0,28 0,10	4-31 13	2-42 11	42-274 98	4-64 13	50-426 142
Marais [1] (1996 - 1997)	9-37 18	7-23 13	15-52 28	6-20 11	-	-	0,07-0,31 0,18	6-29 10	7-53 22	95-359 172	6-37 14	9-123 55
Marais Ruissellement [2]	1,0-2,4 1,1	0,5-1,3 0,6	1,4-3,6 1,8	0,3-0,8 0,4	-	-	0,04-0,13 0,06	1,2-4,2 1,8	8,2-23,1 13,6	73-283 102	2,3-10,9 5,0	10,9-59,4 24,3

(1) Flux par unité de surface active sur le bassin versant du Marais entre 1996 et 1997 [GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; GONZALEZ, 2001].
(2) Flux générés par les eaux de ruissellement à l'échelle du bassin-versant du Marais, d10 = premier décile, d50 = médiane, d90 = dernier décile.

Tableau B. Flux par unité de surface active des polluants (d10, d50 et d90) à l'échelle de l'événement pluvieux

Bassin-versant	MVS	DCO	DBO_5	COP	NTK	Cd	Cu	Pb	Zn	18	HAP
	$g.g^{-1}$	g $O_2.g^{-1}$	g $O_2.g^{-1}$	g $C.g^{-1}$	g $N.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$	$\mu g.g^{-1}$
Marais	0,62-0,83 0,76	0,87-1,63 1,35	0,44-0,76 0,49	0,26-0,44 0,39	0,02-0,04 0,03	2.17 -6,93 3,52	350-615 479	383-1 230 489	3 067-5 871 3 945	161-781 390	3,07-13,26 4,39
Sébastopol	0,73-0,89 0,81	1,15 -1,39 1,22	0,39-0,62 0,45	0,38-0,45 0,40	0,03-0,04 0,04	0,54-3,76 3,00	349-710 426	231-584 277	2 976-5 332 3 912	177-720 475	5,90-10,48 7,88
Quais	0,67-0,84 0,76	0,97-1,38 1,28	0,38-0,65 0,46	0,31-0,43 0,39	0,03-0,05 0,04	0,86-4,02 1,07	245-550 385	150-544 287	2 230-3 765 2 921	208-625 355	5,24-7,82 6,74
Clichy centre	0,68-0,83 0,80	1,06-1,80 1,32	0,39-0,75 0,48	0,29-0,46 0,38	0,03-0,05 0,04	1,97-4,81 2,60	388-593 442	298-737 419	3 141-5 079 3 930	338-705 608	2,89-13,81 9,04
Coteaux aval	0,64-0,80 0,76	1,13-1,52 1,28	0,30-0,49 0,44	0,32-0,46 0,38	0,03-0,04 0,03	2,59-6,95 4,26	330-646 461	264-1 014 344	3 179-5 343 4 280	128-725 518	8,81-12,44 9,18
Clichy aval	0,61-0,82 0,74	1,03-1,47 1,34	0,37-0,54 0,47	0,26-0,41 0,39	0,03-0,04 0,04	2,39-5,05 3,57	335-647 422	180-1 092 474	2 512-6 270 3 787	196-733 391	5,17-14.41 8,32
Temps de pluie OPUR	0,66-0,84 0,77	0,96-1,54 1,31	0,34-0,74 0,46	0,29-0,45 0,39	0,03-0,04 0,03	1,0-5,5 2,9	296-664 442	225-825 408	2 591-5 401 3 770	129-749 388	3,36-13,7 7,42
Marais [1] (1996 - 1997)	0,55-0,78 0,68	0,92-1,48 1,23	0,30-0,65 0,47	-	-	4-11 8	390-700 500	600-1 600 900	4 700-9 000 6 900	129-749 199	< 0,01-5,20 0,20
Temps sec [2] OPUR	0,84-0,91 0,88	1,44-1,88 1,56	0,47-0,83 0,61	0,39-0,48 0,44	0,03-0,05 0,04	0,80-2,70 1,40	261-517 357	71-134 106	323-1 320 598	78-230 135	1,3-6,08 3,32
Base Qastor[3]	-	-	-	-	-	6-17 12	420-681 612	433-1 755 704	3 421-8 765 6 018	-	-
Ruissellement Marais [4]	0,40-0,59 0,54	0,73-1,29 1,05	0,11-0,24 0,19	-	-	4-11 8	434-977 653	4 129-6 278 4 953	5 385-19 252 14 435	171-4 070 530	3,1-19,4 15,1
Temps de pluie littérature [5]	0,24-0,55	0,93-1,34	0,23-0,60	-	-	1,55-6,52	73-187	33-294	1 136-1 880	-	-

(1) Données obtenues pour les effluents de temps de pluie sur le bassin-versant du Marais entre 1996 et 1997 (GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; GONZALEZ, 2001).
(2) Données pour les eaux usées de temps sec sur l'ensemble de la zone OPUR [GASPERI et al., 2006].
(3) Base Qastor réalisée par SAGET (1994) pour quelques bassins d'Île-de-France.
(4) Données relatives aux eaux de ruissellement pour le bassin du Marais selon la ventilation des surfaces et leur coefficient de ruissellement respectif [GROMAIRE, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; GONZALEZ, 2001].
(5) Teneurs mesurées pour des effluents unitaires de temps de pluie [CHEBBO, 1992 ; MICHELBACH *et al.*, 1992], d10 = premier décile, d50 = médiane, d90 = dernier décile.

Tableau C. Teneurs en polluants (d10, d50 et d90) des particules véhiculées par les effluents unitaires de temps de pluie

FAX...FAX...FAX...FAX

NOUVEAUX PRODUITS pour la DESINFECTION et le TRAITEMENT des EAUX

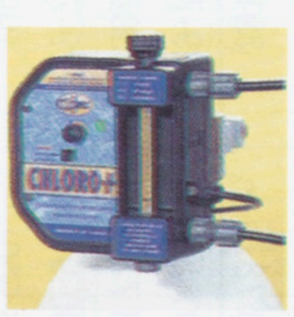
① *Cochez ☐ les produits dont vous voulez recevoir la documentation*

☐ Electrochloration

Fabrication in situ
d'hypochlorite de sodium
par électrolyse
du chlorure de sodium (sel)
5 g/h à 100 kg/h

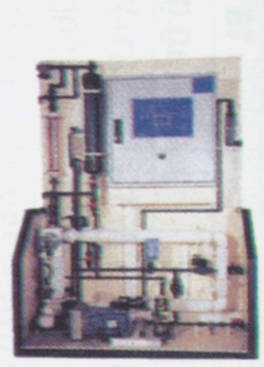
☐ CHLORO+® chloromètre

Garanti 5 ans
+ de qualité
corps en chloraflon®
+ de sécurité
chargeur de joint
de Pb
+ de précision
pointeau protégé sonique



☐ BIOXY® générateur de bioxyde pur

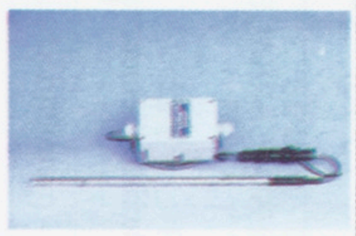
- boucle d'enrichissement en chloraflon
- synoptique intégré
- contrôleur de rendement



☐ CHLORSCAN® SAGEP

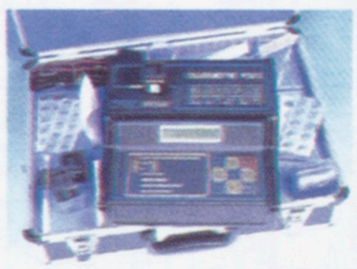
- sonde chlore actif sans entretien,
- pas d'étalonnage
- transmetteur

Option analyseur intelligent avec régulateur
Option chlore libre



☐ PCM2® colorimètre portable de précision

Nouvelle méthode
à l'**amarante** pour
l'analyse
spécifique du
bioxyde de chlore

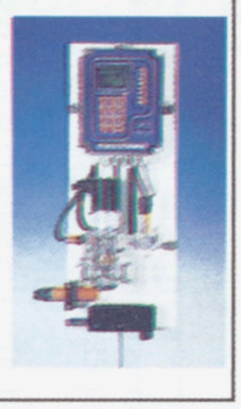


☐ MARCELLUS® générateur compact de bioxyde

- pas de débit minimum
- synoptique intégré

☐ REGULATION CHLORE AS20 analyseur intelligent

- liaison numérique RS485
- enregistreur d'événement intégré
- régulateur intégré



☐ TRUITEL

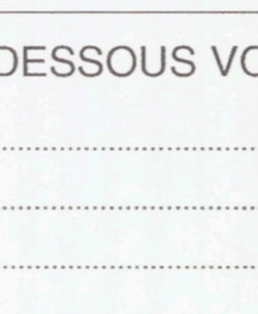
- détecteur de pollution par surveillance des mouvements de truitelles
- graphique
- seuils multiples
- sonar numérique anti-interférences

☐ AFFICHAGE REGLEMENTAIRE

- Panneau plastique 45x31 cm
  à placer dans tout local de chloration
- Plaque "DEPOT CHLORE" 20x13 cm
  à placer sur tout local de chloration

☐ MODULO +® vanne modulante de chlore gazeux

- dosage de précision même sur les petits débits mini. 1,5 g/h
- en chloraflon®
- régulateur intégré

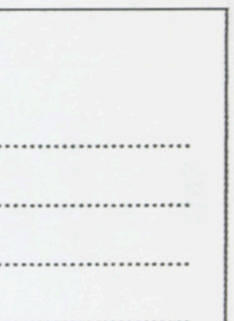


☐ Balance hydraulique

- pour bouteille de chlore ou SO_2
- suivi de la consommation et anticipation d'un changement de bouteille.

☐ Détecteur de CO monoxyde de carbone (boîtier de poche)

☐ Générateur Cl_2 gazeux de poche pour test détecteur de fuite.



☐ Détecteur de fuite Cl_2, SO_2 CLO_2, O_3 (installation murale)

② INDIQUEZ CI-DESSOUS VOS COORDONNÉES :

Organisme..... Mme, Mlle, M..... Prénom.....
Activité..... Spécialité..... Fonction.....
Service.....
Tél..... Fax..... e-mail .....
Adresse.....
Code Postal..... Ville..... Pays.....

③ *Feuillet à copier et faxer ou envoyer à :*

CIFEC - 12 bis rue du Cdt Pilot - 92200 Neuilly sur Seine - FRANCE
Fax : 33 (0)1 4640 0087 - Tél : 33 (0)1 4640 4949
e-mail : info@cifec-sa.fr *web : www.cifec-sa.fr*

Vitesse de sédimentation des polluants particulaires des effluents unitaires de temps de pluie

■ M.-C. GROMAIRE[1], M. KAFI-BENYAHIA[1], J. GASPERI[2], M. SAAD[1], R. MOILLERON[2], G. CHEBBO[1,3]

Mots-clés : décantabilité, pluvial, réseau unitaire, vitesse de chute, VICAS, VICPOL, matière organique, métaux, HAP

1. Introduction

La majeure partie des polluants véhiculés par les effluents urbains de temps de pluie, se présentent sous forme particulaire [CHEBBO, 1992 ; BERTRAND-KRAJEWSKI, 1994 ; GROMAIRE-MERTZ, 1998 ; GASPERI et *al.*, 2006]. Par ailleurs, les particules transportées en suspension par les RUTP sont également apparues comme facilement décantables, en dépit de leur granulométrie relativement fine caractérisée par un diamètre médian d_{50} de 30 à 40 µm [CHEBBO, 1992]. De ce fait, la décantation est souvent privilégiée lors de la mise en place de dispositifs de traitement des effluents de temps de pluie.

La conception et le dimensionnement de ces ouvrages, de même que la description des phénomènes de transport solide dans les outils de simulation numérique, nécessitent une connaissance fine de la nature des MES : vitesse de sédimentation des particules en premier lieu, mais également vitesses de sédimentation des divers polluants associés à ces particules. En effet, la distribution des polluants peut ne pas être uniforme sur l'ensemble des particules. Divers auteurs ont noté la propension des micropolluants à se lier aux granulométries les plus fines [COLANDINI et *al.*, 1995 ; SANSALONNE et BUCHBERGER, 1997]. De ce fait, l'efficacité de la décantation est susceptible de varier en fonction du polluant considéré.

Les connaissances actuelles sur la vitesse de sédimentation des MES restent encore assez limitées : les bases de données disponibles sont réduites et montrent une forte variabilité des résultats d'une pluie à une autre sur un même site et d'autre part d'un site de mesure à un autre. Les résultats les plus récents conduisent [GROMAIRE et *al.*, 2001] de plus à tempérer quelque peu le postulat de « forte décantabilité des eaux pluviales » en vogue depuis les années 1990. Par ailleurs, nous ne disposions d'aucune information au lancement de cette étude sur le comportement à la décantation des divers polluants.

L'un des objectifs du projet de recherche « Évolution spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires » (programme OPUR, phase 2) visait à mieux cerner les caractéristiques des particules transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement parisien à différentes échelles spatiales, de façon à :

- compléter les données disponibles concernant la vitesse de sédimentation des MES dans les effluents unitaires de temps de pluie,
- donner de premiers éléments sur la distribution des polluants par classes de vitesses de chute et donc la décantabilité de ces polluants.

Cet article synthétise les résultats obtenus en termes de vitesse de chute des MES des effluents unitaires de temps de pluie d'OPUR, ainsi qu'en termes de vitesse de chute des matières organiques particulaires (DCOp, COP), de l'azote particulaire, des métaux particulaires (Cup, Pbp, Znp), des HAP particulaires, ainsi qu'en termes de distribution de ces polluants particulaires par classes de vitesses de chute des MES.

1 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes 6-8 avenue Blaise Pascal, 77455 Marne-la-Vallée, France.
2 CEREVE Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris 12-Val de Marne, 61 avenue du Général De Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
3 Faculté de Génie Université Libanaise, route de l'Aéroport, Beyrouth, Liban.

2. Méthodes expérimentales

2.1. Protocoles de mesure de la vitesse de sédimentation des effluents urbains

• Description des protocoles de mesure

Deux protocoles de mesure de la vitesse de chute, destinés à la caractérisation des effluents pluviaux urbains, ont été développés au CEREVE. Il s'agit des protocoles VICAS et VICPOL. Ces protocoles ont été conçus de façon à permettre la mesure des vitesses de sédimentation directement sur l'effluent brut (sans prétraitement de l'échantillon susceptible de modifier les caractéristiques des particules), immédiatement après échantillonnage (pour éviter les biais liés à la conservation) et avec une relative simplicité de mise en œuvre.

Les deux protocoles sont basés sur la mesure de la décantation en colonne, en eau calme, en suivant le principe de la suspension homogène.

- *VICAS*

Le protocole VICAS permet, au moyen d'une colonne de décantation peu encombrante, peu coûteuse et simple à manipuler, de faire la mesure de vitesse de chute des MES sur un échantillon de volume réduit (4,5 litres).

Au temps initial, la colonne de sédimentation est remplie avec un mélange homogène de l'effluent, les particules sont donc réparties uniformément sur toute la hauteur de sédimentation. Les solides ayant décanté pendant un intervalle de temps prédéfini sont récupérés dans le fond de la colonne de sédimentation. Leur masse est pesée ce qui permet de déterminer l'évolution de la masse cumulée M(t) du dépôt en fonction du temps t. Une analyse théorique montre que la courbe M(t) peut s'écrire sous la forme :

$$M(t) = S(t) + t\,\frac{dM(t)}{dt} \qquad \text{(équation 1)},$$

avec

M(t) : masse cumulée de particules décantées au pied de la colonne entre t=0 et t,

S(t) : masse de particules décantées entre t=0 et t ayant une vitesse de chute supérieure à H/t, où H est la hauteur d'eau dans la colonne,

tdM/dt : masse de particules décantées au temps t ayant une vitesse de chute inférieure à H/t.

Le mesurage permet de déterminer la courbe S(t) et de la transformer en courbe F(Vs) indiquant le pourcentage cumulé F (en %) de la masse totale de particules ayant une vitesse de chute inférieure à Vs (en mm/s).

Une description complète du protocole VICAS est donnée par [CHEBBO et *al.*, 2003a].

- *VICPOL*

Le protocole VICPOL [GROMAIRE et *al.*, 2003] permet la mesure de la vitesse de sédimentation des polluants et micropolluants associés aux particules. Sa mise en œuvre nécessite un volume d'échantillon nettement plus important : 20 litres minimum.

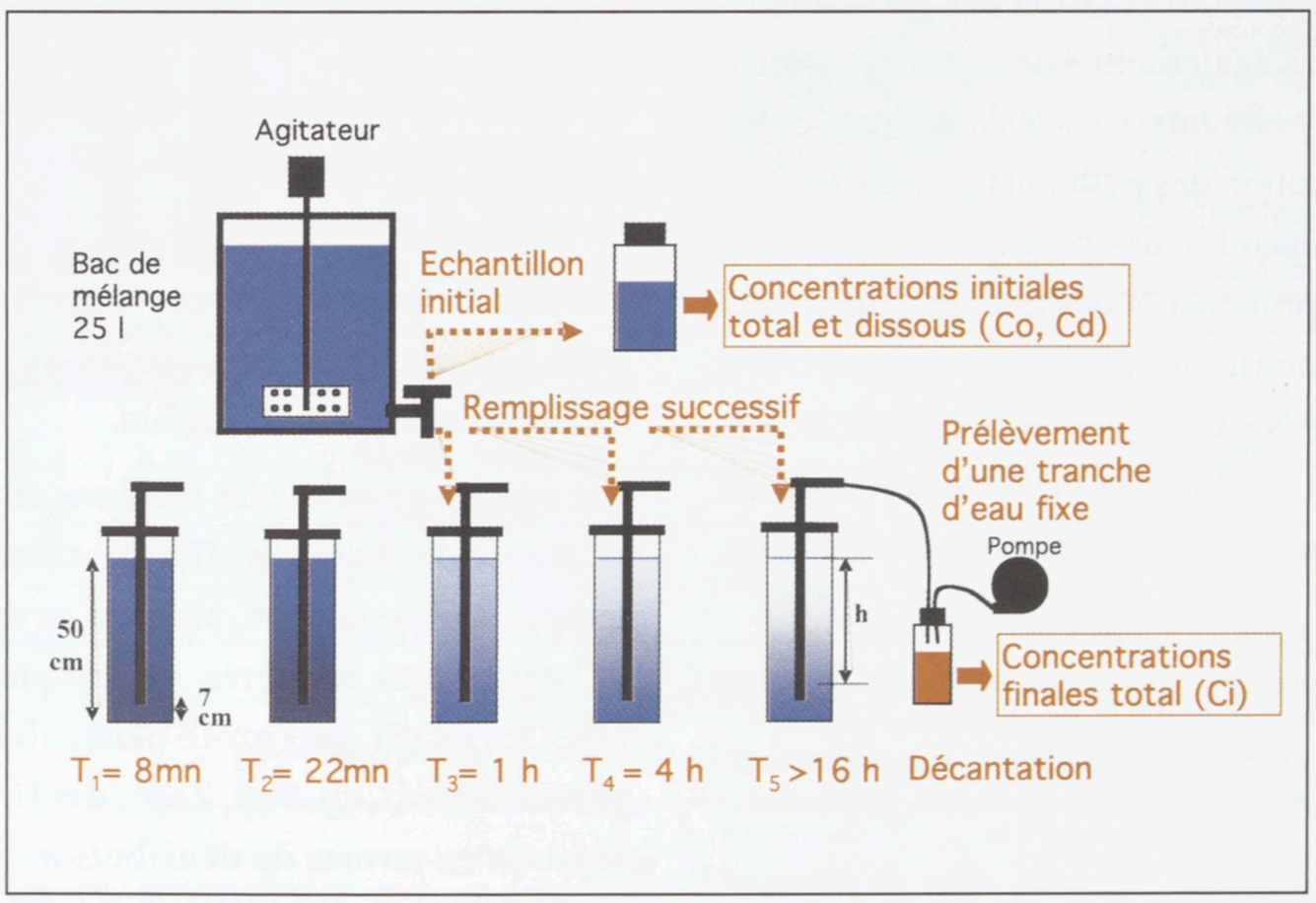


Figure 1. Schéma de principe du protocole VICPOL

Le principe est celui de la suspension homogène de type B (selon la classification de [CHEBBO et *al.*, 2003b]), c'est-à-dire le suivi de la diminution de la concentration Ci en un point donné d'une colonne de sédimentation, en fonction de la durée de décantation ti. VICPOL met en œuvre cinq colonnes de décantation, munies chacune d'un dispositif permettant de prélever au bout d'un temps de décantation ti, différent pour chaque colonne, une tranche d'eau horizontale correspondant à une hauteur de chute moyenne de 40 cm et à un volume de 750 ml. Le pourcentage de particules qui ont une vitesse de chute inférieure à Vs est donné directement par F(Vs) = 100 Ci/Coi, où Ci est la concentration en polluant particulaire mesurée sur le prélèvement effectué dans la colonne i, au bout du temps de décantation ti, et Coi est la concentration en polluant particulaire mesurée sur un échantillon prélevé lors du remplissage de cette même colonne i.

Le protocole VICPOL a été appliqué aux polluants suivants : DCO, COP, NTK, Cu, Pb, Zn, HAP. Dans le cas du COP et des HAP, les concentrations sont mesurées directement sur les particules. Dans le cas de la DCO, du NTK et des métaux, les concentrations particulaires sont déterminées par différences entre la concentration totale et la concentration du dissous (filtré à 0,45 µm).

• Incertitude de mesure de la vitesse de chute

Les incertitudes sur la mesure des vitesses de chute associées aux protocoles VICAS et VICPOL ont été évaluées à partir des tests de répétabilité sur des échantillons d'effluent unitaire de temps de pluie. La reproductibilité du protocole VICAS a été évaluée pour les MES et les MVS à partir de six réplicats de décantation d'un même échantillon, en utilisant six colonnes VICAS en parallèle. La répétabilité du protocole VICPOL a été évaluée pour trois temps de décantation : 8 min, 22 min et 4 h. Pour chacun de ces temps de décantation, dix réplicats de décantation sont réalisés en parallèle dans dix colonnes VICPOL. Les paramètres analysés sont : MES, MVS et/ou COP, et DCO.

Ces tests montrent une bonne répétabilité des vitesses de chute mesurées.

Dans le cas de VICAS, les incertitudes au seuil de confiance de 95 % sont d'autant plus faibles que la vitesse de chute mesurée est forte. Elles varient de ±14,8 % (Vc < 0,01 mm/s) à ±1,4 % (Vc < 10 mm/s) pour les MES et de 12,1 % à ±1,7 % pour les MVS.

Dans le cas de VICPOL, les incertitudes de mesure sur les F(Vc) au seuil de confiance de 95 % sont au maximum de l'ordre de ±14 % pour les MES, de ±12 % pour les MVS, ±21 % pour la DCO et ±16 % pour le COP.

• Intercomparaison des deux protocoles

Des tests d'intercomparaison des deux protocoles, en termes de vitesse de chute des MES et du COP, ont été réalisés pour quatre événements pluvieux. La comparaison des distributions de vitesse de chute obtenues par les deux protocoles ne fait pas apparaître de différences significatives, les écarts restant dans tous les cas inférieurs aux incertitudes de mesure citées plus haut.

2.2. Description des échantillons étudiés

• Échantillons étudiés en termes de vitesse de chute des MES et du COP

Les mesures de vitesses de chute des MES et du COP ont été réalisées sur 30 échantillons moyens d'effluents unitaires de temps de pluie, collectés aux exutoires des différents bassins-versants de l'OPUR, à Paris. Les caractéristiques de ces bassins-versants (surface, population, longueur hydraulique) ainsi que la description des dispositifs d'échantillonnage sont données dans le *tableau I*

	Précipitations (mm)	I moy ($mm.h^{-1}$)	I max* ($mm.h^{-1}$)	Durée** (h:min)	DTS** (jour)	MES (mg/l)	COP/MES (g/g)
Minimum	2,1	1,0	2,5	0:28	0,0	123	0,18
Médiane	8,1	1,9	9,7	3:30	1,3	272	0,38
Maximum	30,1	15,4	240,0	10:38	13,8	520	0,51

(*) I max : Intensité maximale sur la durée de remplissage d'un auget (0,2 mm), (**) Durée de pluie, (***) : DTS : Durée de temps sec précédant l'événement

Tableau I. Pluviométrie des événements pluvieux échantillonnés

	MES (mg/l)	COP/MES (g/g)	DCOp/MES (g/g)	NTKp/MES (gN/g)	Cup/MES (mg/g)	Pbp/MES (mg/g)	Znp/MES (mg/g)
Minimum	154	0,28	0,82	0,02	0,33	0,30	3,13
Médiane	288	0,37	1,31	0,03	0,43	0,59	4,04
Maximum	509	0,44	1,63	0,06	0,66	1,25	5,76

Tableau II. Caractéristiques des échantillons analysés en termes de vitesse de chute des matières organiques, azotées et des métaux

Les échantillons ont cependant été collectés majoritairement aux exutoires de deux des bassins-versants correspondant à deux échelles spatiales différentes : Marais (42 ha - 13 événements pluvieux étudiés) et Clichy Centre (942 ha - 8 événements pluvieux étudiés). Six événements pluvieux ont été étudiés simultanément sur les deux bassins-versants, et seront exploités pour analyser la variabilité spatiale en termes de vitesses de chute des MES et du COP.

Par ailleurs, les vitesses de chute des MES des eaux usées de temps sec ont été évaluées pour 11 échantillons moyens journaliers collectés aux exutoires des différents bassins-versants OPUR [KAFI-BENYAHIA, 2006].

Nous nous réfèrerons également dans l'analyse des résultats aux données de vitesses de chute mesurées en 1996 - 1997, au moyen du protocole VICAS, sur 51 échantillons moyens d'eaux de ruissellement de chaussées collectés au niveau de six rues du bassin-versant du Marais [GROMAIRE-MERTZ, 1998].

• Échantillons étudiés en termes de vitesse de chute des polluants et micropolluants

Les vitesses de décantation du COP, de la DCO particulaire, du NTK particulaire et des métaux particulaires (Cu, Pb, Zn) ont été mesurées au moyen du protocole VICPOL, en plus de la vitesse de chute des MES, pour sept événements pluvieux échantillonnés à l'exutoire du Marais et pour deux événements pluvieux échantillonnés sur Clichy Centre. Les caractéristiques de ces échantillons, en termes de concentration en MES, de teneurs en matière organique et en azote ainsi que de teneurs en métaux des particules sont synthétisées dans le *tableau II*. Ces concentrations et teneurs varient significativement d'un échantillon à l'autre et couvrent toute la gamme des valeurs observées sur la globalité des campagnes de mesure sur OPUR (voir [GASPERI et *al.*, 2006]).

Les vitesses de décantation des HAP particulaires (somme des 6 HAP cités dans la réglementation européenne) ont été mesurées en parallèle avec la vitesse de chute des MES, au moyen du protocole VICPOL, pour quatre événements pluvieux échantillonnés à l'exutoire du Marais et pour trois événements pluvieux échantillonnés sur Clichy Centre. Les concentrations en MES et les teneurs en HAP sont données dans le *tableau III*. Là encore, les échantillons couvrent une gamme variée de concentrations correspondant à celle observée dans les effluents de temps de pluie de l'OPUR.

3. Résultats et discussion

3.1. Vitesse de sédimentation des MES et du carbone organique

• Ordre de grandeur des déciles V50 et V30

Les ordres de grandeur des vitesses de chute mesurées sur les effluents unitaires d'OPUR sont présentés dans le *tableau IV*. Ils sont comparés aux valeurs mesurées à l'exutoire du Marais en 1996 – 1997, et aux vitesses de chute mesurées au moyen du protocole VICAS sur divers autres sites. Rappelons que le V50 correspond à la vitesse de chute dépassée par 50 % en masse des particules (ou 50 % en masse de la fraction particulaire du polluant considéré), et le V30 correspond à la vitesse de chute dépassée par 70 % en masse des particules (ou 70 % en masse de la fraction particulaire du polluant considéré).

	MES (mg/l)	HAPp/MES (µg/g)
Minimum	191	1,67
Médiane	274	4,66
Maximum	448	9,48

Tableau III. Caractéristiques des échantillons analysés en termes de vitesse de chute des HAP[5]

5 Par HAP, nous entendons ici la somme des 6 HAP de la réglementation européenne (fluoranthène, benzo(a)pyrène, benzo(b)pyrène, benzo(k)fluoranthène, indino(123)pyrène, benzo(ghi)pérylène)

	OPUR 2004-2005	Marais 2004-2005	Marais 1996-1997	Bibliographie*
Nbr de données	32	13	32	
V30 (mm/s)	0,01 - 0,10 0,05	0,02 - 0,17 0,07	0,03 - 0,18 0,08	
V50 (mm/s)	0,09 - 0,58 0,24	0,22 - 0,7 0,43	0,13 - 0,53 0,30	< 0,08 - 0,88

(*) RUSCASSIER, 1996 ; JAUMOUILLÉ, 2002 ; AIRES et al., 2003 ; DSEA94, 2003

Tableau IV. Ordres de grandeurs des vitesses de chute (d10 – d90 et d50) dans les effluents unitaires de temps de pluie

Les valeurs médianes mesurées sur OPUR sont de 0,05 mm/s pour le V30 et 0,24 mm/s pour le V50. Ces vitesses de chute sont du même ordre de grandeur que celles mesurées précédemment sur le Marais et sont dans la fourchette des valeurs observées sur d'autres réseaux unitaires. Les V50 mesurés à l'exutoire du site du Marais en 2004-2005 paraissent un peu supérieures à celles mesurées en 1996 -1997. La différence n'est cependant pas statistiquement significative (test de Mann-Whitney) et pourrait être imputable à des différences de caractéristiques des pluies considérées.

On notera que le V30 des effluents unitaires est en général nettement inférieur à la valeur de 1 m/h, soit 0,28 mm/s, qui est encore souvent prise en référence dans le dimensionnement des ouvrages de décantation en se basant sur les premières valeurs de vitesse de chute des RUTP obtenues par [CHEBBO, 1992].

On observe une forte variabilité du V30 et du V50 d'un événement pluvieux à l'autre, avec un facteur 5 à 10 entre le 1er décile et le 9e décile. Pour certains événements pluvieux, une fraction des MES est difficilement décantable. Ce phénomène avait déjà été noté par [CHEBBO, 1992] qui cite des valeurs minimales du V20 de l'ordre de 0,017 mm/s, mais n'est pas toujours pris en compte dans l'évaluation de l'efficacité des traitements par décantation des RUTP.

• Variabilité des vitesses de sédimentation en fonction de l'échelle spatiale

La comparaison des vitesses de chute mesurées pour les sept mêmes événements pluvieux sur les bassins-versants du Marais et de Clichy Centre fait apparaître des vitesses de chute systématiquement plus faibles sur le bassin-versant Clichy Centre *(figure 2)*. L'application du test de Wilcoxon, sur échantillons appariés, montre que les vitesses de chute du Marais sont statistiquement supérieures à celles de Clichy Centre. La valeur médiane du V50 est de 0,45 mm/s pour le Marais et de 0,21 mm/s pour Clichy Centre. De plus, la dispersion des valeurs V50 est un peu plus importante sur le site du Marais, avec un écart interquartile

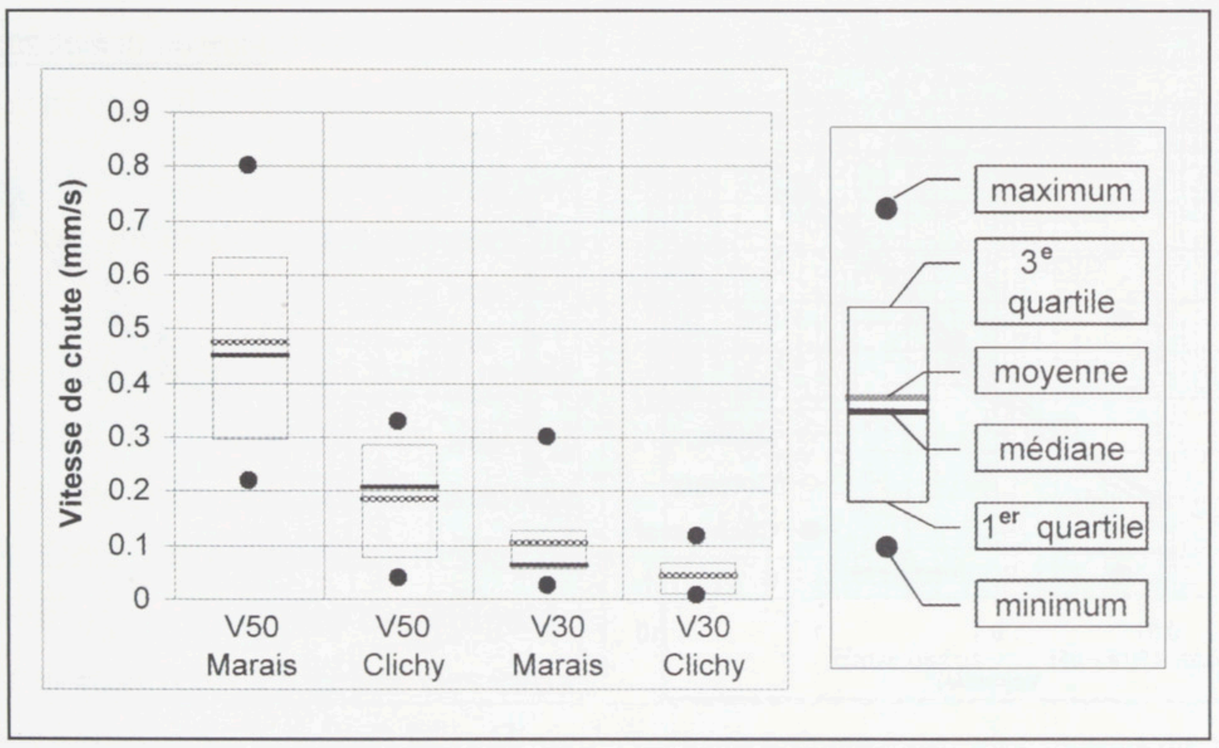


Figure 2. Comparaison des vitesses de chute V30 et V50 mesurées pour les mêmes événements pluvieux sur les sites Marais et Clichy Centre (n=7)

relatif EIQr[6] de 91 % contre 80 % pour Clichy Centre. Les plus faibles vitesses de chute observées sur le site Clichy Centre par rapport au Marais ne semblent pas pouvoir s'expliquer par une différence de capacité de transport, les vitesses d'écoulement à Clichy Centre étant habituellement bien supérieures à celles mesurées sur le Marais.

La variabilité des vitesses de chute en fonction de l'échelle spatiale du bassin-versant a également été analysée pour trois autres événements pluvieux pour lesquels nous disposons de mesures de vitesses de chute simultanées sur trois des bassins-versants de l'OPUR. Si les effluents unitaires du Marais décantent significativement plus vite que ceux des autres sites, on observe en revanche des vitesses de chute comparables entre les trois sites avals (Coteaux, Clichy Centre, Clichy Aval), voir *figure 3*, ce qui laisse supposer une stabilisation du phénomène à partir d'une certaine échelle spatiale.

La différence de vitesse de chute entre le Marais et les bassins-versants de plus grande taille pourrait être imputable à une plus forte proportion d'eaux usées dans les effluents unitaires des grands bassins-versants. En effet, [KAFI-BENYAHIA et *al.*, 2006] ont observé une augmentation de la contribution des eaux usées aux flux de MES de temps de pluie en fonction de l'échelle spatiale du bassin-versant. La *figure 4* montre effectivement une tendance à la diminution de la vitesse de chute V30 lorsque la proportion des MES venant des eaux usées présentes dans l'effluent unitaire augmente. Cette tendance est beaucoup moins nette pour le V50.

Afin de vérifier si la variabilité spatiale des vitesses de chute des effluents unitaires était effectivement attribuable à la variabilité de la proportion des MES provenant des eaux usées, nous avons recalculé la distribution de vitesse de chute des particules ne provenant pas des eaux usées (que nous noterons « EP ») en nous basant sur :

- la distribution de vitesse de chute de l'effluent unitaire pour chaque pluie,

- la distribution de vitesse de chute moyenne des eaux usées, mesurée sur les effluents de temps sec (comme on le voit en *figure 6*, la vitesse de chute des eaux usées varie peu d'un échantillon à un autre comparativement à celle des effluents unitaires),

- le pourcentage de MES attribuable aux eaux usées pour chaque pluie.

Les résultats obtenus en termes de V30 sont synthétisés dans la *figure 5*. La déduction des MES des eaux usées conduit à une augmentation du V30 pour les deux sites mais ne permet pas de supprimer la différence existant entre les sites pour toutes les pluies. Néanmoins, la différence en termes de V30 des effluents « EP » des deux sites n'est pas statistiquement significative selon le test de Wilcoxon.

6 EIQr = (Q3-Q1)/Q2*100 avec Q1 : 1er quartile, Q2 : médiane, Q3 : 3e quartile

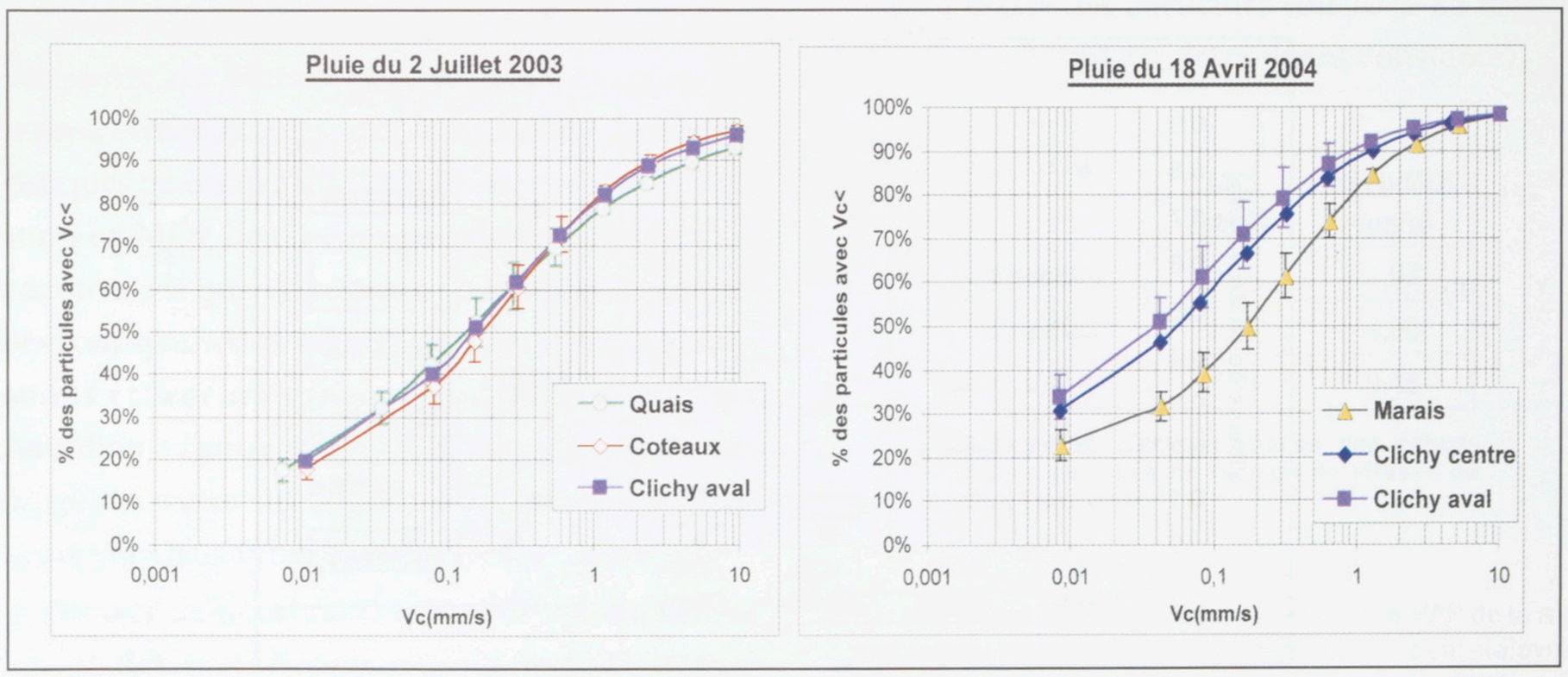


Figure 3. Distributions de vitesses de chute mesurées au cours de deux événements pluvieux aux exutoires de différents bassins- versants d'OPUR

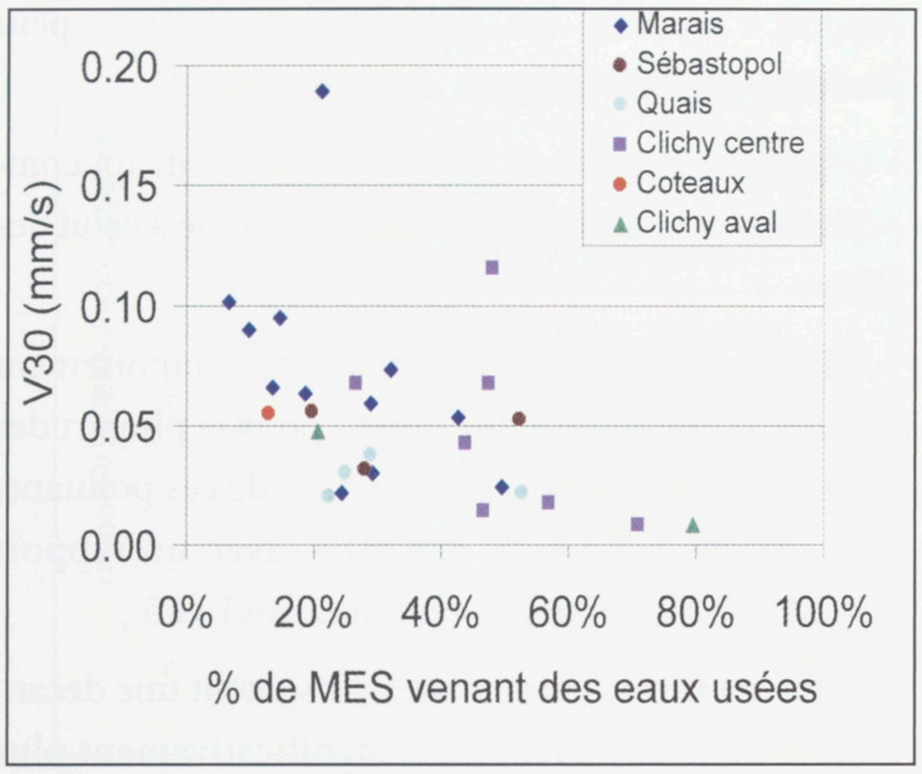


Figure 4. Relation entre la vitesse de chute V30 et le pourcentage de MES venant des eaux usées

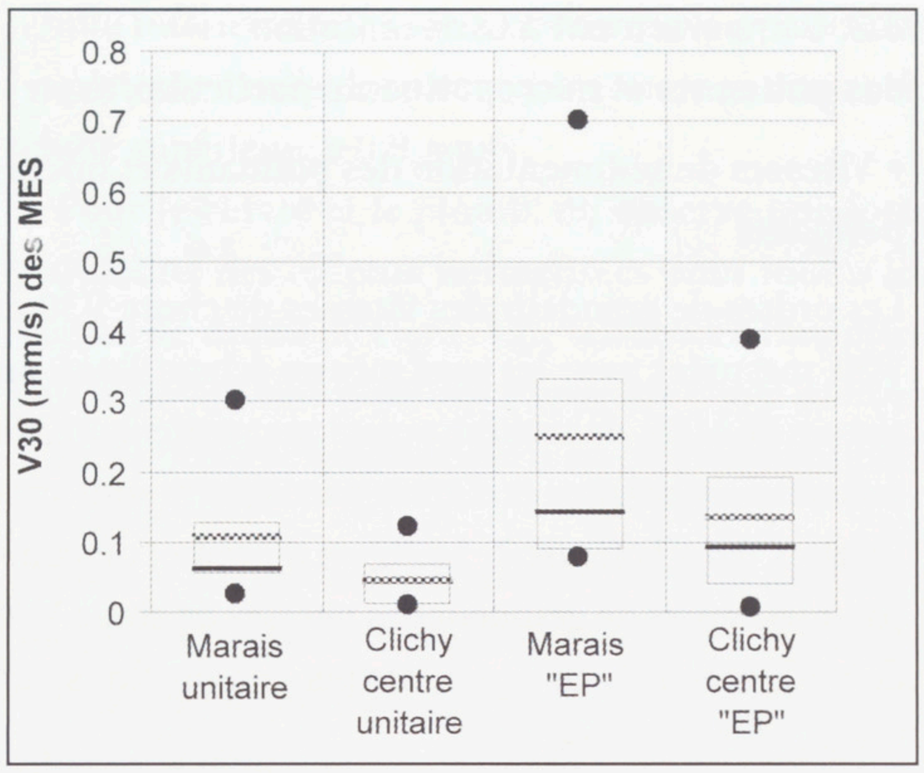


Figure 5. Comparaison des vitesses de chute V30 dans les effluents unitaires, et dans les effluents pluviaux « EP » après déduction des MES attribuables aux eaux usées

Les calculs de contribution présentés [KAFI-BENYAHIA et *al.*, 2006] pour la zone OPUR montrent que la contribution des eaux pluviales aux flux de MES de temps de pluie est relativement mineure (9 à 12 %, selon l'hypothèse médiane) et que, quel que soit le bassin-versant considéré, la majeure partie des MES provient de l'érosion de dépôts organiques dans le réseau (47 à 69 %, selon l'hypothèse médiane). De plus, la nature des dépôts érodés paraît homogène sur les différents bassins-versants, en termes de teneurs en matière organique. Par ailleurs, [OMS, 2003] a observé que l'érosion des dépôts organiques dans les collecteurs du Marais se faisait par paquets de matières, transportés ensuite en suspension et en charriage. Les vitesses de chute plus élevées mesurées sur le Marais pourraient donc également s'expliquer par une désagrégation progressive des particules érodées durant leur transport entre les bassins-versants amont et aval.

• Comparaison des vitesses de chute des MES des effluents unitaires avec celles des eaux usées et du ruissellement

Les vitesses de chute V50 des effluents unitaires de temps de pluie OPUR ont été comparées aux V50 des eaux usées d'OPUR et des eaux de ruissellement de chaussée du Marais. On observe que les vitesses de sédimentation des effluents unitaires de temps de pluie sont nettement supérieures à celles des eaux usées (d'un facteur environ dix sur la valeur médiane) mais également supérieures aux vitesses de chute des eaux de ruissellement (d'un facteur 2 sur la valeur médiane, le test de Mann-Whitney confirmant par ailleurs que la différence est statistiquement significative).

Nous avons également recalculé la vitesse de chute V50 des effluents de temps de pluie après déduction de celle des eaux usées contenues dans l'effluent unitaire. Les vitesses de chute V50 de ces eaux « pluviales » sont en médiane de 0,4 mm/s et statistiquement supérieures à celles des eaux de ruissellement (test de Mann-Whitney). Ceci ne peut s'expliquer que par un apport de particules à fortes vitesses de chute provenant de l'érosion des dépôts organiques au cours du transfert dans le réseau d'assainissement.

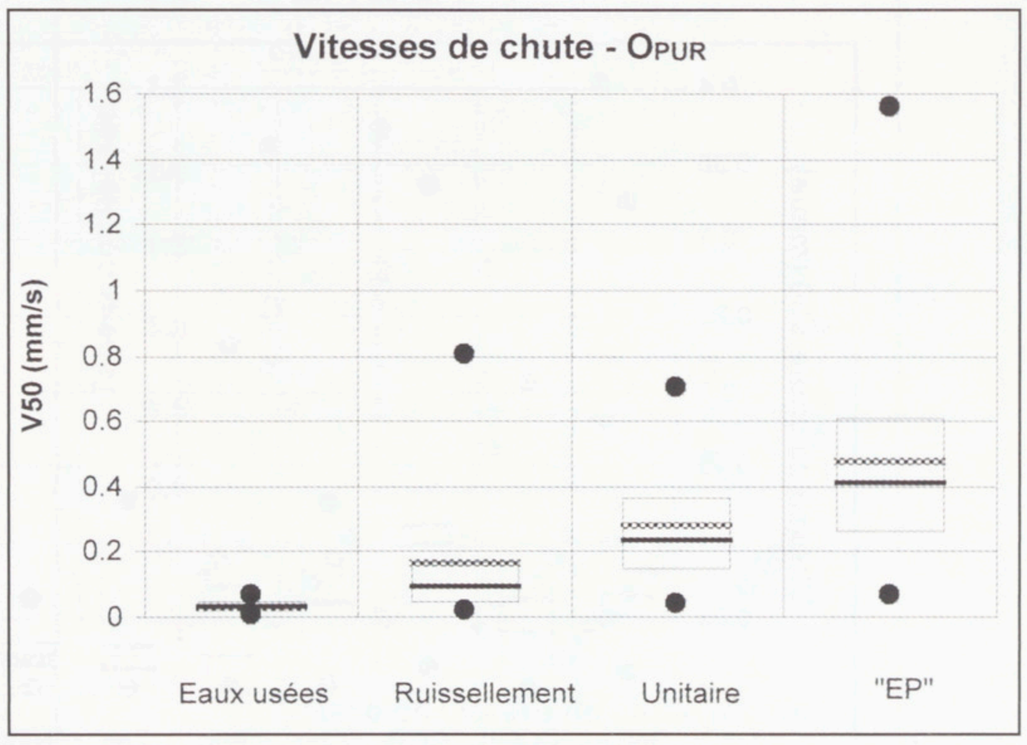


Figure 6. Comparaison des vitesses de chute V50 des eaux usées, du ruissellement de chaussée, des effluents unitaires et des effluents « EP » (EP= unitaires desquels on a déduit la contribution des eaux usées)

3.2. Comportement à la décantation des polluants et micropolluants particulaires

• Vitesses de sédimentation des polluants et micropolluants

Les ordres de grandeur des vitesses de chute V30 et V50, mesurées pour les neuf mêmes échantillons, en termes de MES, de matière organique particulaire, de métaux particulaires et d'azote particulaire sont synthétisés dans la *figure 7*. La *figure 8* permet de comparer les ordres de grandeur des vitesses de chute V30 et V50, mesurés pour six autres échantillons, en termes de MES et de HAP.

La valeur médiane du V50 est respectivement de 0,38 mm/s et 0,32 mm/s pour les MES, 0,39 mm/s pour la DCOp, 0,47mm/s pour le COP, 0,28 mm/s pour le Cu, 0,17 mm/s pour Pb, 0,09 mm/s pour Zn et NTK, 0,74 pour les HAP.

La valeur médiane du V30 est respectivement de 0,07 et 0,06 mm/s pour les MES, 0,04 mm/s pour la DCOp, 0,10 mm/s pour le COP, 0,06 mm/s pour le Cu, 0,03 mm/s pour Pb, 0,02 mm/s pour Zn et NTK, 0,23 pour les HAP.

La variabilité d'une pluie à une autre des valeurs V50, V30 des polluants particulaires est supérieure à celle des MES. Ainsi les écarts interquartiles relatifs EIQr sont de l'ordre de 40 à 70 % pour MES et COP, 100 à 200 % pour la DCOp, le Cup, le Znp et le NTKp et supérieure à 200 % pour le Pbp.

Sur la base de la comparaison des courbes de vitesse de chute des différents polluants, et notamment du rapport V30 MES / V30 polluants (*figure 9*), on peut distinguer quatre groupes de polluants :

• le carbone organique particulaire présente un comportement à la décantation quasi identique à celui des MES ;

• la DCO, le cuivre et le plomb ont un comportement variable d'une pluie à une autre ; pour la plupart des pluies, les vitesses de sédimentation de ces polluants sont inférieures à celle des MES, avec un rapport V30 MES/V30 polluants variant entre 1 et 5 ;

• le zinc et l'azote particulaires présentent une décantabilité systématiquement et significativement plus faible que celle des MES ; le rapport V30 MES/V30 polluants varie pour ces deux paramètres entre 2,5 et 10,5 ; une efficacité de la décantation nettement plus faible que celle des MES est donc à craindre pour le zinc et l'azote ;

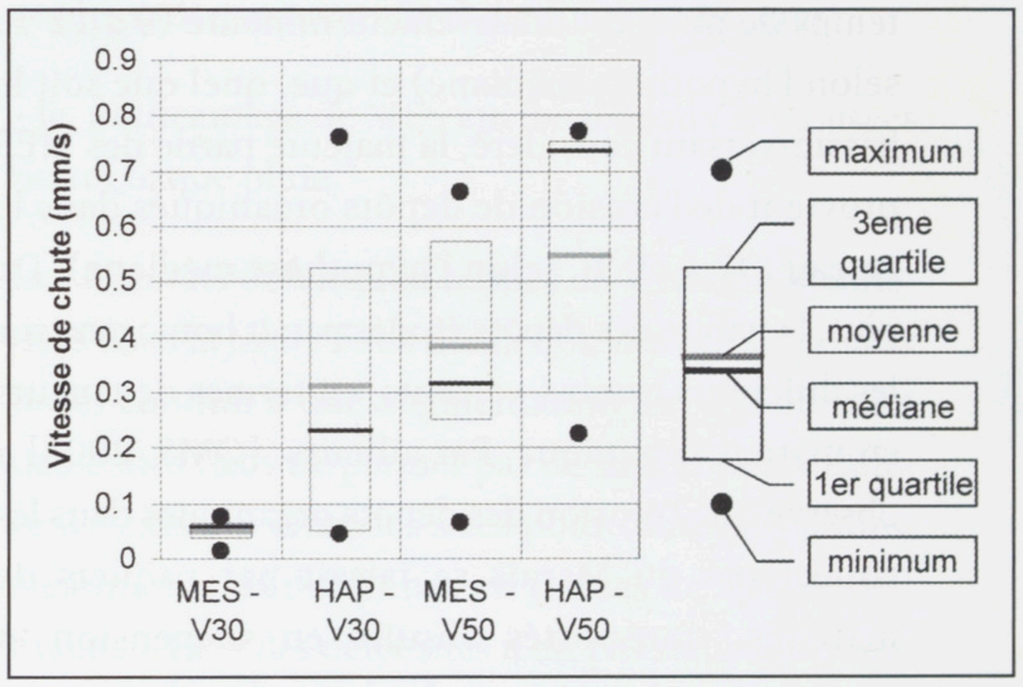


Figure 8. Vitesses de chute V30 et V50 mesurées pour les MES et les HAP particulaires pour les six mêmes événements pluvieux

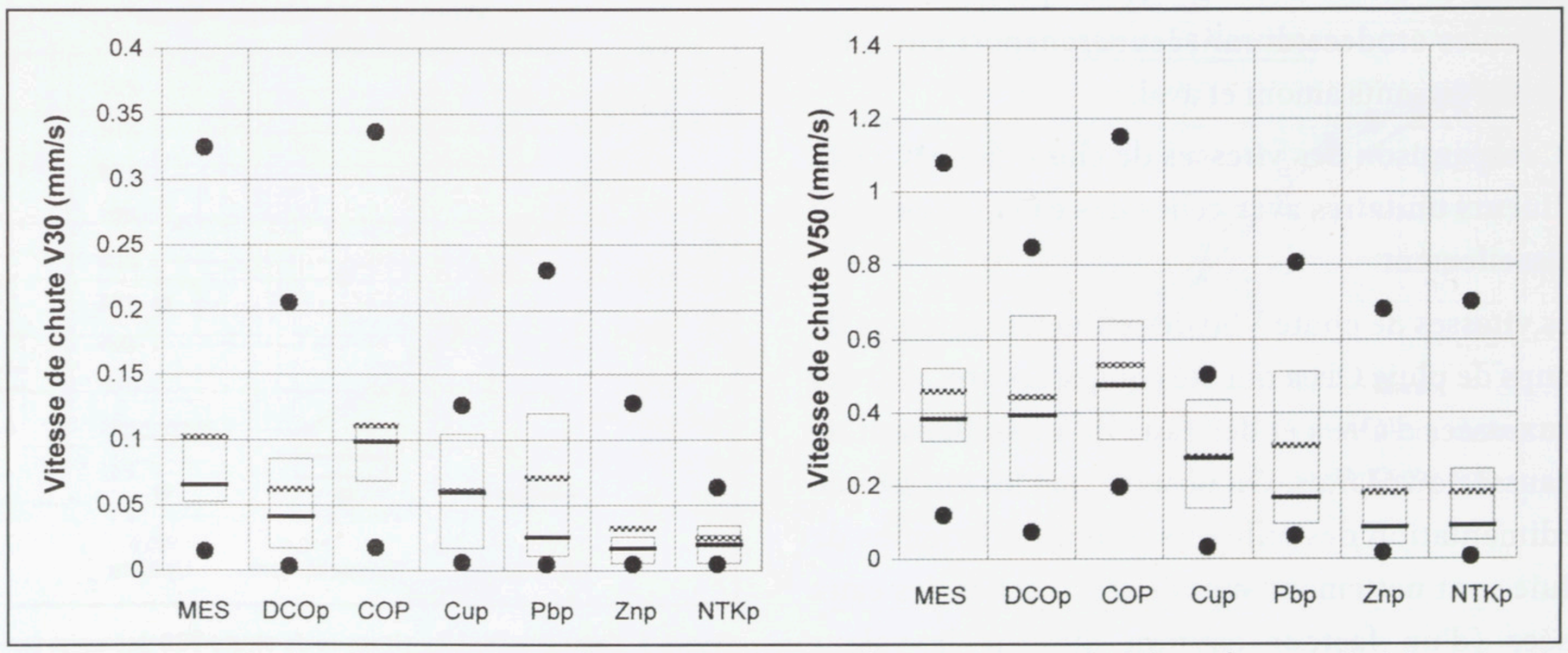


Figure 7. Vitesses de chute V30 et V50 mesurées pour les MES, matière oganique particulaire, métaux particulaires et azote particulaire pour les neuf mêmes événements pluvieux

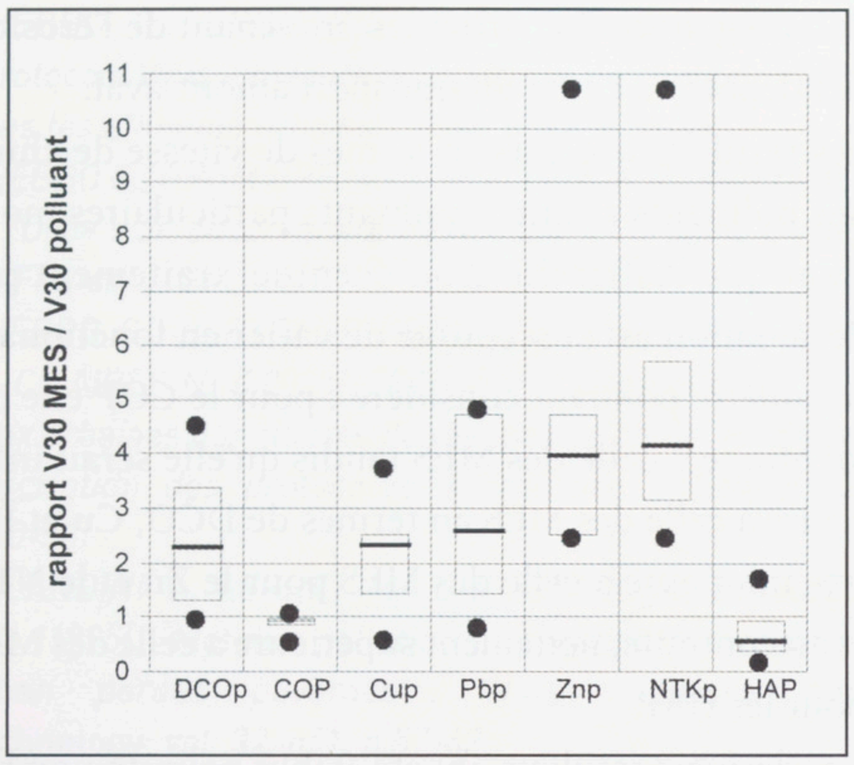


Figure 9. Rapport des vitesses de chute V30 des MES et des différents polluants particulaires associés

• les HAP se distinguent complètement des autres polluants étudiés par une décantabilité qui, dans la plupart des cas étudiés, est supérieure à celle des MES ; le V30 des HAP est dans 5 des 6 échantillons analysés supérieur d'un facteur 2 à 13 à celui des MES ; la décantation paraît donc un moyen de traitement particulièrement adapté au cas des HAP.

• Teneurs en polluants et micropolluants des particules, par classes de vitesses de chute

Afin de mieux analyser la distribution des polluants par classes de vitesse de chute des particules, et ainsi de mieux comprendre les comportements observés précédemment en termes de décantabilité, nous avons calculé pour chaque classe de vitesse de chute, la teneur en polluants des MES. Ces teneurs ont ensuite été normalisées par la teneur de l'échantillon brut, de façon à homogénéiser les données. Les résultats sont présentés en *annexe* pour la matière organique, les métaux et l'azote et en *figure 10* pour les HAP.

L'étude des teneurs par classes de vitesse de chute permet de retrouver les mêmes groupes de polluants que précédemment cités.

– Les teneurs en COP sont stables et ne présentent pas de variation par classes de vitesses de chute. En revanche, la teneur en DCO des particules augmente régulièrement lorsque la vitesse de chute diminue. La teneur en DCO des particules ayant une vitesse de chute inférieure à 0,005 mm/s est environ trois fois supérieure à celle des particules ayant une vitesse de chute supérieure à 0,8 mm/s.

– Pour le cuivre et le plomb, on observe une forte variabilité des teneurs normalisées pour toutes les classes de vitesse de chute. Une tendance à l'augmentation des teneurs pour des vitesses de chute décroissantes semble se dessiner, elle n'est cependant pas très marquée.

– Dans le cas du zinc, une relation nette entre teneur en zinc et vitesse de chute des particules apparaît. La teneur en zinc est d'autant plus forte que la vitesse de chute est faible, les teneurs normalisées médianes augmentant de 0,6 pour Vc>0,8 mm/s à 1,9 pour Vc<0,005 mm/s.

– Dans le cas de l'azote, les particules de vitesse de chute inférieure à 0,005 mm/s se distinguent nettement des cinq autres classes de particules avec des teneurs normalisées de l'ordre de 2,5. Le NTK paraît donc préférentiellement associé aux particules ayant les vitesses de chute les plus faibles.

– Dans le cas des HAP, la variabilité des teneurs normalisées au sein d'un même classe de vitesses de chute est très importante, ce qui rend l'interprétation des résultats délicate. On note cependant une décroissance des teneurs lorsque les vitesses de chute diminuent, avec notamment des teneurs nettement plus faibles sur les deux dernières classes de vitesse de chute (Vc < 0,02 mm/s).

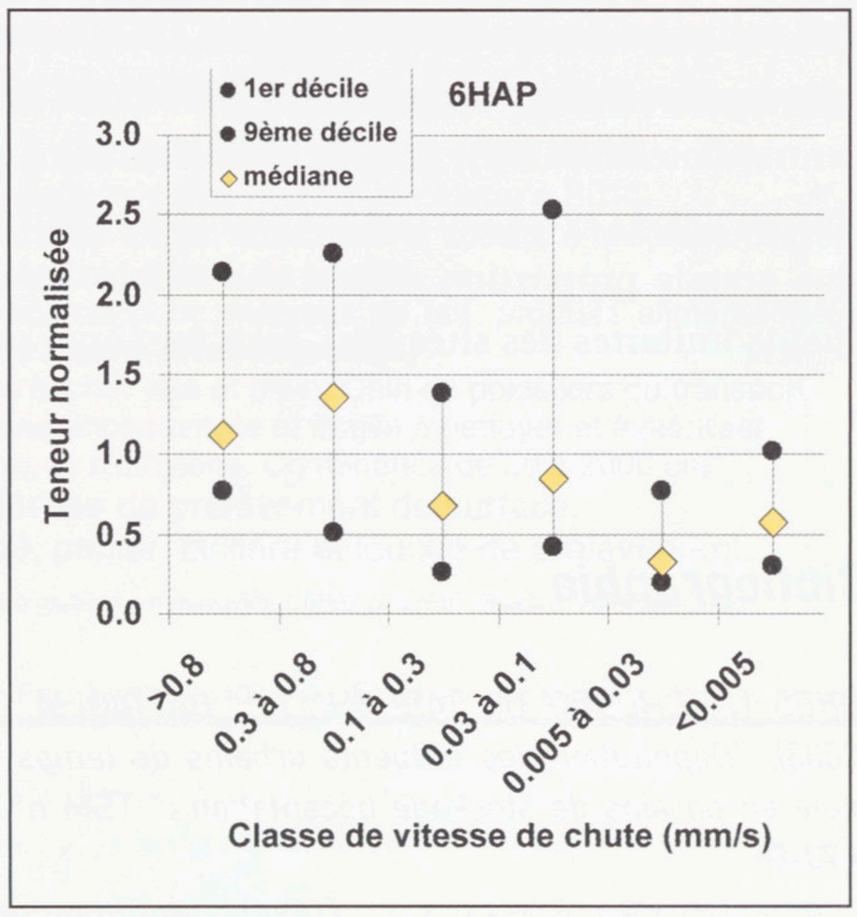


Figure 10. Teneurs en HAP par classes de vitesses de chute, normalisées par rapport à la teneur dans l'échantillon brut

4. Conclusion

Cet article synthétise les principaux résultats obtenus dans la phase 2 du programme de recherche OPUR, concernant la vitesse de sédimentation des MES et des différents polluants particulaires dans les effluents unitaires de temps de pluies. Les mesures ont été réalisées au moyen des protocoles VICAS [CHEBBO et *al.*, 2003a] et VICPOL [GROMAIRE et *al.*, 2003], développés au CEREVE, et qui constituent deux outils fiables d'évaluation des vitesses de chute des polluants.

Les vitesses de chute des MES V50 observées par temps de pluie sur les sites OPUR sont de l'ordre de 0,09 à 0,6 mm/s, et les V30 de 0,01 à 0,1 mm/s. Ces vitesses de chute sont supérieures d'un facteur 10 à celles des eaux usées de temps sec (V50= 0,009 à 0,065 mm/s) mais également supérieures à celles des eaux de ruissellement de chaussées, ce qui laisse suspecter un apport de particules à fortes vitesses de chute venant de l'érosion des dépôts organiques constitués dans le réseau unitaire. Elles restent cependant inférieures aux premières valeurs de vitesse de chute mesurées par [CHEBBO, 1992] : le V30 des effluents unitaires est en général nettement inférieur à la valeur de 1 m/h, soit 0,28 mm/s, qui est encore souvent prise pour référence dans le dimensionnement des ouvrages de décantation.

Une variation des vitesses de chute a été observée entre les sites amont (Marais) et les sites aval (Clichy Centre, Coteaux, Clichy Aval). Les vitesses de chute plus faibles à l'aval pourraient s'expliquer par une plus grande proportion d'eaux usées dans les effluents unitaires des sites aval, mais aussi par une désagrégation des particules provenant de l'érosion des dépôts au cours du transport amont-aval.

Les résultats obtenus en termes de vitesse de chute des polluants et micropolluants particulaires montrent que l'efficacité d'un éventuel traitement par décantation est susceptible de varier en fonction du paramètre polluant considéré : pour le COP elle est identique à celle des MES tandis qu'elle serait inférieure à celle des MES en termes de DCO, Cu et Pb, très inférieure à celle des MES pour le Zn et le NTK et au contraire, nettement supérieure à celle des MES pour les HAP.

Ces derniers résultats ont été établis pour un nombre encore limité d'événements pluvieux et deux sites de mesures. Ils demanderaient à être affinés pour un nombre plus grand de pluies sur un bassin-versant de grande taille. De plus, la distribution des polluants par classes de vitesses de chute que nous avons observée est spécifique aux effluents unitaires et pourrait être différente dans un effluent pluvial strict.

D'après les vitesses de chute mesurées sur la zone OPUR, l'efficacité de la décantation varie d'une pluie à une autre, d'un polluant à un autre et d'un site à un autre. Les vitesses de chute prises en compte pour dimensionner un ouvrage de décantation devraient de ce fait être basées sur des mesures effectuées sur le site étudié, pour un nombre relativement élevé d'événements pluvieux et pour les différents polluants traités.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine Normandie, le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne, la municipalité de Paris, ainsi que l'École nationale des Ponts et Chaussées.

Bibliographie

AIRES N., CHEBBO G., TABUCHI J.P., BATTAGLIA Ph. (2003). "Dépollution des effluents urbains de temps de pluie en bassins de stockage décantation ." TSM *n°12, p.70-86.*

BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L. (1994). "Pollution des rejets urbains par temps de pluie : synthèse générale". Le Pecq (France) : CIRSEE Lyonnaise des Eaux, rapport, novembre 1994, 137 p.

CHEBBO G. (1992). "Solides des rejets pluvieux urbains: caractérisation et traitabilité." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 413 p.

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., LUCAS E. (2003a). "Protocole VICAS – mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains." TSM, *n°12, p.39-49.*

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C, MOILLERON R., VARRAULT R. "OPUR : Un observatoire des polluants urbains en Île-de-France". TSM, *n°11.*

CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., GROMAIRE M.-C., AIRES N. (2003b). "Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesses de chute. Partie A : description des protocoles de mesure." TSM, *n°12, p.50-58.*

COLANDINI V., LEGRET M., BROSSEAUD Y., BALADES J.D. (1995). "Metallic pollution in clogging materials of urban porous pavement". Water Science and Technology, *vol. 32, n°1, p.57-62.*

GASPERI J. (2006). "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution en hydrocarbures transitant dans le réseau d'assainissement Parisien." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées. En cours.

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006). "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". TSM, *n°11.*

GROMAIRE-MERTZ M.-C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : origines et caractéristiques." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 507 p.

GROMAIRE M.-C., GONZALEZ A., GARNAUD S., CHEBBO G. (2001). "Caractérisation des eaux urbaines". TSM, *n°5, p. 41-52.*

GROMAIRE M.-C., SAAD M., CHEBBO G. (2003). "Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesses de chute. Partie B : analyse des méthodes de mesure." TSM, *n°12, p.59-69.*

JAMOUILLIE P. (2002). "Hétérogénéité des vitesses et des concentrations dans les collecteurs d'assainissement : application à la mesure des flux polluants". Thèse de doctorat, université de Bordeaux I, 189 p.

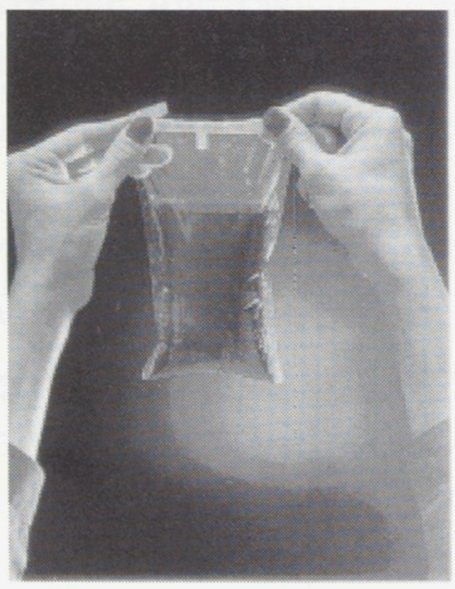
KAFI-BENYAHIA M. (2006). "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 482 p.

KAFI-BENYAHIA M., GASPERI J., GROMAIRE M.-C., MOILLERON R., CHEBBO G. (2006). "Contribution de différentes sources aux flux de polluants véhiculés par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". TSM, *n°11.*

RUSCASSIER G. (1996). "Conception et dimensionnement des ouvrages de traitement au fil de l'eau des rejets urbains de temps de pluie. " Rapport de DEA, ENGREF, 55p. + annexes.

SANSALONE J.J., BUCHBERGER S.G. (1997). "Characterisation of solid and metal element distributions in urban highway stormwater". Water Science and Technology, *vol. 36, n°8-9, p. 155-160.*

CIFEC INFO 436b



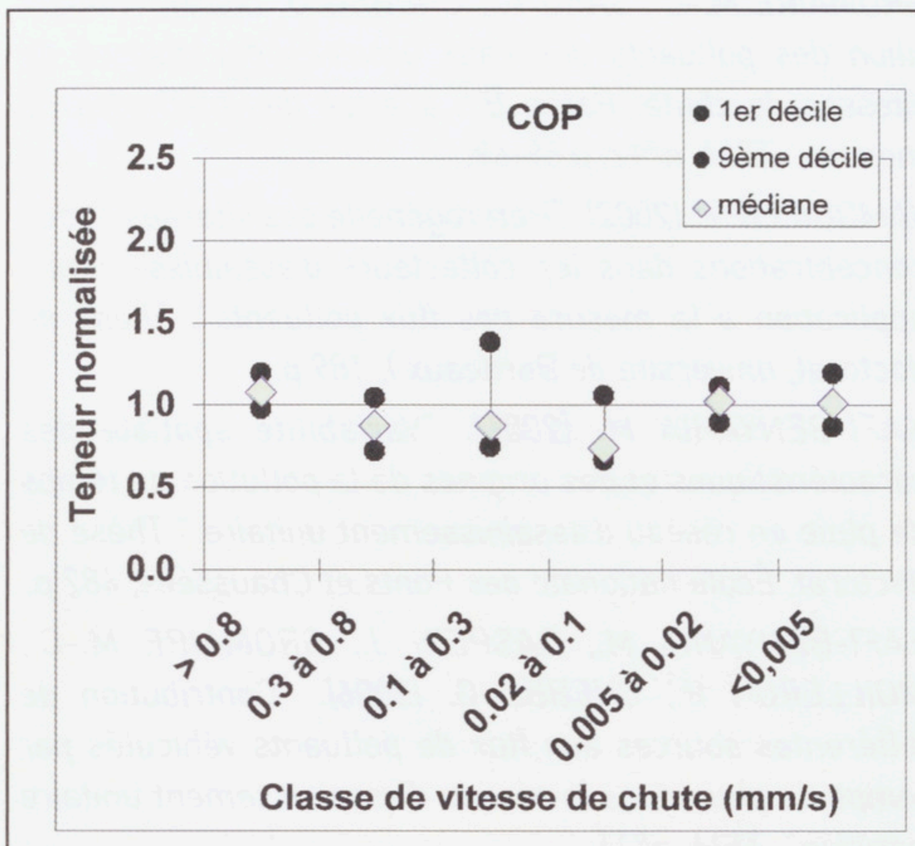
SACHETS STERILES pour prélèvements de solides et de liquides

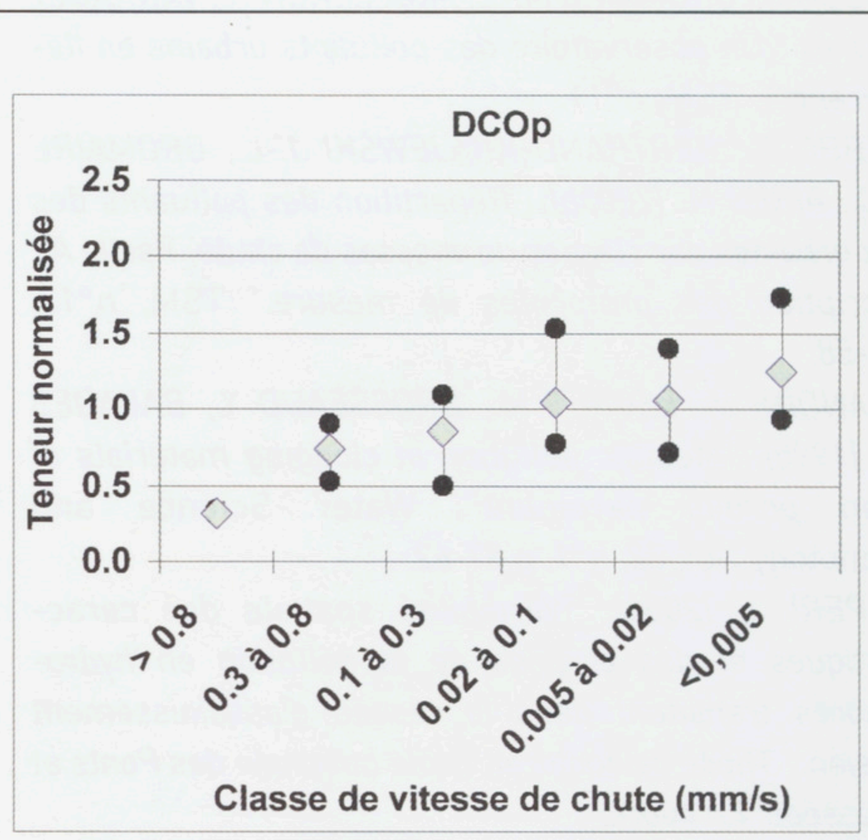
Stériles et étanches vides ou remplis jusqu'à 80°C
Soudures sur trois côtés: étanchéité et solidité améliorées par rapport aux sachets fabriqués à partir de tube)
Modèles spéciaux pour analyses de lait, produits alimentaires, eau potable, eau de piscine (avec thiosulfate)
Gain de place sachet vide et plein. Gain de poids lors du transport
Plus de verrerie encombrante et fragile à nettoyer et à stériliser.
Stérilisés à l'oxyde d'éthylène. Contenance de 30 à 2000 cm^3.
Éponges stériles de prélèvement de surface.
Canne, pince, panier, cuillère et louche de prélèvement.

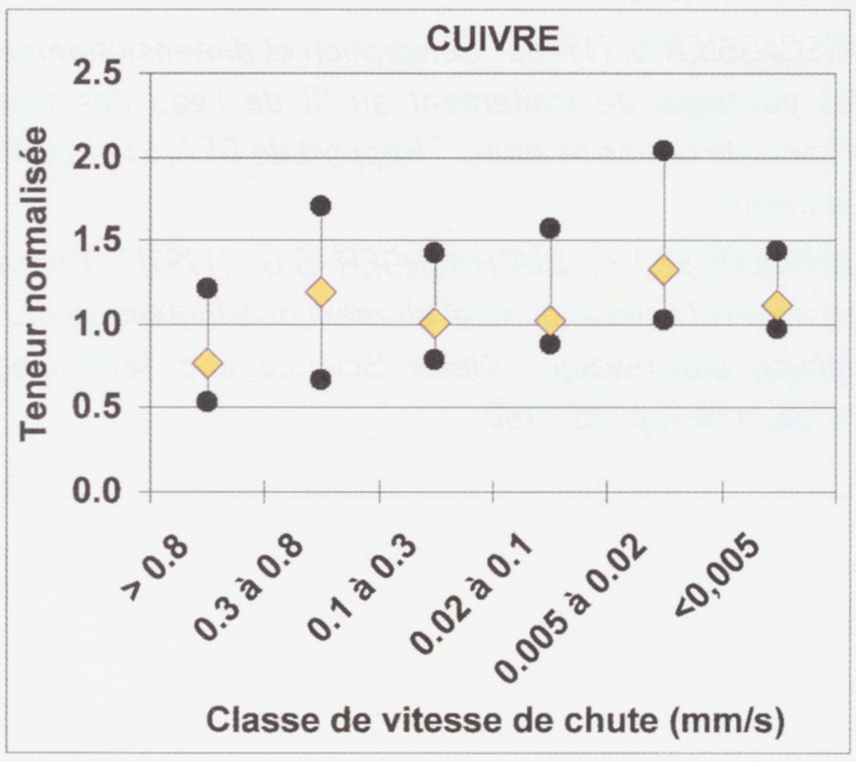
Notice gratuite sur demande CIFEC N°436b - Préciser votre spécialité

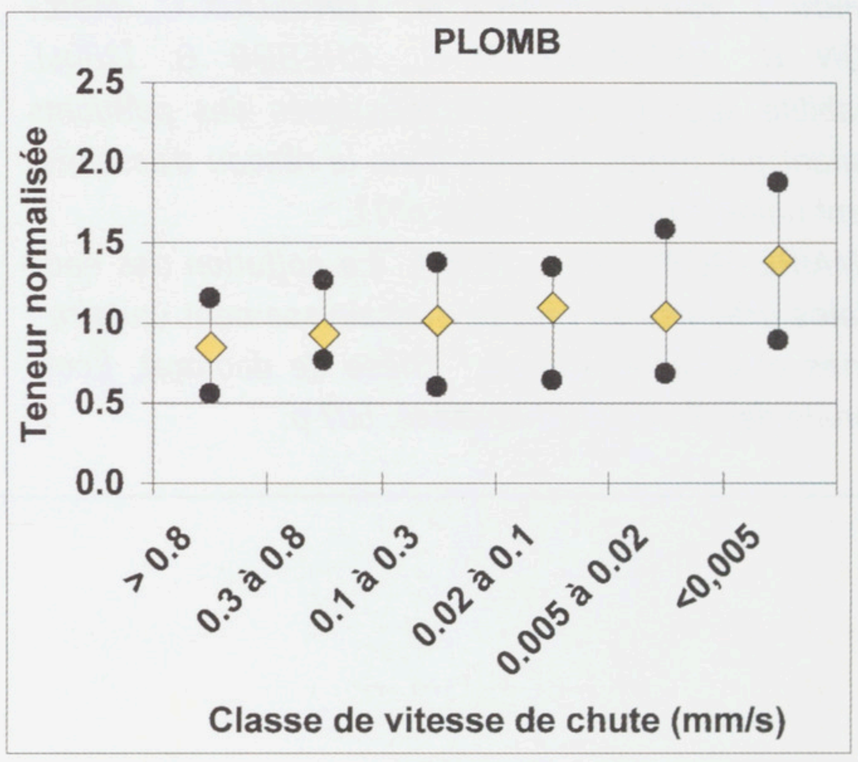
CIFEC, 12 bis rue du Cdt Pilot, F92200 Neuilly/Seine - **Tél: 33 (0)1 4640 4949**, Fax: 33 (0)1 4640 0087, Email: info@cifec-sa.fr, Web: www.cifec-sa.fr

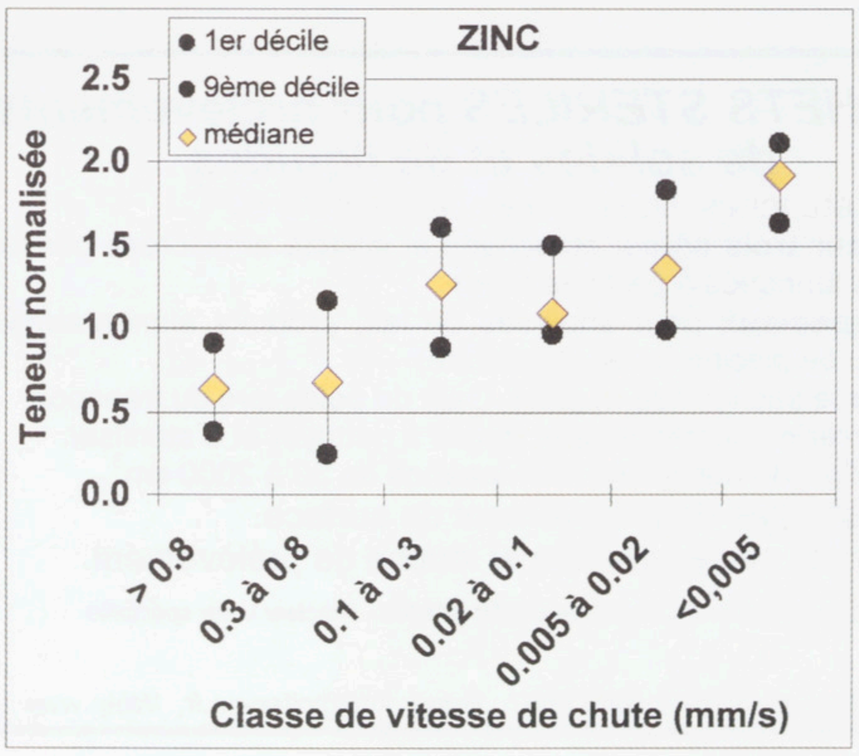
Annexe

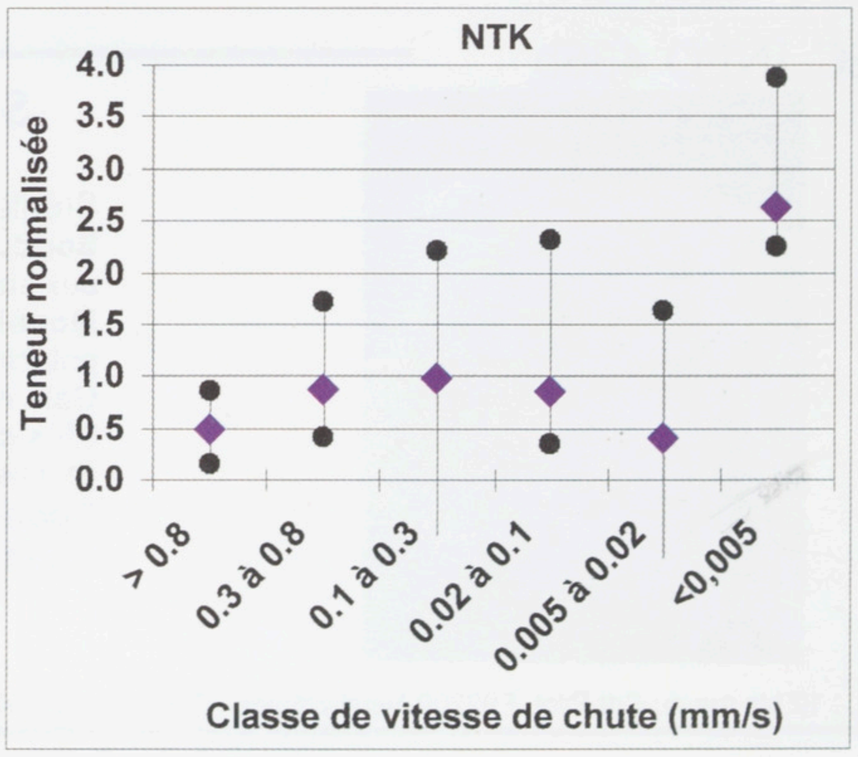












Teneurs en polluants par classes de vitesses de chute, normalisées par rapport à la teneur dans l'échantillon brut

Localisation, nature et dynamique des dépôts à l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire

■ M.-C. GROMAIRE[1], C. OMS[2], M. KAFI-BENYAHIA[1], M. SAAD[1], G. CHEBBO[1, 3]

Mots-clés : couche organique, dépôt, réseau unitaire

1. Introduction

L'érosion des dépôts constitués dans les réseaux d'assainissement unitaires et le transport des sédiments jouent un rôle prépondérant dans la pollution des rejets urbains de temps de pluie (RUTP). Diverses études menées en Europe au cours des dix dernières années ont montré qu'en réseau unitaire, la pollution des RUTP est liée à l'érosion d'un dépôt organique situé à l'interface eau-sédiment [RISTENPART *et al.*, 1995 ; VERBANCK, 1995 ; ARTHUR et ASHLEY, 1998 ; AHYERRE et CHEBBO, 2001].

Dans le cas du réseau d'assainissement parisien, les travaux menés sur le bassin-versant du Marais [GROMAIRE *et al.*, 2001] puis sur les six bassins-versants OPUR [KAFI-BENYAHIA *et al.*, 2006] ont démontré que 35 à 70 % de la masse de matière en suspension et de matière organique générée au cours des événements pluvieux provient de l'intérieur du réseau d'assainissement. Dans le cas du Marais, ce stock érodé par temps de pluie a été identifié par [AHYERRE, 1999] comme une couche organique immobile située au fond des collecteurs, à l'interface eau/sédiment, dans des zones à très faible vitesse d'écoulement.

Les travaux de [AHYERRE, 1999] ne permettaient cependant pas d'établir avec précision les conditions dans lesquelles se forme cette couche organique, ni sa dynamique d'accumulation par temps sec et d'érosion par temps de pluie.

Cet article synthétise les principaux résultats des recherches concernant la localisation, la nature et la dynamique des dépôts situés à l'interface eau-sédiment, menées entre 2001 et 2005 dans le cadre de l'OPUR. Ces travaux avaient pour objectif :

- la caractérisation fine de la couche organique identifiée précédemment par [AHYERRE, 1999],
- l'identification des critères de formations de cette couche,
- l'étude de son comportement dynamique par temps sec et par temps de pluie,
- la localisation des zones propices à la formation de cette couche organique sur l'ensemble de la zone OPUR et l'inspection de ces zones.

2. Méthodes expérimentales

2.1. Méthodologie générale

Les travaux présentés dans cet article se sont déroulés en deux phases.

Dans un premier temps [OMS, 2003], une analyse fine de la nature, de la localisation et de la dynamique des dépôts organiques situés à l'interface eau-sédiment a été réalisée sur les trois collecteurs du bassin-versant du Marais (collecteurs Saint-Gilles, Vieille du Temple et Saint-Antoine / Rivoli). Le Marais correspond à un bassin-versant de 42 ha, situé sur le 3e et 4e arrondissements de Paris, avec une occupation résidentielle dense (295 hab/ha, coefficient de ruissellement de 0,78) et drainé par un réseau d'assainissement unitaire visitable. Les trois collecteurs étudiés présentent une longueur totale de 1 800 m et des pentes moyennes relativement faibles : 0,04 % pour Saint-Gilles, 0,06 % pour Vieille du Temple, 0,09 % pour Saint-Antoine/Rivoli. Ces pentes varient cependant entre 0,02 % et 0,7 % le long des collecteurs. De

1 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
2 École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
3 Faculté de Génie Université libanaise, route de l'aéroport, Beyrouth, Liban.

plus, des contre-pentes existent par endroits sur les collecteurs Vieille du Temple et surtout Saint-Gilles.

Dans un second temps [KAFI-BENYAHIA, 2006], une localisation des zones paraissant favorables à la formation de la couche organique a été réalisée sur l'ensemble des collecteurs d'OPUR, soit les 39,8 km de collecteurs[4] du bassin-versant Clichy aval. Cette identification des zones « à risque » a été réalisée sur la base des données topographiques et hydrauliques des collecteurs, en se référant aux critères de formation de la couche organique définis à partir des données du Marais. Une partie de ces zones identifiées à ensuite été inspectée en vue de localiser ou non la présence d'un dépôt organique.

2.2. Identification et localisation des dépôts à l'interface eau-sédiment au moyen d'un dispositif d'observation portable

Un système d'observation basé sur un endoscope a été mis en œuvre pour relever des hauteurs des différents types de sédiments sur un linéaire de collecteur. Ce dispositif est facilement transportable et permet une vue en coupe des sédiments sans les détruire.

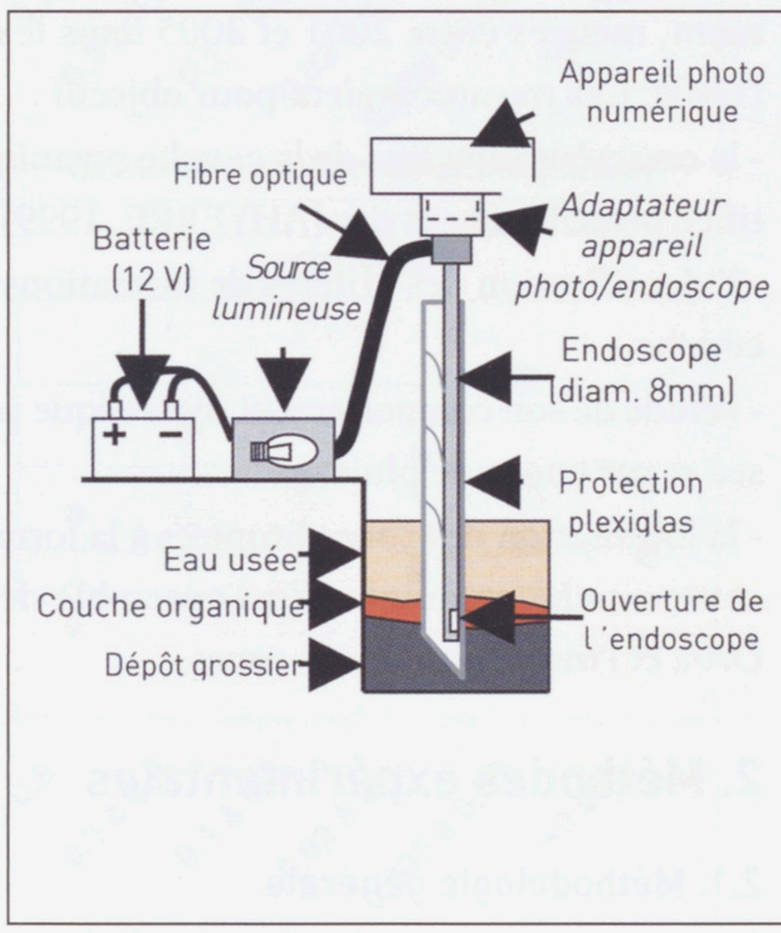


Figure 1. Système d'observation portatif basé sur un endoscope

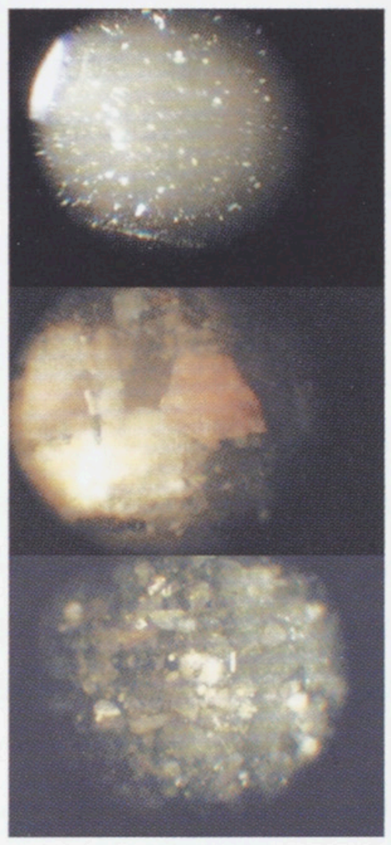


Figure 2. Images obtenues à l'endoscope

L'endoscope a une longueur de 104 cm avec un diamètre de 8 mm et un axe d'observation latéral à 90° *(figure 1)*. Il est associé à une source lumineuse, alimentée en 12 V, de type lampe halogène au tungstène (150 W) pour éclairer la zone d'observation. La zone observée a un diamètre de 4 mm. Un appareil photo numérique peut être adapté à l'oculaire de l'endoscope et des photos des sédiments peuvent donc être prises sur site.

Les observations faites à l'endoscope *(figure 2)* permettent une distinction nette entre :

- l'eau usée, qui apparaît en gris clair avec de très fines particules brillantes et en mouvement,
- le dépôt grossier qui se présente comme un dépôt très sombre (noir ou gris) composé de particules bien distinctes de diamètre millimétrique,
- le dépôt organique que l'on observe dans certaines zones à l'interface entre l'eau et le dépôt grossier : il s'agit d'une couche immobile composée de particules plus grosses que le dépôt grossier mais avec des contours mal définis. Les particules ont des couleurs brunes et orangées.

L'endoscope coulisse dans une gaine de protection en plexiglas que l'on enfonce préalablement dans l'eau et le dépôt grossier. Des graduations réalisées tous les 5 mm sur une face de la gaine avec des notes de référence tous les 5 cm permettent de situer la position de chaque interface et d'en déduire l'épaisseur des différents types de dépôts.

4 On désigne ici par « collecteur » un ouvrage de type ovoïde à banquette, selon la classification utilisée par la Section de l'assainissement de Paris

Afin de localiser les zones où se forme la couche organique et d'en déduire les critères nécessaires à la formation de cette couche, des observations à l'endoscope ont été réalisées :
- tous les 25 m sur Saint-Gilles en décembre 2000 ; la partie amont du collecteur a été étudiée une seconde fois en février 2001, tous les 10 m à 15 m afin d'affiner les données sur la présence de couche organique ;
- tous les 50 m sur Vieille du Temple, en janvier 2001 ;
- sur quelques points dans la partie amont de Rivoli, en janvier 2001 ; le nombre d'observations a dû être limité à cause des difficultés d'accès dans cette zone et des travaux de réhabilitation en cours.

La plus grande part des expériences se sont déroulées durant l'après-midi afin d'avoir un écoulement relativement stable.

Ces données ont ensuite été complétées par des observations à l'endoscope plus ponctuelles effectuées sur des zones identifiées comme propices à la formation de dépôt organique sur d'autres collecteurs d'Opur.

2.3. Échantillonnage de la couche organique située à l'interface eau-sédiment en vue de sa caractérisation chimique

Pour échantillonner la couche organique, la boîte de prélèvement développée par [AHYERRE *et al.*, 2001] a été adaptée afin d'être plus facilement transportable. La boîte de prélèvement est un parallélépipède en PVC (longueur 85 cm, largeur 30 cm, hauteur 50 cm) ouvert aux deux extrémités. Elle est placée dans la cunette et enfoncée dans le dépôt suivant la direction de l'écoulement. Deux guillotines en PVC sont glissées à l'extrémité de la boîte afin d'isoler l'échantillon. L'eau usée piégée dans la boîte est pompée jusqu'à ce que l'interface organique soit atteinte, enfin la couche organique est raclée avec une petite pelle pour collecter les échantillons. La boîte est mise en place au moins trois jours avant la date de prélèvement de façon à permettre à la couche organique de se reconstituer.

Plusieurs campagnes de prélèvements de la couche organique ont été réalisées sur le Marais entre 1999 et 2004. Nous présenterons ici uniquement les résultats de la campagne de prélèvement menée en août et septembre 2004, qui est la plus complète en termes de paramètres polluants étudiés et de nombre d'échantillons. Des échantillons ont été prélevés à cinq reprises sur les collecteurs Saint-Gilles et Vieille du Temple, et à une reprise sur le collecteur de Lyon qui est en dehors du Marais. À chaque fois, trois échantillons, correspondant à l'amont, au milieu et à l'aval de la boîte étaient prélevés. Ces échantillons ont été analysés en termes de teneur en eau, matières sèches, matières volatiles, DCO, COP, NTK, métaux (Cd, Cu, Pb, Zn).

2.4. Étude de la dynamique d'accumulation / érosion au moyen d'un dispositif d'observation fixe autonome

Afin de suivre la dynamique d'accumulation et d'érosion des dépôts organiques situés à l'interface eau-sédiment, une boîte d'observation à façade vitrée a été encastrée (*figure 3*) dans la banquette d'un collecteur. Un système d'éclairage avec quatre néons, alimentés par deux batteries 12 V, ainsi qu'un appareil photo numérique programmable ont été placés à l'intérieur de la boîte. Le système d'allumage des néons est piloté par un programmateur séquentiel qui est synchronisé avec l'appareil photo.

Les photographies obtenues couvrent une surface d'environ 30 cm de haut sur 40 cm de large. Une réglette a également été placée à l'intérieur de la boîte, contre la face vitrée, pour servir de repère et permettre de quantifier les évolutions de l'interface. Grâce à l'autonomie du système, les séquences de photo obtenues couvrent des périodes de trois jours avec un pas de temps de 15 minutes.

En parallèle, les variations hydrauliques dans le collecteur ont été enregistrées au moyen d'un débitmètre Nivus, installé à 1 m à l'aval de la boîte d'observation (*figure 4*). Il mesure la vitesse de l'écoulement par effet Doppler et la hauteur d'eau avec un capteur de pression, durant 20 secondes, toutes les 3 minutes. Un pluviomètre a été placé à 150 m du site d'observation pour définir les périodes de temps sec et de temps de pluie qui affectent le collecteur étudié.

Ce dispositif d'observation a été implanté à l'amont du collecteur Saint-Gilles (bassin-versant du Marais), dans une zone où la couche organique est présente en quantités importantes.

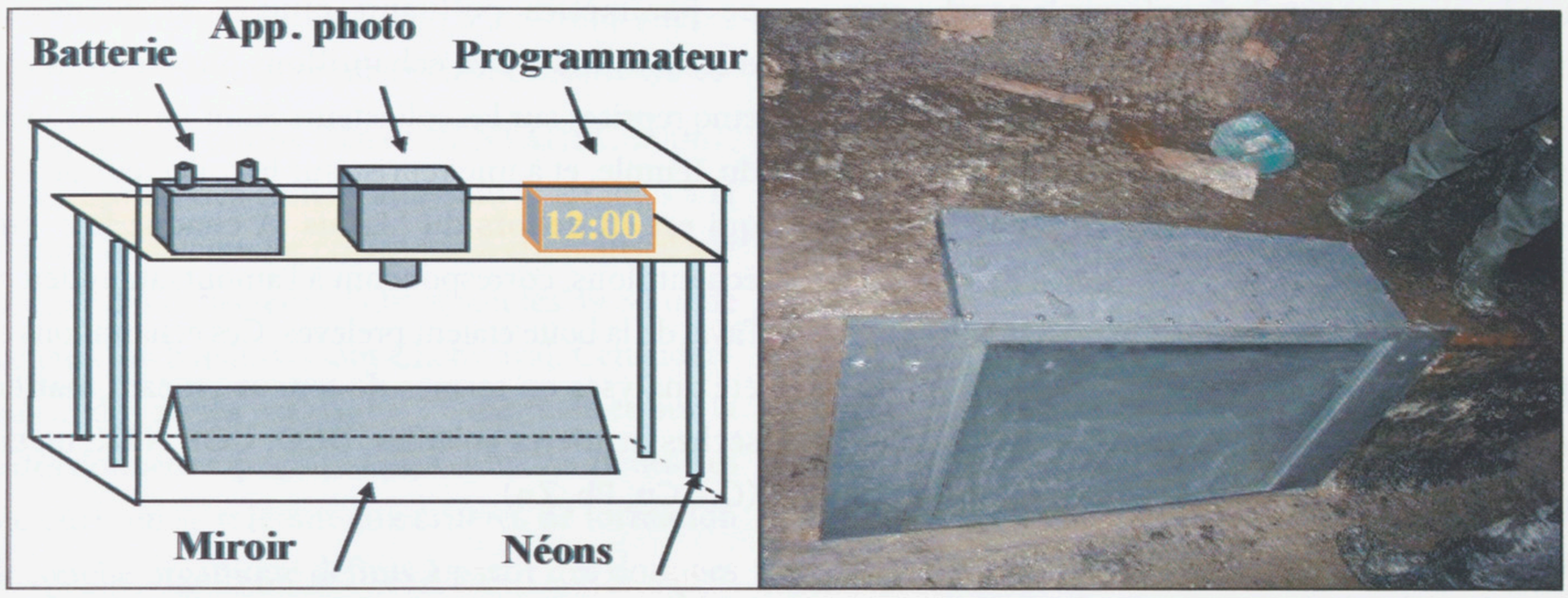


Figure 3. Boîte d'observation avec système de prise de vue autonome

Deux types d'observations ont été faites afin d'analyser la dynamique d'accumulation / érosion de la couche par temps sec d'une part et au cours d'épisodes pluvieux d'autre part.

- Temps sec

Le dispositif de prise de vue a été programmé pour prendre des clichés toutes les 15 minutes durant des périodes de deux à trois jours. Six séquences photographiques de ce type ont été réalisées.

- Temps de pluie

Le comportement de temps de pluie a été simulé par des augmentations artificielles de débit. Pour ce faire, de l'eau potable provenant d'une bouche incendie a été injectée au niveau d'un regard d'accès situé 100 m à l'amont de la boîte d'observation. Un suivi photographique a été réalisé au pas de temps de 1 minute durant quelques heures avant, pendant et après l'augmentation de débit. Des prélèvements d'effluent effectués à 3 m à l'aval de la boîte d'observation ont permis de caractériser et de quantifier les masses de MES érodées. Enfin, un suivi des hauteurs de couche organique a été réalisé avec l'endoscope, toutes les cinq minutes, avant et après les expériences, sur le tronçon affecté par l'augmentation de débit. Ce suivi permet d'étudier si l'érosion de la couche organique se fait de manière uniforme le long du tronçon.

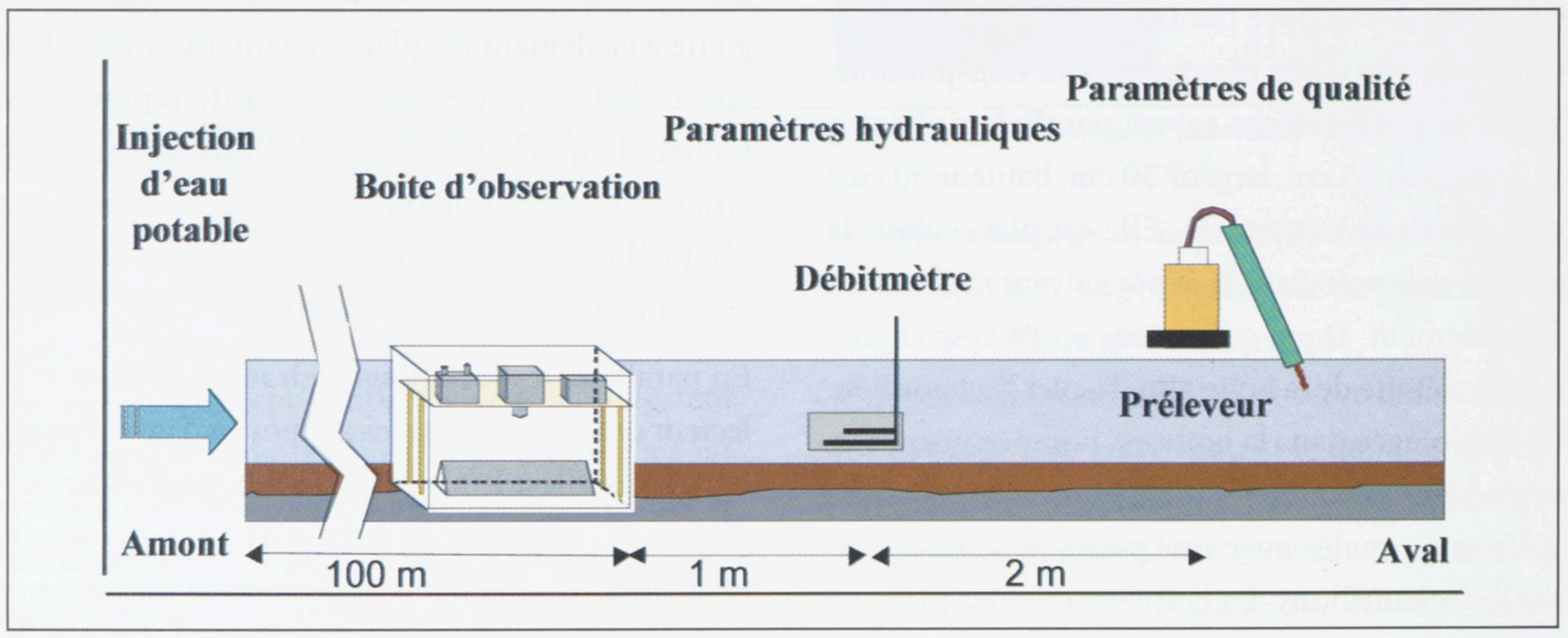


Figure 4. Site expérimental pour l'étude durant une augmentation de débit

3. Résultats et discussion

3.1. Nature et composition de la couche organique

Les photographies de la couche organique prises, soit au moyen de l'endoscope soit au moyen de la boîte d'observation, permettent de visualiser de grosses particules (de 5 mm à 20 mm) comme des matières fécales (en brun-orangé, avec un aspect spongieux) et des papiers (en gris, avec un aspect fibreux). Ces grosses particules sont noyées dans une matrice composée de particules plus fines (de taille inférieure à 2 mm) et sombres. On observe également la présence

de « poches » remplies d'eau. Les parois de ces cavités sont formées grâce à des amas de matières fibreuses qui donnent de la cohésion à la couche organique. Les parois présentent parfois des fissurations. Les photographies ont également mis en évidence la présence de vers (d'une longueur comprise entre 2 cm et 5 cm, avec un diamètre d'environ 1 mm) qui se déplacent à l'intérieur de la couche organique.

La teneur en eau de ce dépôt est très élevée. Il n'offre aucune résistance à l'enfoncement d'une pige ou d'un moulinet, ce qui explique que sa présence soit difficile à détecter. La teneur en eau mesurée sur les échantillons prélevés variait entre 94 % et 98 %. Cependant, il est probable que le fait de pomper l'eau pour mettre à sec le dépôt conduise à un tassement de la couche organique, et que la teneur en eau *in situ* soit supérieure à celle mesurée sur les échantillons.

L'analyse de la composition chimique de la couche confirme qu'il s'agit d'un matériau fortement organique, avec des teneurs médianes en MVS de l'ordre de 66 % à 71 %, des teneurs médianes en DCO de l'ordre de 0,97 à 1,13 g/g de MS et des teneurs médiane en carbone organique de l'ordre de 366 à 381 g C/kg. La teneur médiane en azote est de 17 à 22 g N/kg. Ces teneurs varient d'un échantillon à l'autre pour un même site de mesure et pour une même journée de prélèvement du fait de l'hétérogénéité du matériau. On n'observe cependant pas de différence significative entre les trois sites de mesure, ni de variation significative dans le temps.

Les différences de teneurs entre les trois sites de mesure sont plus marquées pour les métaux. Le site Vieille du Temple se caractérise par des teneurs statistiquement inférieures en cadmium et supérieures en cuivre à celles des deux autres sites. Les différences observées pour le plomb et le zinc ne sont cependant pas statistiquement significatives (test de Mann-Whitney).

La contamination en métaux lourds de la couche organique est nettement supérieure à celle mesurée pour les MES des eaux usées de temps sec [GASPERI *et al.*, 2006a]. Elle est comparable à celle des MES des effluents unitaires de temps de pluie [GASPERI *et al.*, 2006b]. Ceci relève probablement d'un enrichissement progressif de la couche organique par accumulation de métaux provenant soit du ruissellement, soit des activités de temps sec (activités professionnelles, nettoyage de la voirie..).

	Lyon	Saint-Gilles	Vielle du Temple
Nbr d'échantillons	3	6* - 12	9* - 15
%MVS	[69]	63-75, [71]	44-78, [66]
COP (gC/kgMS)	[367]	372-412, [381]	307-410, [366]
DCO (gO_2/gMS)	[1,13]	0,81-1,34, [1,04]	0,62-1,16, [0,97]
NTK (gN/kgMS)	[22]	16-23, [17]	14-22, [19]
Cd (µg/gMS)	[5.0]	3,3-7,9, [5.4]	1,4-6,5, [2.1]
Cu (µg/gMS)	[460]	387-553, [477]	504-1 457, [846]
Pb (µg/gMS)	[508]	424-869, [565]	432-1 002, [678]
Zn (µg/gMS)	[2 677]	1 761-2 812, [2 239]	1 426-2 626, [1 947]

* Cas du COP uniquement x-y, [z] = 1er décile- 9e décile, [médiane]

Tableau I. Teneurs en MVS, en COP, NTK, DCO et en métaux lourds mesurées en 2004 dans la couche organique

3.2. Localisation de la couche organique et critères de formation

Les *figures* 5 et 6 montrent les résultats de la cartographie des dépôts effectuée sur les collecteurs Saint-Gilles et Vieille du Temple. La couche organique est présente dans la zone amont des trois collecteurs étudiés. L'épaisseur de la couche varie entre 2 cm et 15 cm sur Saint-Gilles, elle atteint 10 cm sur Vieille du Temple et seulement 5 cm à l'amont de Rivoli. Les observations ont été réalisées deux fois sur l'amont du collecteur Saint-Gilles (décembre 2000, février 2001). Entre ces deux périodes, l'épaisseur de la couche organique n'a pas sensiblement évolué.

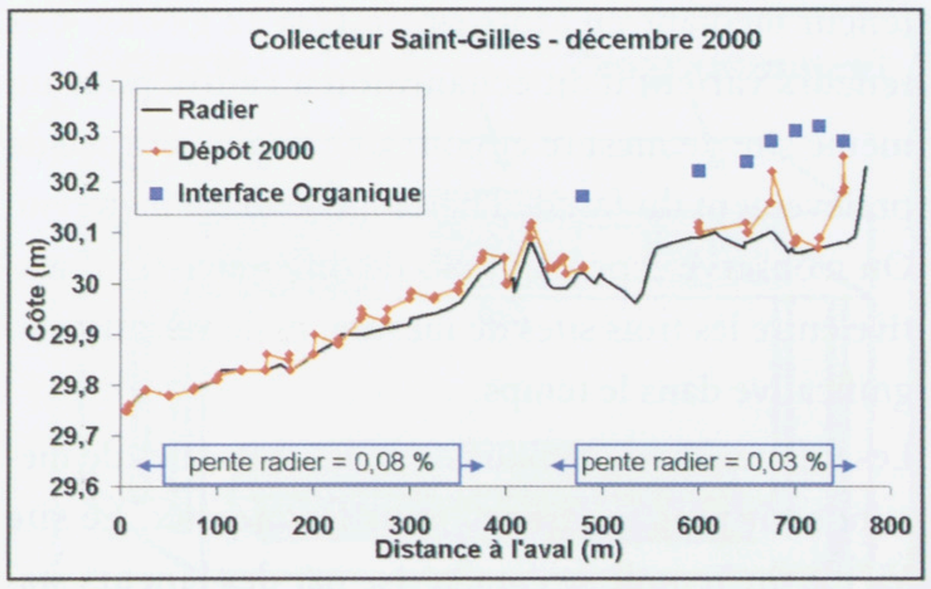


Figure 5. Suivi du collecteur Saint-Gilles

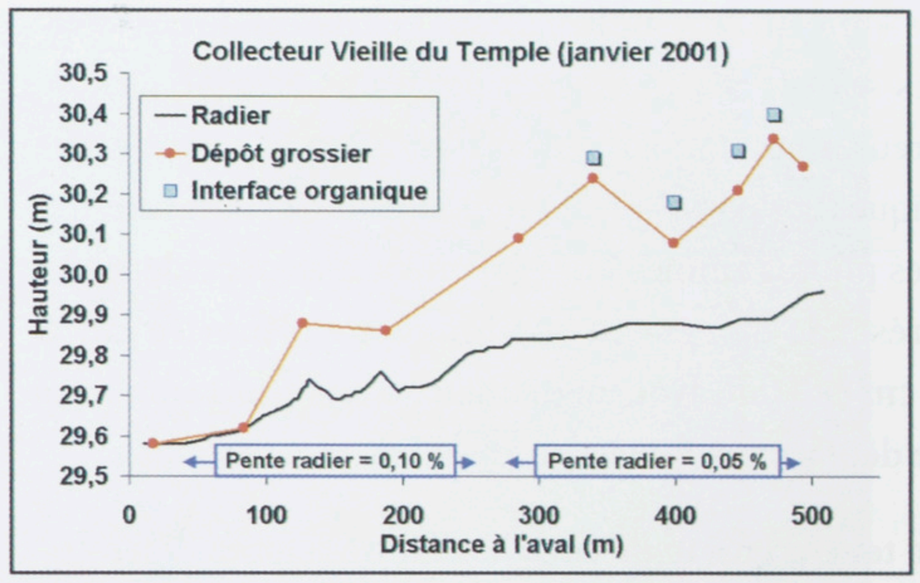


Figure 6. Suivi Collecteur Vieille du Temple

La couche organique a été observée dans des zones où les trois conditions suivantes étaient réunies :

- la vitesse d'écoulement est inférieure à 0,1 m/s,
- la pente du radier est inférieure à 0,05 %,
- les dépôts grossiers forment des reliefs importants en creux.

3.3. Dynamique d'accumulation et d'érosion de la couche organique

• Évolution du stock de couche organique par temps sec

À l'échelle du tronçon de collecteur, la couche organique observée possède un état d'équilibre qui se caractérise par une hauteur de couche stable. Ceci est illustré par le suivi des hauteurs de couche organique sur une période de deux mois, présenté en *figure 7*.

Les suivis photographiques réalisés localement, au niveau de la boîte d'observation, montrent que la couche subit des perturbations ponctuelles liées à des événements aléatoires, comme le transport de gros éléments dans le collecteur, qui sont suivis par une « accumulation » : les trous (de 5 cm à 10 cm d'épaisseur) formés dans de la couche organique par l'expérimentateur ou par le passage de gros éléments près du fond sont comblés rapidement, en quelques heures. On observe également durant les journées de temps sec des variations de la hauteur de couche, sans apport ou érosion de matière, par simple phénomène d'expansion ou de tassement (variations de la teneur en eau). Cette expansion peut aboutir, comme dans le cas illustré en *figure 8*, à l'arrachement d'un bloc de matière, suivi d'un comblement rapide (en moins de deux heures) du trou ainsi formé.

En dehors de ces phénomènes locaux, aucun phénomène d'accumulation notable n'a été observé, durant les périodes de temps sec, sur le tronçon étudié.

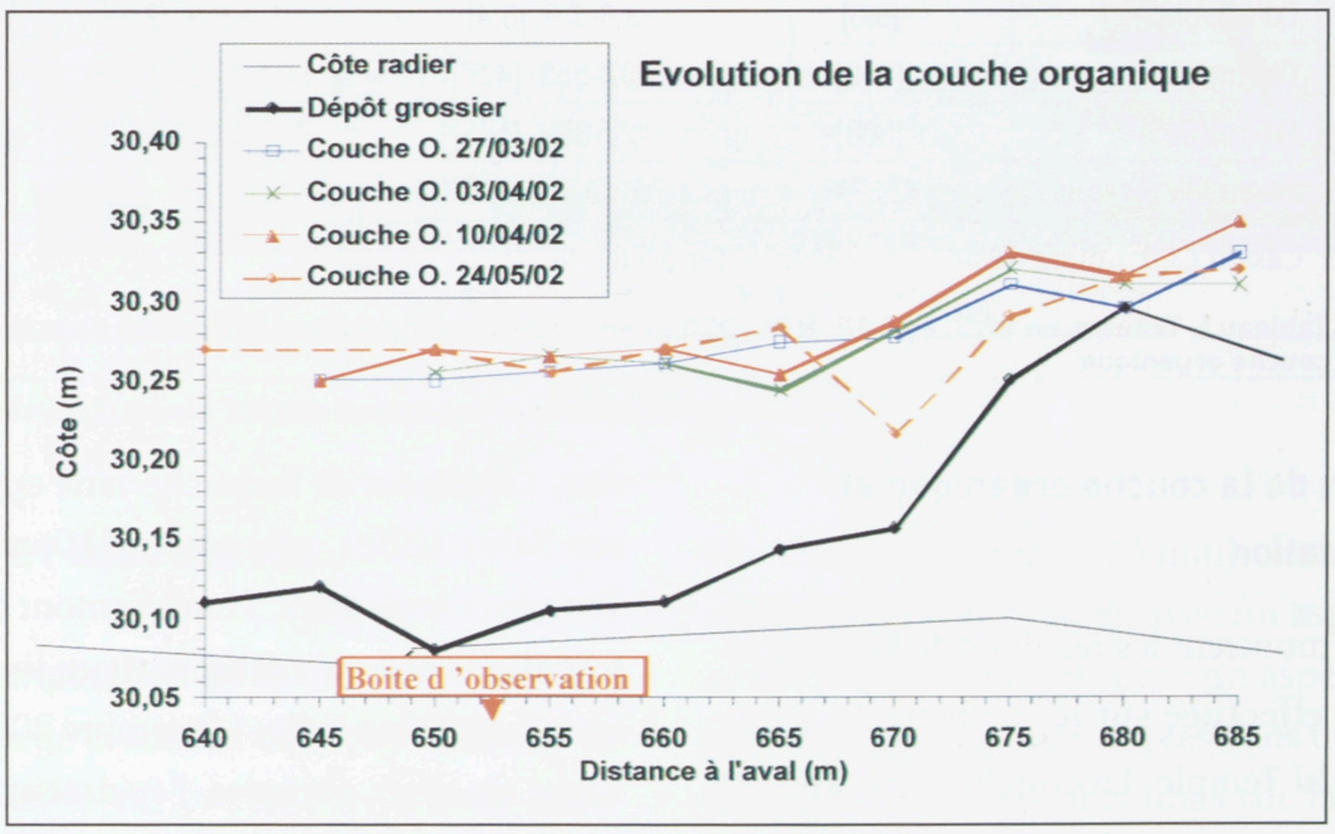


Figure 7. Évolutions de la couche organique sur 15 jours et sur 2 mois

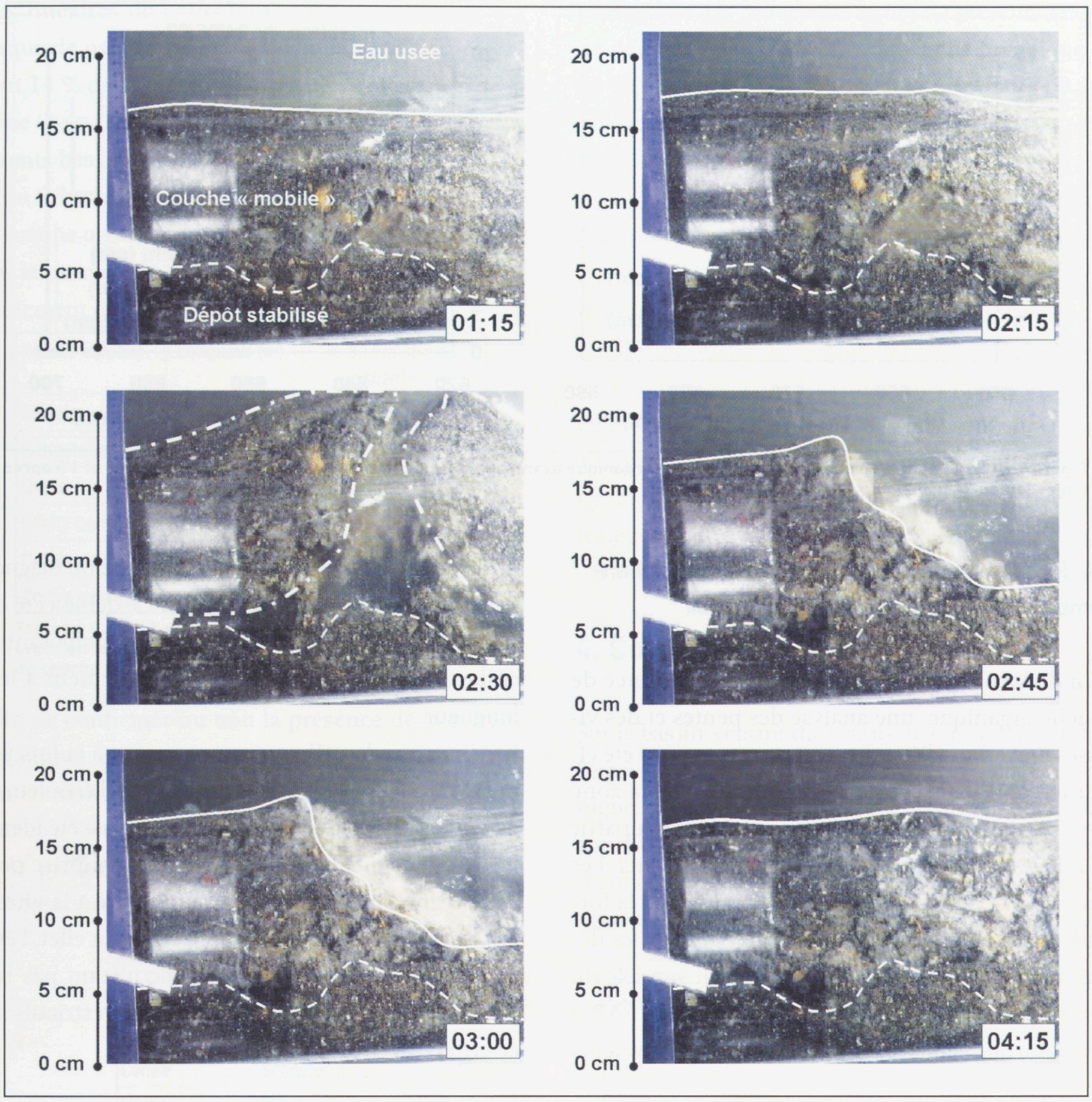


Figure 8. Cas d'un arrachement de couche organique durant une période de temps sec (3 mars 2002)

• Évolution du stock de couche organique par temps de pluie

Les augmentations de débit par injection d'eau potable sur le tronçon étudié provoquent une augmentation des flux de MES : il y a donc érosion sur le tronçon étudié. L'étude des caractéristiques des particules en suspension montre que les particules érodées sont de même nature que la couche organique. Les relevés de hauteur de couche organique effectués avant et après une injection d'eau *(figure 9)* montrent que l'érosion de la couche organique n'est pas uniformément répartie le long du tronçon : il peut y avoir érosion en un point et accumulation en un autre point. On assiste donc à des phénomènes locaux, probablement liés à des singularités hydrauliques ou à des particularités physiques locales de la couche organique. De plus, on constate un déplacement vers l'aval de la couche organique durant les augmentations de débit montrant que le transport par charriage joue un rôle important dans le processus d'érosion de la couche organique. Les photographies prises au niveau de la boîte d'observation au cours des injections de débit montrent en effet le passage de nombreuses matières en charriage.

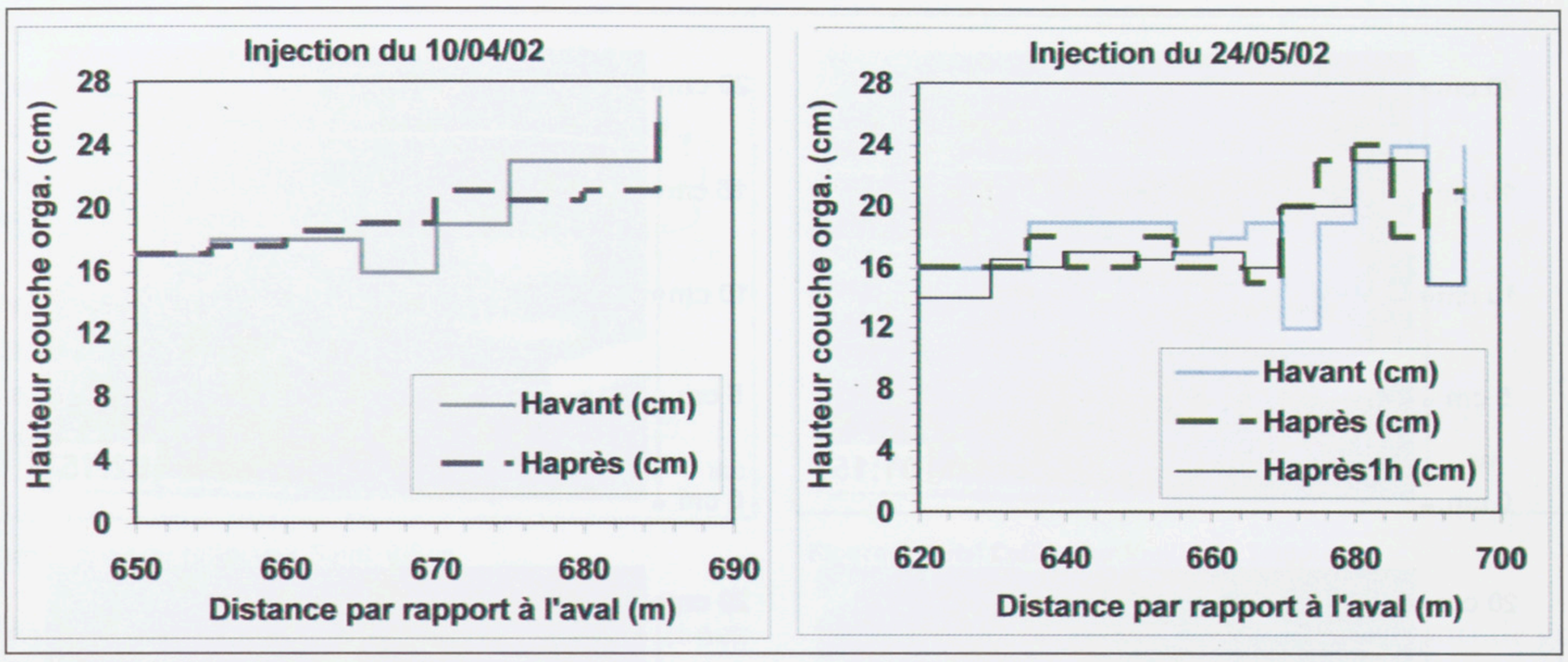


Figure 9. Suivi à l'endoscope des niveaux de couche organique avant, après l'injection du 10 avril 2002 et avant, après et 1 h après l'injection du 24 mai 2002

3.4. Recherche de la couche organique sur l'ensemble des collecteurs de la zone OPUR

Afin de localiser les zones à risque de présence de couche organique, une analyse des pentes et des vitesses moyennes d'écoulement par temps sec a été effectuée pour l'ensemble des collecteurs de la zone OPUR. Les pentes du réseau ont été établies à partir de relevés topographiques relativement récents. Les vitesses d'écoulement ont été estimées avec la formule de Manning-Strickler, en se basant sur les débits moyens de temps sec donnés par le modèle du réseau parisien (sous MOUSE) utilisé par la SAP, à l'exutoire de chaque sous-bassin-versant. Ces valeurs de débits avaient été calées lors de l'étude du diagnostic du réseau parisien [SAP, 1996]. Ce débit a été ensuite réparti sur les différents tronçons composant les collecteurs à l'amont, proportionnellement à leur longueur.

Les linéaires de collecteurs présentant à la fois une pente inférieure à 0,05 % et une vitesse d'écoulement de temps sec inférieure à 0,3 m/s ont ainsi été identifiés. Notons que la vitesse d'écoulement prise pour cette recherche (0,3 m/s) est supérieure à la vitesse critique déterminée par [OMS, 2003]. En effet, l'évaluation de la vitesse de temps sec n'étant pas très précise nous avons préféré être moins restrictifs sur ce critère.

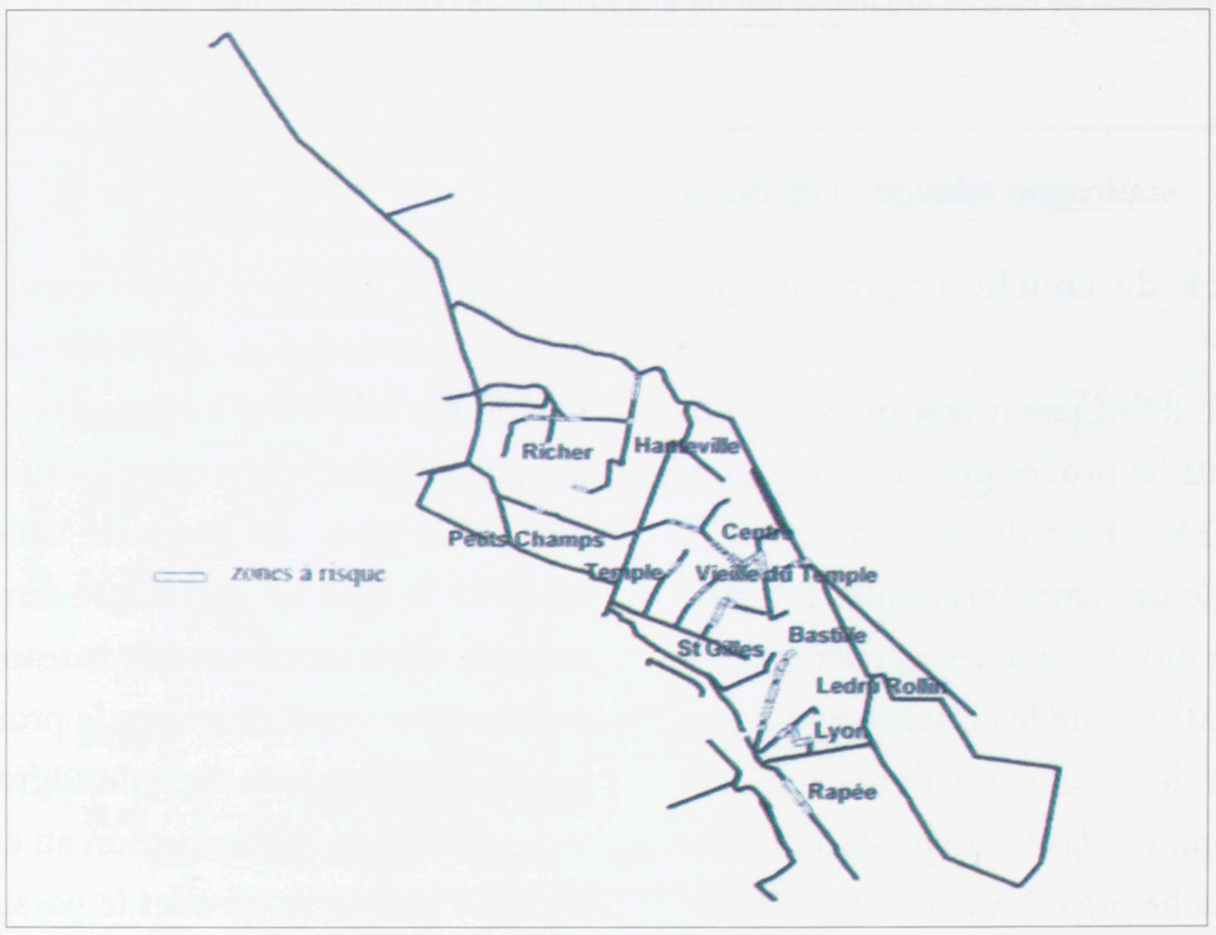


Figure 10. Zones où il y a risque de présence de la couche organique

Les linéaires de collecteurs identifiés comme « à risque de présence de couche organique » représentent 14 % de la longueur totale des collecteurs de la zone OPUR *(tableau II)*. La comparaison entre les différents bassins-versants montre que c'est au Marais et au Sébastopol qu'il y a le plus de risque de trouver la couche organique, alors qu'il est fort possible de ne pas la trouver sur le bassin-versant des Coteaux (7 % seulement de la longueur totale).

Bassin-versant	Longueur (m)	% du linéaire de collecteur
Marais	347	24
Sébastopol	593	32
Quais	420	11
Clichy centre	1 343	14
Coteaux aval	229	7
Clichy aval	1 672	14

Tableau II. Par bassin-versant, longueurs et pourcentages en longueur des collecteurs à risque de présence de couche organique

Afin de confirmer ou non la présence de la couche organique, quelques-uns des collecteurs concernés ont été visités. Les vitesses d'écoulement ont été mesurées à l'aide d'un vélocimètre électromagnétique et la présence où non de dépôt a été observée à l'endoscope.

La majorité des collecteurs visités ne présentaient pas ou peu de dépôt grossier et la couche organique n'a pu être observée, en dehors des collecteurs du Marais, que sur le collecteur de Lyon (sur le bassin-versant des Quais).

Une partie des collecteurs qui d'après notre étude auraient pu contenir de la couche mais qui n'en présentaient pas lors de la visite, ont subi des travaux de réhabilitation quelques semaines avant notre passage qui ont nécessité un curage, tel est le cas du collecteur du Centre. Pour les collecteurs Richer et Hauteville, les vitesses mesurées sur place sont supérieures à 0,3 m/s. Les vitesses mesurées au collecteur de Lyon, où la couche organique a été observée sont inférieures à 0,3 m/s, mais supérieures au critère de 0,14 m/s donné par [OMS, 2003].

4. Conclusion

Sur le bassin-versant du Marais, le type de dépôt dont l'érosion contribue aux flux de MES et de matière organique par temps de pluie a été identifié comme une couche organique immobile, située à l'interface eau-sédiment. Les critères pour l'existence de cette couche organique sont les suivants : faible vitesse d'écoulement (U < 0,1 m/s), faible pente de radier (j < 0,05 %), présence de dépôts grossiers avec des « creux ». Il semble que sa composition soit relativement homogène sur tout le bassin-versant du Marais (MV/MS : 76 % ; DCO/MS : 1,5 gO_2/g ; DBO5/MS : 0,4 gO_2/g).

Collecteur	Bassin-versant	Vitesse d'eau mesurée (m/s)	Vitesse d'eau estimée (m/s)	Observations	
				Dépôt	Couche organique
Centre	Sébastopol	0,20-0,41	0,07-0,83, (0.27)	+	-
Lyon	Quais	0,18-0,26	0,20-0,89, (0,35)	-	+
Rapée	Quais	Vitesse forte, non mesurée	0,23-1,31, (0,70)	Accès difficile	
Richer	Coteaux	0,95	0,16-0,78, (0,49)	-	-
Hauteville	Coteaux	0,33	0,22-1,86, (0,58)	+	-
+ : présence; - : absence					

Tableau III. Collecteurs visités et susceptibles de contenir de la couche organique

Les observations détaillées de la dynamique de la couche organique, réalisées par temps sec et au cours d'augmentations artificielles de débit sur le collecteur Saint-Gilles, dans le bassin-versant du Marais, ont montré que :

- la couche organique est un matériau hétérogène, composé de particules de natures très différentes (eau, papiers, matières fécales, matériaux granulaires...) et qui abrite une activité biologique ;
- par temps sec, la couche organique tend vers une hauteur d'équilibre stable et elle remplit les creux du dépôt grossier ; elle subit cependant des remaniements locaux qui sont liés à des perturbations aléatoires, internes ou externes à la couche organique (passage de gros éléments près du fond...) ; ces

remaniements conduisent à un renouvellement permanent du stock de couche organique et accentuent son hétérogénéité ;

- durant les augmentations de débit, la couche organique est en partie érodée et transportée en suspension mais elle est également pour une large part transportée par charriage ; cette érosion ne se produit pas de manière homogène à toute la surface du dépôt mais de façon discontinue.

Le dépôt érodé sur les bassins-versants de l'OPUR est de nature organique, comparable à la nature de la couche organique identifiée sur le Marais par [AHYERRE, 1999] et [OMS, 2003].

Cependant, l'analyse des pentes et des vitesses d'écoulement par temps sec des collecteurs de la zone OPUR montre que le linéaire de réseau de caractéristiques comparables aux collecteurs du Marais dans lesquels cette couche a été identifiée est très réduit. De plus, pour une partie de ces collecteurs considérés comme « à risque », les visites ont conclu à l'absence de couche organique. Ces visites n'ont cependant pas été exhaustives et nécessitent d'être complétées.

Il est possible que les dépôts contribuant aux flux de temps de pluie des différents bassins-versants aient une composition comparable à celle de la couche organique (matières fécales, papiers, résidus alimentaires) mais se présentent sous une forme différente : « petits tas » éparpillées dans les petites lignes ; dépôts localisés au niveau de singularités hydrauliques (zones de creux dans le dépôt grossier, amont d'un obstacle, zones d'influences aval, bassins de dessablement).

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine Normandie (AESN), le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP), la municipalité de Paris, ainsi que l'École nationale des Ponts et Chaussées (ENPC).

Bibliographie

AHYERRE M. (1999) : "Bilans et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire". Thèse de doctorat, Spécialité : hydrologie, hydrogéologie, géostatistique et géochimie, Université Paris VI, France. 250 p.

AHYERRE M., CHEBBO G. (2001) : "Identification des sources de pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire". Techniques, Sciences et Méthodes *n°5. p 87-100.*

ARTHUR S., ASHLEY R.M. (1998) : "Near bed solids transport and first foul flush in combined sewers". Wat.Sci.Tech., *Vol.37.*

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006a) : "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". TSM, *n°11, numéro spécial « OPUR ».*

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006b) : "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". TSM, *n°11, numéro spécial « OPUR ».*

GROMAIRE M.-C., GARNAUD S., MOILLERON R., CHEBBO G. (2001) : Contribution des différentes sources à la pollution des effluents unitaires de temps de pluie. Techniques, Sciences et Méthodes *n°5. p 72-86.*

KAFI-BENYAHIA M. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 342 p + annexes.

KAFI-BENYAHIA M., GASPERI J., GROMAIRE M.-C., MOILLERON R., CHEBBO G. (2006) ; "Contribution de différentes sources aux flux de polluants véhiculés par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". TSM, *numéro spécial « OPUR ».*

OMS C. (2003) : "Localisation, nature et dynamique de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire". École nationale des Ponts et Chaussées, 186 p.

RISTENPART E., ASHLEY R.M., UHL M. (1995) : "Organic Near-Bed Fluid and Particulate Transport in Combined Sewers". Wat.Sci.Tech., *Vol.31(7), pp.61-68.*

SAP (1996) : "Étude de diagnostic du fonctionnement du réseau d'assainissement parisien. Dossier de mesures – sous-systèmes 2 et 3, vol. 9".

VERBANCK M.A. (1995) : "Capturing and releasing settable solids – the significance of dense undercurrents in combined sewer flows". Wat.Sci.Tech., *Vol.31(7), pp.85-93.*

Dynamique de transfert de l'eau et des polluants par temps sec et par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien

M. KAFI-BENYAHIA[1], M.-C. GROMAIRE[1], M. SAAD[2], G. CHEBBO[3]

Mots-clés : réseau d'assainissement unitaire, eaux usées, eaux pluviales, production journalière, conductivité, turbidité, flux polluants, dilution

1. Introduction

La caractérisation des eaux unitaires urbaines véhiculées par temps sec et par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien des six bassins-versants OPUR [GASPERI et *al.*, 2006 a et b] a permis à la fois :

- d'évaluer les concentrations et les flux moyens transférés,
- de suivre la dynamique de transfert de l'eau et des polluants.

Cependant, compte tenu de la lourdeur du travail analytique, le suivi de la dynamique de transfert a été appréhendé sur les données suivantes :

- par temps sec : sur variation au cours de la journée des débits et des pollutogrammes en 5 tranches horaires de différents polluants,
- par temps de pluie : sur variation au cours de l'évènement pluvieux des débits, de la conductivité et de la turbidité.

À partir de ces données, différentes approches ont été mises en place afin de répondre aux interrogations suivantes.

• Par temps de pluie :

- Comment se répartissent les masses polluantes à l'intérieur de l'évènement pluvieux ?
- Les flux en eaux usées supposés passés au cours de l'évènement pluvial sont-ils vraiment identiques à ceux mesurés par temps sec ?

• Par temps sec :

- Quels sont les facteurs qui peuvent expliquer le cycle journalier des concentrations ?

La réponse à ces questions fournit des éléments utiles pour la gestion et le dimensionnement des ouvrages d'interception et de traitement des eaux urbaines.

Cet article présente les différentes approches utilisées pour analyser la dynamique de transfert des polluants dans le réseau d'assainissement unitaire de la zone OPUR, à la fois par temps sec et par temps de pluie, ainsi que les principaux résultats obtenus.

2. Contexte et méthodologie

2.1. Dynamique de transfert des polluants en réseau unitaire par temps de pluie

2.1.1. Problématique

L'étude de la qualité des effluents unitaires de temps de pluie aux exutoires des bassins-versants OPUR [GASPERI et *al.*, 2006 b] a fourni des éléments sur la nature, l'importance et la variabilité spatiale et temporelle des flux polluants générés par un événement pluvieux. Cependant, cette étude a été réalisée sur des échantillons moyens par événement pluvieux, et ne s'intéressait pas à la variabilité des flux au cours de l'événement pluvieux. Or, dans un objectif de dimensionnement d'ouvrages d'interception et de traitement des effluents pluviaux, la dynamique de transfert des polluants au cours de la pluie et notamment la distribution des flux polluants sur le volume de

1 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes. 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
2 CEREVE Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris XII Val-de-Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
3 Faculté de Génie Université libanaise, route de l'Aéroport, Beyrouth, Liban.

l'événement pluvial constitue une donnée importante. Cette information peut être obtenue à partir du tracé et de l'analyse statistique des courbes M(Vt), représentant la masse polluante écoulée depuis le début de l'événement pluvieux en fonction du volume écoulé depuis le début de l'événement pluvieux. Par ailleurs, nous avons supposé pour l'établissement des bilans de masse [KAFI-BENYAHIA et *al.*, 2006] que le flux d'eaux usées écoulé à l'exutoire au cours d'un événement pluvial était identique à celui mesuré par temps sec. Ceci suppose d'une part que la production en eaux usée soit identique en temps sec et en temps de pluie, mais également que la dynamique de transfert des eaux usées dans le réseau soit identique en temps sec et en temps de pluie. Cette deuxième hypothèse est discutable du fait des variations des vitesses d'écoulement durant les événements pluviaux. Nous chercherons ici à mieux caractériser la dynamique de transfert des eaux usées au cours des événements pluvieux. Cette analyse permettra d'évaluer l'incertitude liée à l'hypothèse que nous avons faite lors des calculs de bilans massiques. Mais, au-delà de cette application, la connaissance de l'évolution de la proportion d'eaux usées contenue dans l'effluent permet de mieux caractériser le type d'effluent déversé, admis en STEP, ou admis dans les ouvrages de stockage. Cette analyse permet de voir, en particulier sur les grands bassins-versants, l'existence ou non au début de la pluie d'un phénomène de « piston » (les eaux pluviales poussent-elles les eaux usées ?). Elle permet également de vérifier si, à la fin de l'événement pluvieux, on retrouve un effluent dont les caractéristiques sont celles des eaux usées ou s'il y a persistance d'une fraction d'eau pluviale alors que les conditions hydrauliques sont redevenues celles de temps sec.

2.1.2. Données disponibles

La caractérisation des eaux unitaires véhiculées par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien a été étudiée à l'exutoire des six bassins versants OPUR [GASPERI et al.2006 b]. Les caractéristiques de ces bassins-versants (surface, population, longueur hydraulique, etc.) sont fournies par [CHEBBO et *al.*, 2006]. La plupart des paramètres polluants étudiés (MES, matière organique, azote, métaux, hydrocarbures) ont été mesurés uniquement sur des échantillons moyens par événement pluvieux. Du fait de la lourdeur du travail analytique, le suivi de la dynamique de transfert des flux polluants au cours de l'événement pluvieux a été appréhendé à partir de trois paramètres uniquement :

- le débit, mesuré en continu au pas de temps de 1 à 3 minutes,
- la conductivité, mesurée sur chaque flacon de prélèvement ; la conductivité sera utilisée comme un traceur de la proportion d'eaux usées contenue dans l'effluent,
- la turbidité, également mesurée sur chaque flacon de prélèvement ; la turbidité sera utilisée comme un indicateur de la charge en polluants particulaires de l'effluent.

Un flacon de prélèvement est constitué d'un mélange de six échantillons instantanés, prélevés à un pas de temps fixe de 3 ou 5 min (sauf Marais, où le prélèvement est proportionnel au volume écoulé), et couvre donc une durée de 18 minutes pour les sites amont (Sébastopol, Quais) et de 30 minutes pour les sites aval (Clichy centre, Coteaux, Clichy aval).

Le *tableau I* donne le nombre de pluies où un pollutogramme de conductivité et de turbidité a été établi ainsi que le nombre de flacons constituant le pollutogramme.

2.1.3. Méthode d'analyse de la dynamique de transfert par temps de pluie

- Distribution des flux polluants au cours de l'événement pluvieux

Pour une meilleure compréhension de la distribution temporelle des matières en suspension au cours de la pluie, en fonction de l'échelle spatiale, une approche se basant sur les courbes Masse-Volume [M (Vt)] est

	Marais		Sébastopol		Quais		Clichy centre		Coteaux aval		Clichy aval	
	1	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*
Conductivité	16	2-24	11	3-12	8	4-24	12	5-19	8	4-17	7	3-24
Turbidité	8	2-19	6	3-12	4	10-24	7	5-21	5	4-16	4	3-24

1 : nombre de pluies *2* : nombre de flacons par pluie x-y : minimum-maximum

Tableau I. Nombre de pluies étudiées et nombre de flacons échantillonnés par pluie

utilisée. Les courbes [M (Vt)] sont établies à partir des pollutogrammes en turbidité mesurés pour chaque évènement pluvieux. La turbidité représente la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières colloïdales et en suspension, elle est donc reliée à la concentration en MES de l'effluent.

Les courbes M (Vt) permettent d'étudier l'évolution des masses polluantes en fonction du volume écoulé au cours de l'évènement pluvieux.

Ces courbes représentent le pourcentage de la masse M (t) cumulée à l'instant t en fonction du pourcentage du volume V(t) cumulé à l'instant t [GEIGER, 1984 ; STOTZ et KRAUTH, 1984]. Pour mieux les interpréter, [SAGET et *al,* 1996, BERTRAND-KRAJEWSKI et *al,* 1998] proposent d'approximer ces courbes par des fonctions de la forme $M=V^b$ et de les classer en fonction de la valeur de b en six catégories. Ces dernières correspondent aux six zones de graphe M (V) représentées dans la *figure 1*.

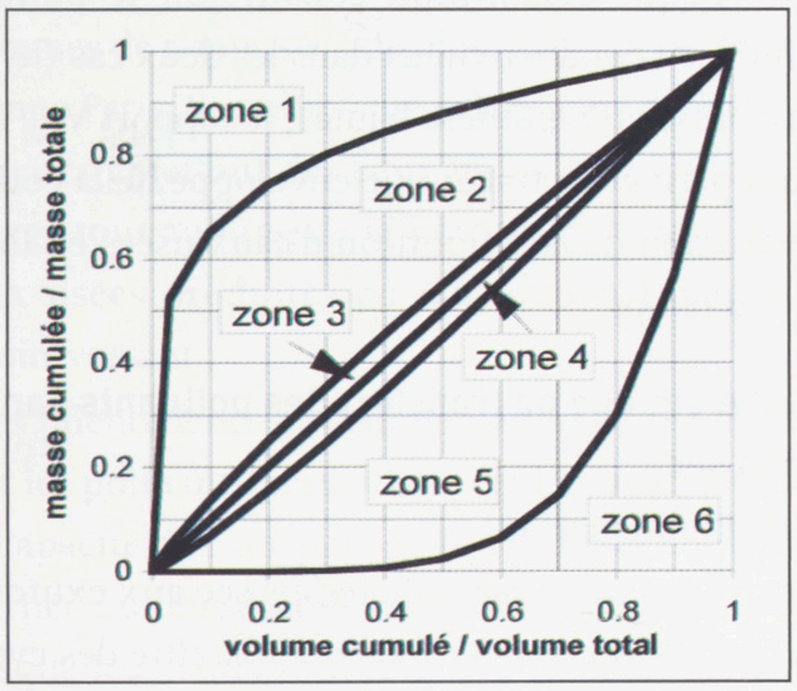


Figure 1. Les six zones des courbes M(V)

La classification proposée par [SAGET et *al,* 1996 ; BERTRAND-KRAJEWSKI et *al.,* 1998] permet de mieux interpréter les courbes M (V) en se référant à l'écart entre ces courbes et la bissectrice. En effet, une courbe M (V) proche de la diagonale traduit une répartition quasi uniforme de la masse de polluant sur l'ensemble du volume de la pluie. Alors qu'une courbe M (V) éloignée vers le haut de la diagonale (au-dessus) traduit une proportion de la masse plus élevée dans la première fraction du volume; cependant, une courbe M(V) incurvée vers le bas de la diagonale (au-dessous) traduit une proportion de la masse plus élevée dans la dernière fraction du volume.

- Calcul de la proportion d'eau usée contenue dans l'effluent unitaire

La proportion d'eaux usées contenue dans l'effluent unitaire a été évaluée par deux méthodes différentes.

Méthode volumétrique

La proportion d'eaux usées Veui/Vtoti contenue dans l'effluent unitaire durant la tranche horaire i, est estimée à partir des débits mesurés par temps sec, pour la même plage horaire que celle correspondant à l'évènement pluvieux, et du débit total mesuré à l'exutoire durant l'événement pluvieux. Cette approche suppose que la dynamique de transfert des eaux usées est identique par temps sec et par temps de pluie.

Méthode de conductivité

L'approche utilisée consiste à calculer la proportion d'eaux usées contenue dans l'effluent au cours de l'événement pluvieux ($\%V_{EU}/V_{tot}$), à partir de la conductivité de l'effluent de temps de pluie K_{tot}, celle des eaux usées de temps sec K_{eu} et celle estimée pour les eaux de ruissellement K_r. Pour ce faire, trois hypothèses sont faites :

- la conductivité des eaux usées et celle des eaux de ruissellement sont supposées constantes au cours de la pluie,
- les eaux de ruissellement du Marais sont supposées représentatives, en termes de conductivité, de la qualité des eaux de ruissellement de tout Paris, donc de la zone OPUR ;
- la conductivité du mélange eau usée + eau pluviale peut être calculée à partir des conductivités des deux composants par une formule de dilution ; en effet, la conductivité des eaux de ruissellement (de l'ordre de 56 à 141 µS/cm) est très faible devant celle des eaux usées (de l'ordre de 1 000 à 1 300 µS/cm) ; de plus, les conductivités fournies dans la norme 27 888 NFEN ISO 7888 pour différentes concentrations de KCl (de 0 à 0,2 mole/l) indiquent une relation de linéarité entre conductivité et concentration pour des conductivités inférieures ou égales à 1 500 µS/cm.

Nous avons ensuite procédé comme suit pour l'évaluation du rapport V_{EU}/V_{tot}.

Soit :

V_{tot} : volume des eaux unitaires de temps de pluie ;

V_{EU} : volume des eaux usées ;

V_R : volume des eaux pluviales ou des eaux de ruissellement ;

K_{tot} : conductivité des eaux unitaires ;

K_{EU} : conductivité des eaux usées ;

K_R : conductivité des eaux de ruissellement.

On a :

$$V_{tot} = V_{EU} + V_R \qquad \text{équation 1}$$

$$\text{et } K_{tot} = \frac{(K_{EU} * V_{EU}) + (K_R * V_R)}{V_{EU} + V_R} \qquad \text{équation 2}$$

Il est facile d'en déduire le rapport V_{EU}/V_{tot}

$$\frac{V_{EU}}{V_{tot}} = \frac{K_{tot} - K_R}{K_{EU} - K_R} \qquad \text{équation 3}$$

Pour chaque site de mesure et compte tenu de la variabilité faible (< ±15 %) des conductivités mesurées, la conductivité des eaux usées est supposée constante et prise égale à la médiane des valeurs mesurées sur les échantillons moyens journaliers de temps sec de ce site *(tableau II)*.

µS/cm	Marais	Sébastopol	Quais	Clichy centre	Coteaux aval	Clichy aval
Conductivité	905 - 1 084 [1 003]	1 185 - 1 374 [1 265]	982 - 1 145, [1 051]	1 151 - 1 197 [1 121]	1 148 - 1 167 [1 150]	1 073 - 1 184 [1 120]

Cond x-y, [z] : 1er décile - 9e décile [médiane]

Tableau II. Conductivité des eaux usées de temps sec des sites OPUR

La conductivité des eaux de ruissellement K_r a été estimée à partir des données mesurées en 1997 et 1998, sur un grand nombre d'échantillons d'eaux de ruissellement de voiries, de cours et de toitures du Marais. Pour chacun des événements pluvieux étudiés en 1997-1998, une conductivité moyenne, pondérée par le volume de ruissellement sur chaque type de surface, a été calculée pour la globalité des eaux de ruissellement du Marais. Cette conductivité varie entre 56 et 141 µS/cm suivant l'événement pluvieux. Nous supposons que ces conductivités sont identiques sur tout Paris, et afin de prendre en compte la variabilité d'une pluie à une autre, deux hypothèses sont posées :

- hypothèse 1 (hypothèse basse) : correspond à la valeur minimale de la conductivité des eaux de ruissellement du Marais ;
- hypothèse 2 (hypothèse haute) : correspond à la valeur maximale de la conductivité des eaux de ruissellement du Marais.

Ainsi, on peut calculer pour l'échantillon moyen et pour chaque échantillon constituant le pollutogramme en conductivité et dans les deux cas (hypothèse basse et hypothèse haute), le rapport V_{EU}/V_{tot}, ce qui permet de tracer une enveloppe de la courbe de variation de la proportion d'eaux usées en fonction du temps.

2.2. Dynamique de transfert des polluants par temps sec

2.2.1. Problématique

Le suivi des eaux usées de temps sec aux exutoires des bassins-versants OPUR fait apparaître des cycles journaliers réguliers des débits mais aussi des concentrations en MES, DCO, DBO_5, NTK *(figure 2)*.

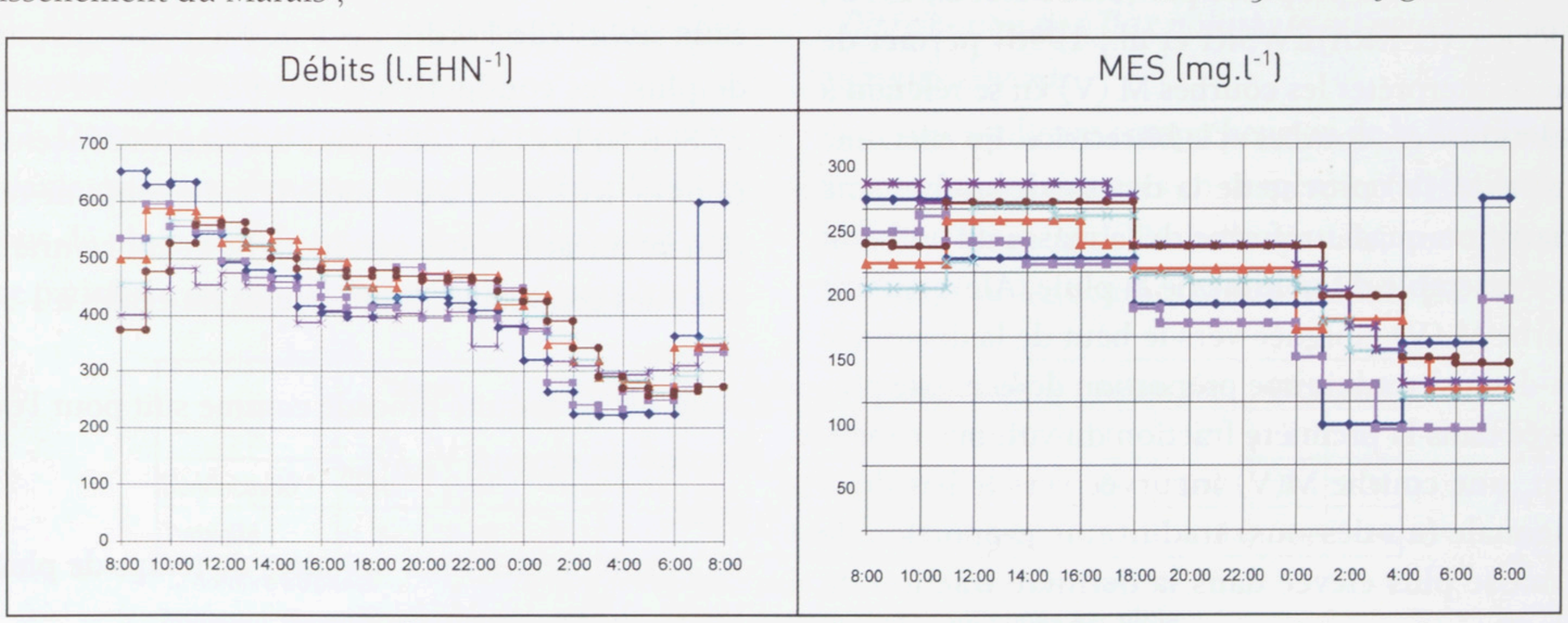


Figure 2. Pollutogrammes des débits et des concentrations en MES à l'exutoire des six bassins-versants de la zone OPUR

Pour ces polluants, les concentrations varient en phase avec le débit. Ce résultat n'est pas nouveau et correspond aux observations classiquement faites par temps sec aux exutoires de réseaux unitaires. Cependant, si l'existence d'un cycle journalier des débits se comprend aisément, en lien avec la variation des consommations d'eau au cours de la journée, il n'en est pas de même du cycle journalier des concentrations. En effet, comme le suggèrent [AUMOND et JOANNIS, 2006], il est plus naturel de postuler que la concentration des eaux sanitaires est en moyenne constante au cours de la journée.

Trois facteurs peuvent expliquer le cycle journalier des concentrations des eaux usées classiquement observé :

- une variabilité de la qualité des effluents rejetés en fonction de l'heure de la journée et du type d'activité caractéristique de cette plage horaire ; si ce type de variation est certes possible, il serait néanmoins surprenant qu'il soit aussi régulier et corrélé aux débits d'eaux usées que ce que l'on observe sur les pollutogrammes de temps sec ; de plus, dans un centre-ville comme Paris, la multiplicité et la grande diversité des activités émettant des eaux usées est propice à un lissage tout au long de la journée de la qualité des eaux usées produites en moyenne à l'échelle du bassin-versant ;
- des phénomènes de sédimentation / érosion affectant les polluants particulaires et liés aux variations de capacité de transport de l'effluent au cours de la journée ; une sédimentation des particules la nuit lorsque les débits sont faibles et/ou une remise en suspension au moment des débits de pointe diurnes pourraient engendrer un cycle journalier des concentrations en MES en phase avec le cycle des débit ; notons cependant que le cycle journalier des concentrations est également observé pour les polluants dissous qui ne devraient pas être affectés par les phénomènes d'érosion / sédimentation ;
- la dilution des effluents par les eaux claires présentes dans le réseau d'assainissement ; en cas de présence d'un débit important d'eaux claires, les eaux usées rejetées subissent une dilution dont le facteur est variable au cours de la journée car proportionnel au débit des eaux usées ; selon [AUMOND et JOANNIS, 2006], ce phénomène de dilution par des eaux parasites expliquerait les cycles journaliers de concentration observés dans le cas d'un réseau séparatif eaux usées à Nantes ; dans le cas du Marais cependant, [GROMAIRE, 1998] a montré que la dilution par les eaux claires ne suffisait pas à elle seule à expliquer les cycles journaliers de concentration observés pour les MES.

2.2.2. Données disponibles

Les eaux usées de temps sec véhiculées dans le réseau unitaire parisien ont été étudiées à l'exutoire des six bassins-versants de taille croissante (42 ha à 2 500 ha) constituant le dispositif expérimental Opur. Des campagnes de mesures, représentatives des différents jours de la semaine, ont été réalisées entre octobre 2002 et août 2005. Le détail opératoire de ces campagnes est donné par [GASPERI et *al.*, 2006a]. Au cours de ces campagnes, des pollutogrammes ont été réalisés selon cinq tranches horaires définies selon l'activité journalière : matin (8 h-11 h), après-midi (11 h-18 h), soirée (18 h-1 h), début de nuit (1 h-4 h) et minima nocturnes (4 h-7 h). 2 à 6 pollutogrammes de ce type ont été réalisés pour chacun des bassins-versants étudiés. Les échantillons ont été analysés en termes de concentrations en MES, MVS, DCO totale et dissoute, DBO_5 totale et dissoute et NTK total et dissous, et les caractéristiques hydrauliques correspondant à chaque tranche horaire du pollutogramme on été déterminées.

2.2.3. Méthode d'analyse de la dynamique de transfert

• *Effet de la dilution par les eaux claires*

Dans un premier temps, nous allons évaluer l'effet de la dilution par les eaux claires sur le cycle journalier des concentrations. Pour cela nous adapterons la méthode proposée par [AUMOND et JOANNIS, 2006] au cas des pollutogrammes de MES, DCO, COT et NTK établis sur les bassins-versants d'Opur.

Soit :

ΦFij le flux polluant mesuré à l'exutoire durant la tranche horaire i du jour j,

Cij la concentration en polluant mesurée à l'exutoire durant la tranche horaire i du jour j,

Qij le débit moyen mesuré à l'exutoire durant la tranche horaire i du jour j,

Qmoyj le débit moyen mesuré à l'exutoire sur les 24 heures du jour j,

Qoj le débit d'eau claire moyen au cours du jour j,
Ceu ij la concentration à la source des eaux usées émises durant la tranche horaire i du jour j,
Ceu la moyenne journalière de la concentration à la source des eaux usées,
Qeuj le débit moyen sur 24 heures des eaux usées émises.

On a : $\Phi ij = Cij\ Qij$ et $\Phi ij = Ceu\ (Qij-Qoj)$
Comme Qmoyj = Qeuj+Qoj,
on peut écrire : $\Phi ij = Ceu\ ij\ (Qij-Qmoyj+Qeuj)$
Et donc

$$\Phi ij = Ceu\ ij\ (Qij-Qmoyj) + Ceu\ ij\ Qeuj \quad \text{(équation 4)}$$

Si l'on suppose que la concentration des eaux usées produites Ceu ij est constante au cours de la journée (Ceu ij = Ceu), que le débit moyen journalier des eaux usées produites Qeuj est constant et que le seul processus en jeu est un phénomène de dilution, alors l'équation 4 traduit l'existence d'une relation linéaire entre le flux mesuré à l'exutoire Φij et le débit (Qij-Qmoyj). La pente de cette droite est égale à la concentration en polluant des eaux usées Ceu et son abscisse à l'origine est égale à (Qeuj), débit moyen journalier des eaux usées émises. On peut ensuite évaluer le débit moyen journalier des eaux claires Qoj=(Qmoyj-Qeuj) et calculer le débit Qeuij des effluents sanitaires rejetés (hors eaux claires) pour chaque tranche horaire i.

Afin de permettre le mélange des données provenant des six différents bassins-versants de l'OPUR, qui correspondent à des tailles de bassins-versants et donc à des ordres de grandeurs de débit et de flux très différents, nous avons choisi de normaliser l'ensemble des données par rapport au nombre « d'équivalents hommes d'azote » (EHN) calculé pour chaque bassin-versant et pour chaque journée de mesure. Le nombre d'EHN a été calculé à partir du flux journalier d'azote dissous mesuré à l'exutoire, en considérant une production de 12 g de NTK dissous par équivalent homme.

L'azote Kjeldahl (NTK) présent dans les eaux usées provient essentiellement des émissions physiologiques des usagers via les urines (11 $g.j^{-1}$) et les matières fécales (1,5 $g.j^{-1}$). Compte tenu de sa répartition majoritairement dissoute (de l'ordre de 80 % selon [THOBURN, 1984] et afin de s'affranchir des phénomènes de sédimentation-érosion en réseau, la concentration en NTK dissous apparaît comme un indicateur potentiel du nombre d'équivalent hommes (résidents, employés et visiteurs) présents sur le bassin-versant. Le chiffre de 12 g/j d'azote dissous correspond à la production journalière calculée par [VIENNERAS et JONSSON, 2002].

L'équation (1) devient alors :

$$\Phi ij/EHNj = Ceu\ (Qij-Qmoyj)/EHNj + Ceu\ Qeuj/EHNj \quad \text{(équation 5)}$$

Cette normalisation permet de plus de s'affranchir d'un éventuel biais dû à la variabilité hebdomadaire ou saisonnière des débits journaliers d'eau usée Qeuj. En effet, si Qeuj est susceptible de varier du fait des fluctuations de population, on peut supposer que sa valeur par équivalent homme Qeuj/EHNj reste stable.

• Variabilité de la production au cours de la journée et/ou phénomènes de sédimentation et érosion

Afin de mettre en évidence des processus qui seraient liés soit à une variation de la qualité des eaux usées rejetées au cours de la journée, soit (cas des polluants particulaires uniquement) à une variation de la capacité de transport de l'effluent au cours de la journée, nous allons analyser les données relatives à :

- l'évolution de la nature des polluants dissous au cours de la journée : nous nous intéresserons en particulier aux rapports DCOd/NTKd et COD/NTKd ;
- la variabilité des concentrations Ceu ij des eaux usées à la source, en termes de DCOd et NTKd ; soit Qeu ij le débit des eaux sanitaires, hors eaux claires, calculé précédemment, la concentration en polluants Ceu ij correspondant à ce débit est donnée par Ceu ij = Φij/ Qeu ij ;
- l'évolution de la nature des polluants particulaires au cours de la journée : on s'intéressera plus particulièrement aux variations journalières du rapport particulaire/dissous (DCOp/DCOd, COP/COD), aux variations de la teneur en matière volatile des particules et aux variations du rapport MES/NTKd ;

3. Résultats

3.1. Dynamique de transfert des polluants par temps de pluie

3.1.1. Distribution temporelle des flux polluants au cours de l'évènement pluvieux

Les courbes M(Vt) ont été établies à partir des pollutogrammes en turbidité mesurés sur tous les bassins-

versants OPUR et pour 4 à 8 évènements pluvieux *(figure 3)*. L'analyse de ces courbes montre qu'elles se trouvent en zone 2, 3 et 4 selon la classification de [BERTRAND-KRAJEWSKI et *al.*, 1998]. La majorité se trouve en zone 3 et 4, présentant un écart faible par rapport à la bissectrice, ce qui traduit une répartition relativement uniforme de la masse polluante sur l'ensemble du volume de l'évènement pluvieux. Par ailleurs, les courbes M (Vt) d'une même pluie sont généralement peu différentes, quelle que soit la taille du bassin du versant *(figure 4)*. D'après ce résultat, la taille du bassin-versant n'influe pas significativement sur la distribution temporelle des matières en suspension au cours de la pluie. Ce résultat concorde avec celui obtenu par [SAGET, 1994] qui n'a pas pu mettre en évidence aucune relation entre les caractéristiques des bassins-versants et la distribution temporelle des polluants, pour différents sites de mesure.

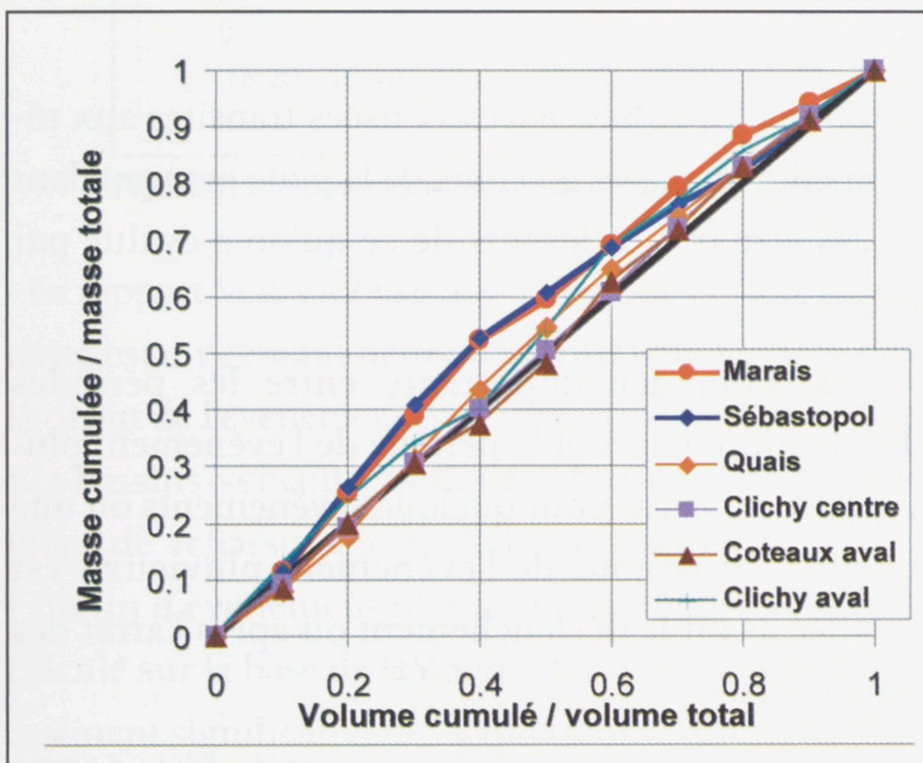


Figure 3. Courbes médianes M(Vt) sur OPUR

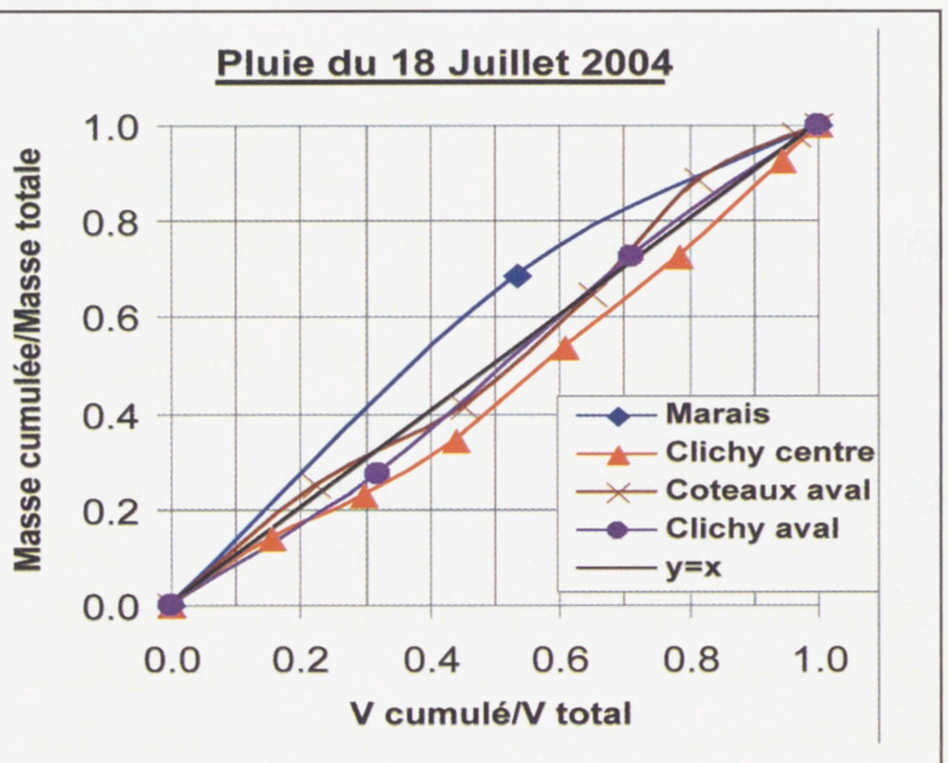


Figure 4. Courbe M(V) pour la pluie du 18 juillet 2004

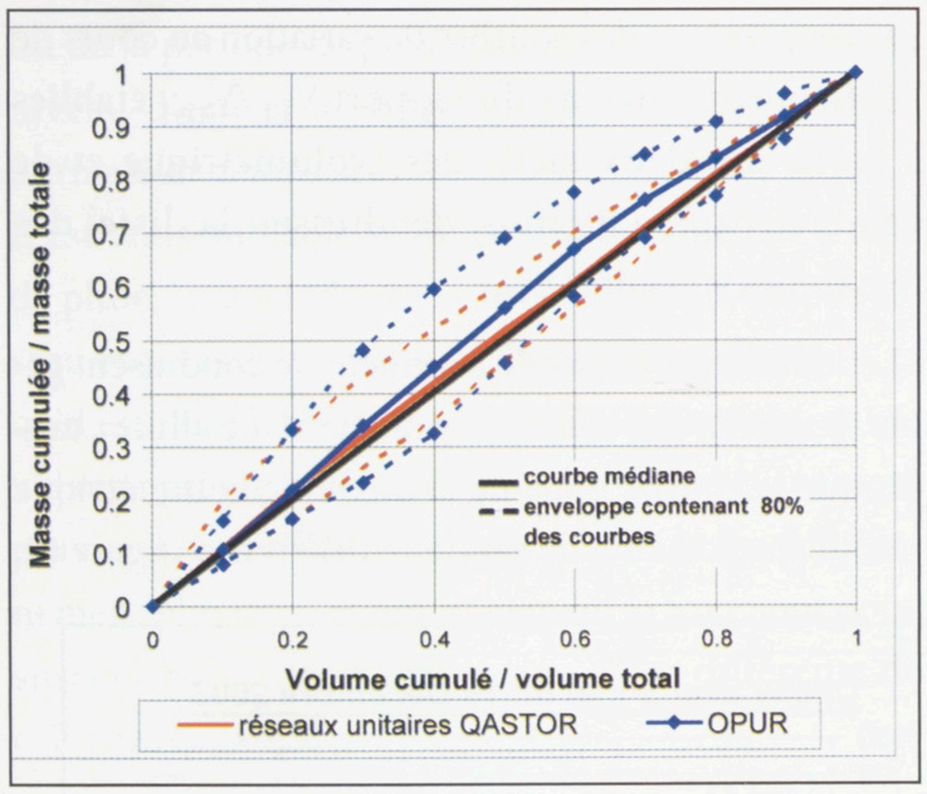


Figure 5. Comparaison entre le fuseau des courbes M(Vt) obtenu à l'exutoire de la zone OPUR et celui établi par [SAGET, 1994] pour l'ensemble des bassins unitaires de la base QASTOR

La comparaison entre les courbes M (Vt) obtenues à l'exutoire de la zone OPUR et celles de la base QASTOR pour six bassins-versants de grandes tailles (à l'exception du bassin-versant de Mantes dont la surface est de 72 ha, les cinq autres sites drainent des surfaces actives de 470 à 4 600 ha) est représentée dans la *figure 5*. Le fuseau de courbes obtenu pour les sites OPUR est comparable à celui établi précédemment pour les sites de la base QASTOR.

Ces résultats confirment pour les pluies étudiées l'absence d'un phénomène de premier flot qui justifierait de ne traiter que la première fraction du volume des eaux pluviales. L'interception d'une fraction importante de la masse polluante suppose d'intercepter également une fraction importante du volume de l'événement pluvieux. Ainsi, sur les sites OPUR, les premiers 80 % de la masse polluante sont véhiculés par les premiers 65 à 85% du volume de l'événement pluvieux.

3.1.2. Transfert des eaux usées au cours de l'évènement pluvieux

• *Ordre de grandeurs du rapport V_{EU}/V_{tot}, à l'échelle de l'évènement pluvieux*

Le *tableau III* indique les ordres de grandeurs du rapport V_{EU}/V_{tot}, en moyenne sur l'événement pluvieux, obtenus par les deux méthodes et pour l'ensemble des événements pluvieux étudiés.

	Méthode de conductivité		Méthode volumétrique
	Hypothèse basse (1)	Hypothèse haute (2)	
Marais	28-65, [40]	21-62, [34]	17-60, [39]
Sébastopol	45-62, [57]	41-59, [54]	33-69, [48]
Quais	36-87, [61]	30-85, [57]	28-72, [47]
Clichy centre	40-80, [60]	35-79, [57]	43-75, [57]
Coteaux aval	28-67, [49]	22-64, [45]	23-79, [52]
Clichy aval	29-71, [54]	23-69, [50]	28-79, [59]

Lecture du tableau : 1er décile - 9e décile, [médiane] sur la campagne de mesure.

Tableau III. Pourcentages V_{EU}/V_{tot} estimés par la méthode de conductivité et la méthode volumétrique

À partir des résultats obtenus, les conclusions suivantes peuvent être tirées.

❶ Il y a peu de différence entre l'hypothèse basse et haute pour la méthode conductivité, du fait que les conductivités des eaux de ruissellement sont très faibles devant celles des eaux usées ;

❷ En moyenne sur l'événement pluvieux, les proportions d'eaux usées calculées par la méthode volumétrique sont généralement cohérentes avec celles estimées à partir de la conductivité. Les volumes d'eaux usées écoulés aux exutoires au cours des événements pluvieux ne paraissent pas significativement affectés par l'hydrodynamique de temps de pluie, quelle que soit la taille du bassin-versant ;

❸ Des différences importantes entre les proportions d'eaux usées calculées par les deux méthodes apparaissent sur quelques événements isolés. Ces différences peuvent avoir deux origines :

- une mauvaise évaluation du volume d'eaux usées par la méthode volumétrique ; l'erreur est dans la plupart des cas imputables à des différences de mode de fonctionnement du réseau entre temps sec et temps de pluie ; les volumes d'eaux usées transités aux niveaux des maillages au cours de la pluie peuvent dans ce cas être très différents de ce qu'on a évalué par temps sec ;

- une différence importante entre les périodes d'échantillonnages et la période de l'évènement pluvieux ; c'est le cas pour quelques évènements où une fraction du volume de l'événement pluvieux s'est écoulée avant le déclenchement ou après l'arrêt des préleveurs.

• Analyses de l'évolution du rapport V_{EU}/V_{tot} durant l'événement pluvieux

La comparaison des courbes de variation au cours de l'événement pluvieux du rapport V_{EU}/V_{tot} établies à partir des deux méthodes (volumétrique et de conductivité) a permis de dresser la liste des remarques suivantes.

- Les deux hypothèses de conductivité conduisent généralement à des courbes ayant la même allure ; tandis que la courbe issue de la méthode volumétrique traduit parfois une dynamique différente *(figure 6)*.

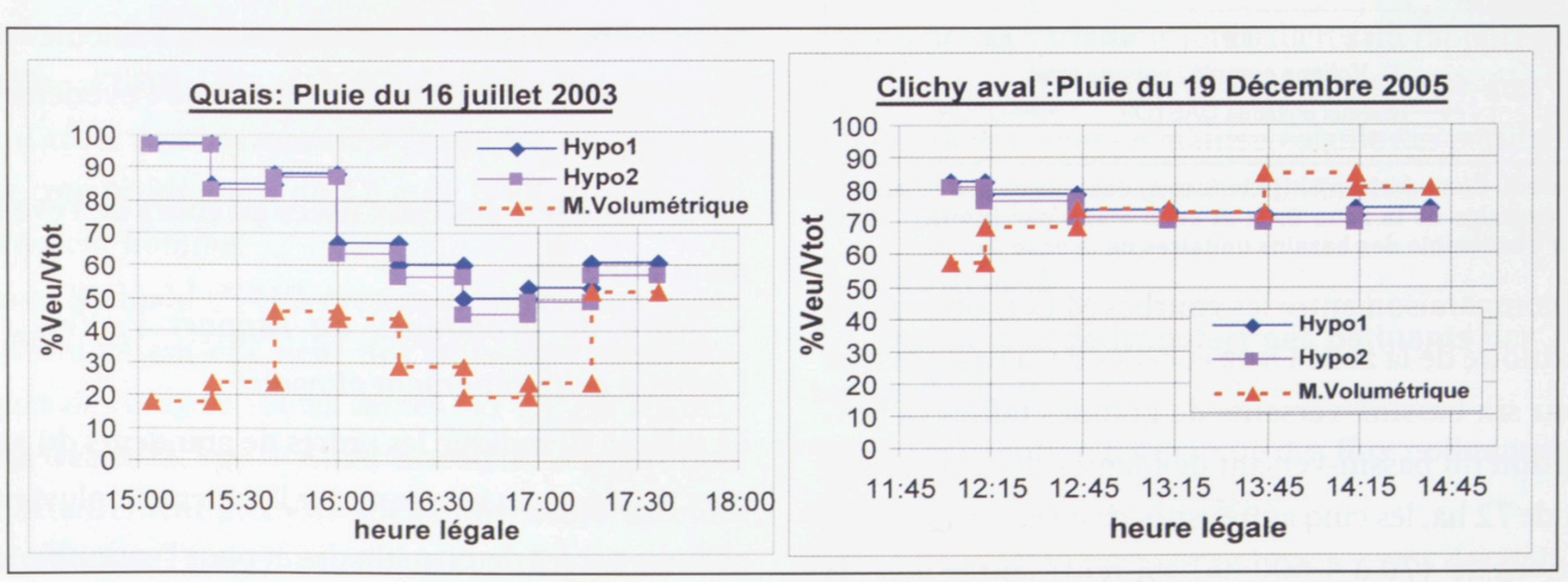


Figure 6. Pollutogrammes des pourcentages V_{EU}/V_{tot} évalués aux Quais et à Clichy aval

- Pour un certain nombre d'événements pluvieux, le calcul volumétrique tend à sous-estimer la proportion d'eaux usées dans l'effluent en début d'événement pluvieux et surtout, à surestimer cette proportion d'eaux usées en fin d'événement pluvieux *(figure 7)*.

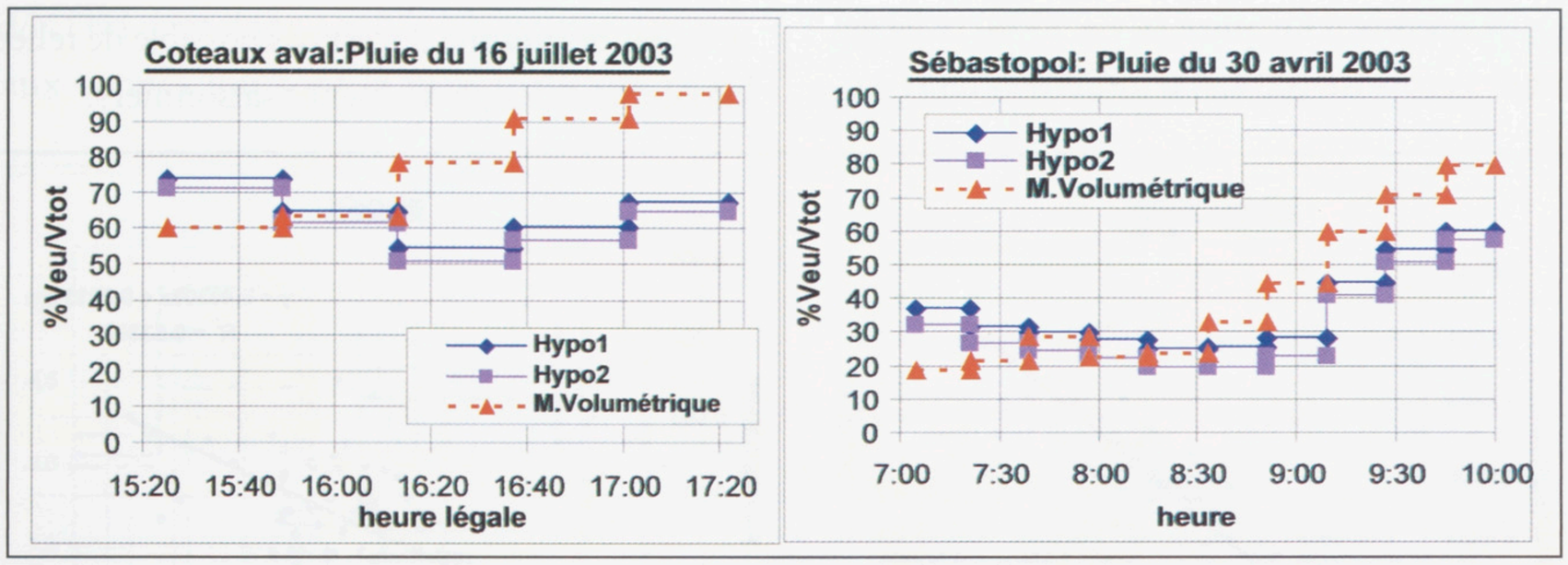


Figure 7. Pollutogrammes des pourcentage V_{EU}/V_{tot} évalués sur Coteaux aval et Sébastopol

- Le rapport Veu/Vtot calculé sur la base de la conductivité est en général nettement inférieur à 100 % dès le début de l'événement pluvieux, et ce sur l'ensemble des bassins-versants, indiquant l'absence de phénomène de «chasse» du stock d'eaux usées.
- En fin d'événement pluvieux, le rapport Veu/Vtot calculé sur la base de la conductivité reste systématiquement significativement inférieur à 100 %, traduisant la présence d'une « traîne » non négligeable d'eaux pluviales, qui continuent à s'écouler après la fin de la période de prélèvement, alors même que le niveau d'eau et le débit ont retrouvé leur valeur normale de temps sec.

Il est vraisemblable selon ce résultat que par temps de pluie, le stock des eaux usées contenu dans le réseau est évacué au cours de l'événement pluvieux, et qu'il est remplacé par un stock d'eau pluviale, qui se vidange progressivement après la fin de l'événement pluvieux. Les effluents écoulés après la fin de l'événement pluvieux, et qui rejoignent la STEP sont donc susceptibles d'avoir une nature assez différente de celle des eaux usées.

3.2. Analyse des processus en jeu dans le transfert des polluants par temps sec

3.2.1. Dilution par les eaux parasites

La *figure 8* montre une bonne corrélation entre les flux horaires par EHN et les débits horaires diminués de leur moyenne journalière, de tous les paramètres polluants étudiés, sauf pour la DCOd, où le coefficient de corrélation ($R^2 = 0,53$) reste plus faible que celui estimé pour le NTKd, la DCOt et les MES (R^2 vaut respectivement 0,86, 0,72 et 0,80). Ce résultat confirme le rôle important joué par les phénomènes de dilution dans le cycle journalier des concentrations des eaux usées. Ainsi, la dilution par les eaux parasites permet d'expliquer une grande partie de la variation journalière des concentrations des matières en suspension, de la DCOt et du NTKd. En revanche, dans le cas de la DCOd, les données sont plus dispersées et la dilution à elle seule ne peut pas expliquer les variations de concentration observées aux exutoires des bassins-versants de la zone OPUR. D'autres phénomènes semblent donc exister. Dans le cas de la DCOd, la forte dispersion des points autour de la droite de corrélation traduit sans doute une variabilité des concentrations en DCOd des eaux usées à la source au cours de la journée.

Les concentrations et les débits des eaux usées émises à la source, ainsi que le débit des eaux claires, estimés à partir des relations $\Phi ij/EHNj = f[(Qij-Qmoyj)/EHNj]$ sont synthétisés dans le *tableau IV*. Elles ont été établies pour chacun des bassins-versants séparément ainsi qu'en mélangeant l'ensemble des données d'OPUR. Les concentrations des MES, DCOt et NTKd et les débits des eaux usées émises à la source pour chacun des bassins-versants OPUR sont généralement du même ordre de grandeur, et les variations constatées peuvent être mises sur le compte de l'incertitude dans la détermination des droites de régression. Ces concentrations sont de l'ordre de 300 mg/l pour les MES, 600 mg/l pour la

DCO et 40 mg/l pour le NTKd. Les débits d'eaux usées émises par EHN sont de l'ordre de 300 l/j/EHN. Les débits des eaux claires semblent plus variables d'un site de mesure à un autre (Cv = 27 %). Ces débits sont de l'ordre de 100 à 200 l/j/EHN et représentent 24 à 43 % des débits de temps sec moyens journaliers mesurés à l'exutoire.

Compte tenu de la quantité limitée des données sur nos sites de mesure, il n'est pas possible de relier cette variabilité à des phénomènes saisonniers.

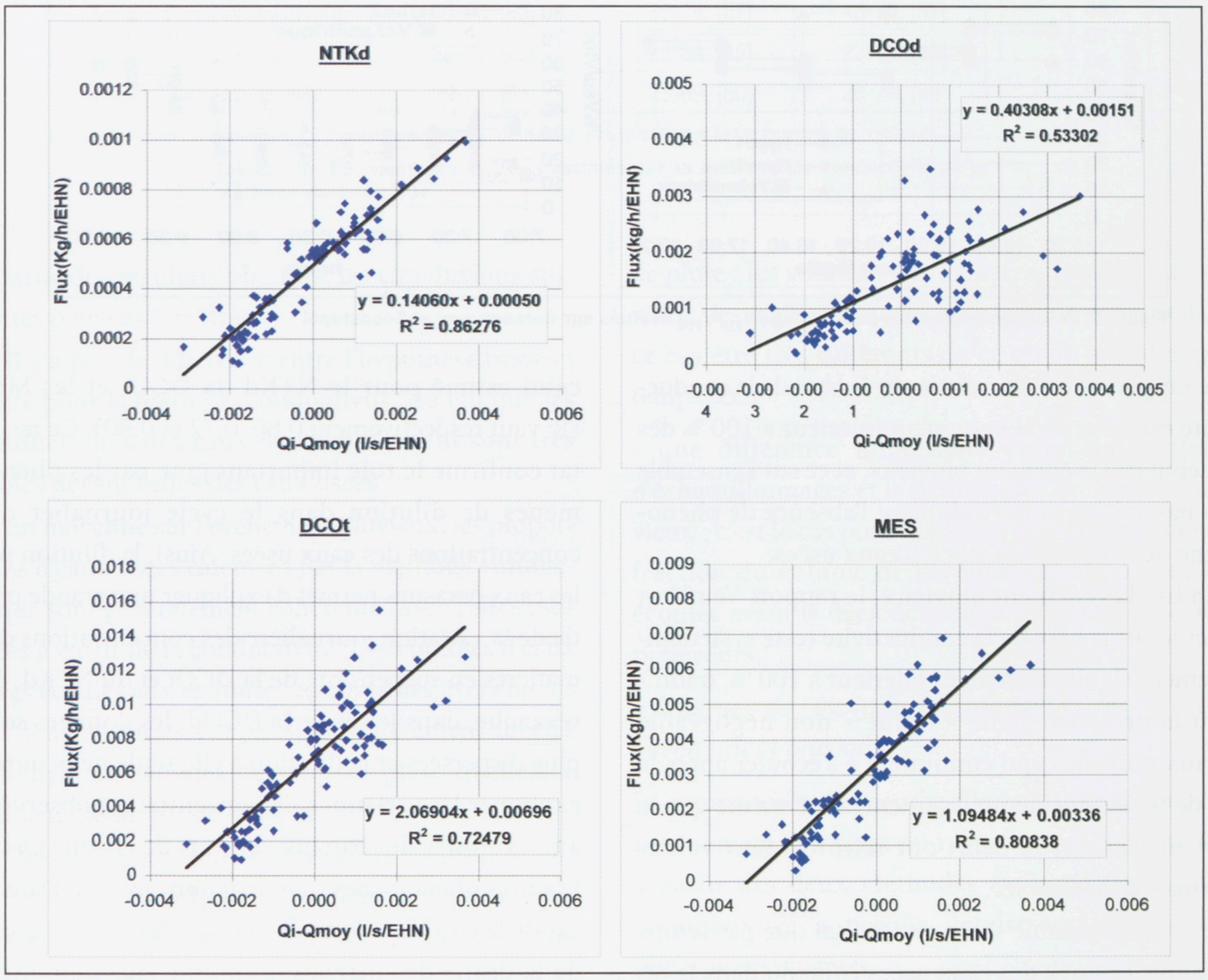


Figure 8. Relation entre les « flux horaires par EHN du NTKd, DCOd, DCOt, MES » et les « débits horaires – débits moyens sur 24 heures », sur la zone OPUR

	Ceu (mg/l)			Qeu (l/j/EHN)	Qeaux claires (l/j/EHN)
	MES	DCOt	NTKd		
Marais	323	645	44	246	133
Sébastopol	282	535	34	319	159
Quais	308	518	54	249	105
Coteaux aval	-	642	42	286	119
Clichy centre	385	679	40	259	194
Clichy aval	297	523	39	307	98
OPUR	304	575	39	288	-

Tableau IV. Estimation des concentrations et débits des eaux usées émises à la source et estimation du débit des eaux claires

3.2.2. Variabilité de la production de polluants dissous au cours de la journée

L'analyse des rapports DCOd/NTKd et COD/NTKd montre que ces derniers varient considérablement au cours de la journée, quel que soit le site de mesure. Ce phénomène est illustré en *figure 9* en termes de rapport DCOd/NTKd pour les sites Marais et Clichy centre mais a été observé pour les six sites OPUR.

Les rapports DCOd/NTKd et COD/NTKd sont à leurs valeurs minimales entre 4 h et 10 h du matin, ce qui correspond à la période des minima nocturnes de débit et à la période du pic de débit matinal. En revanche, ils augmentent rapidement à partir de 11 h et restent quasiment stables jusqu'à 1 h, voire 5 h du matin, selon le site de mesure. Il semble donc qu'il y ait une différence dans la nature des eaux usées rejetées entre ces deux périodes de la journée. Ceci pourrait s'expliquer par une différence de nature entre les eaux usées strictement domestiques et les eaux usées produites par les activités professionnelles. En effet,

durant la période nocturne et le pic matinal, l'apport domestique est certainement prépondérant sur l'apport professionnel. Les faibles valeurs du rapport DCOd/NTKd sont donc à relier à la prépondérance des eaux vannes qui sont la principale source de NTKd. Durant la période diurne, l'importance des activités professionnelles en centre-ville parisien peut justifier une production plus forte de matière oxydable dissoute, et générer une variabilité des concentrations en DCOd au cours de la journée.

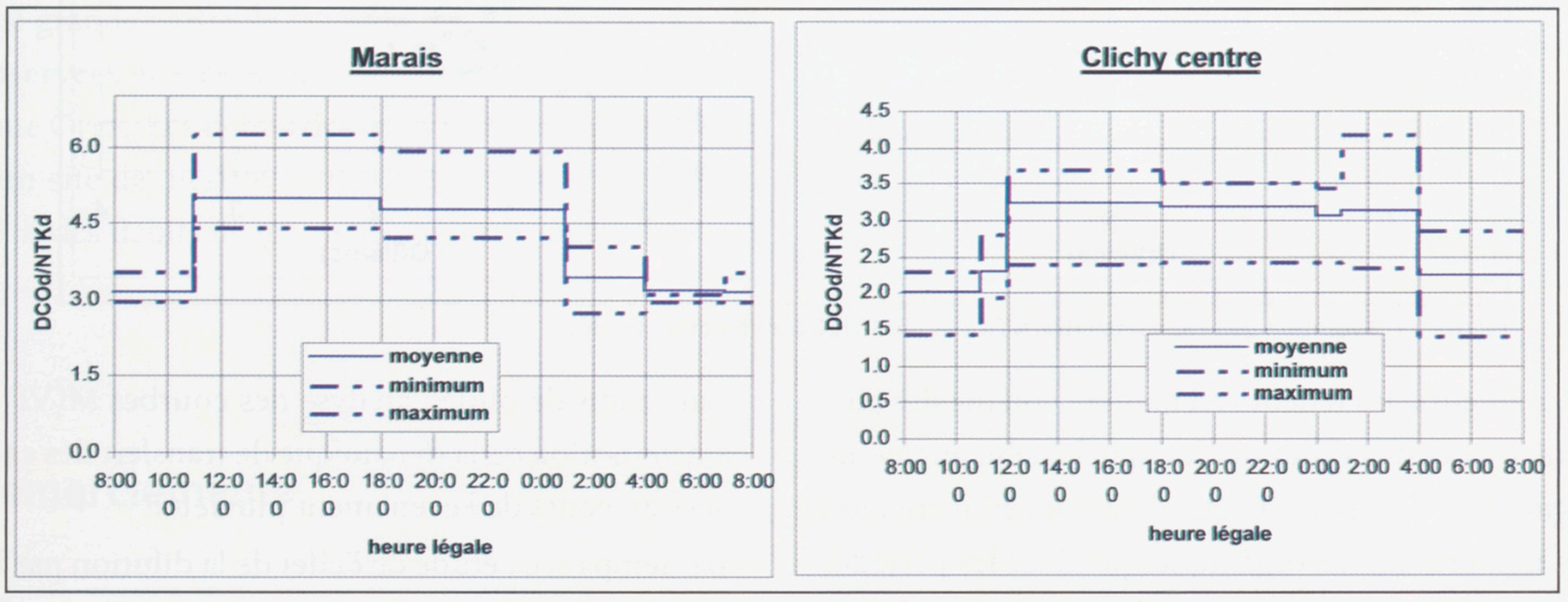


Figure 9. Relation entre le rapport DCOd/NTKd sur toute la zone OPUR

3.2.3. Phénomènes de sédimentation et érosion et/ou variabilité de la production de polluants particulaires au cours de la journée

L'analyse de l'évolution journalière de la nature des polluants particulaires des effluents de temps sec de la zone OPUR fait ressortir les points suivants.

- Le rapport entre la matière organique particulaire et la matière organique dissoute contenue dans les eaux usées de temps sec (DCOp/DCOd et COP/COD) varie légèrement au cours de la journée. Ces rapports tendent à augmenter lorsque le débit à l'exutoire augmente *(figure 10)*.

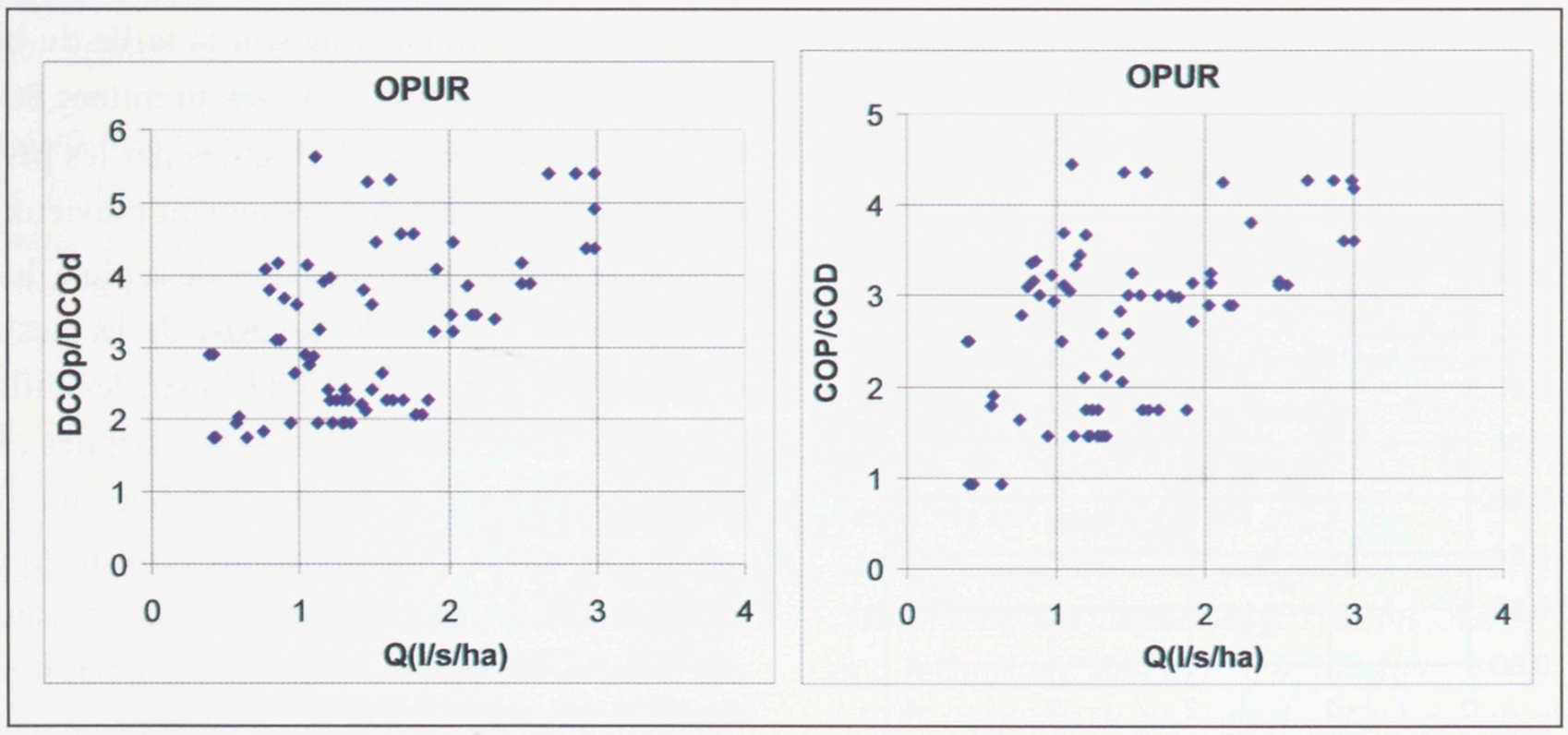


Figure 10. Relation entre les rapports DCOp/DCOd et COP/COD et le débit, sur toute la zone OPUR

- Les rapports MES/NTKd et MES/DCOd varient considérablement au cours de la journée, sur l'ensemble des sites de mesure. Ces rapports tendent tous deux à augmenter lorsque le débit augmente *(figure 11)*.

On observe donc une variation de la composition de l'effluent aux exutoires qui peut avoir deux origines : une variation de la qualité des effluents produits à la source, ou une variation de la capacité de transport solide conduisant à de l'érosion et/ou de la sédimentation. Cependant, la relation assez nette observée avec le débit conduit à privilégier l'hypothèse de la variation de la capacité de transport.

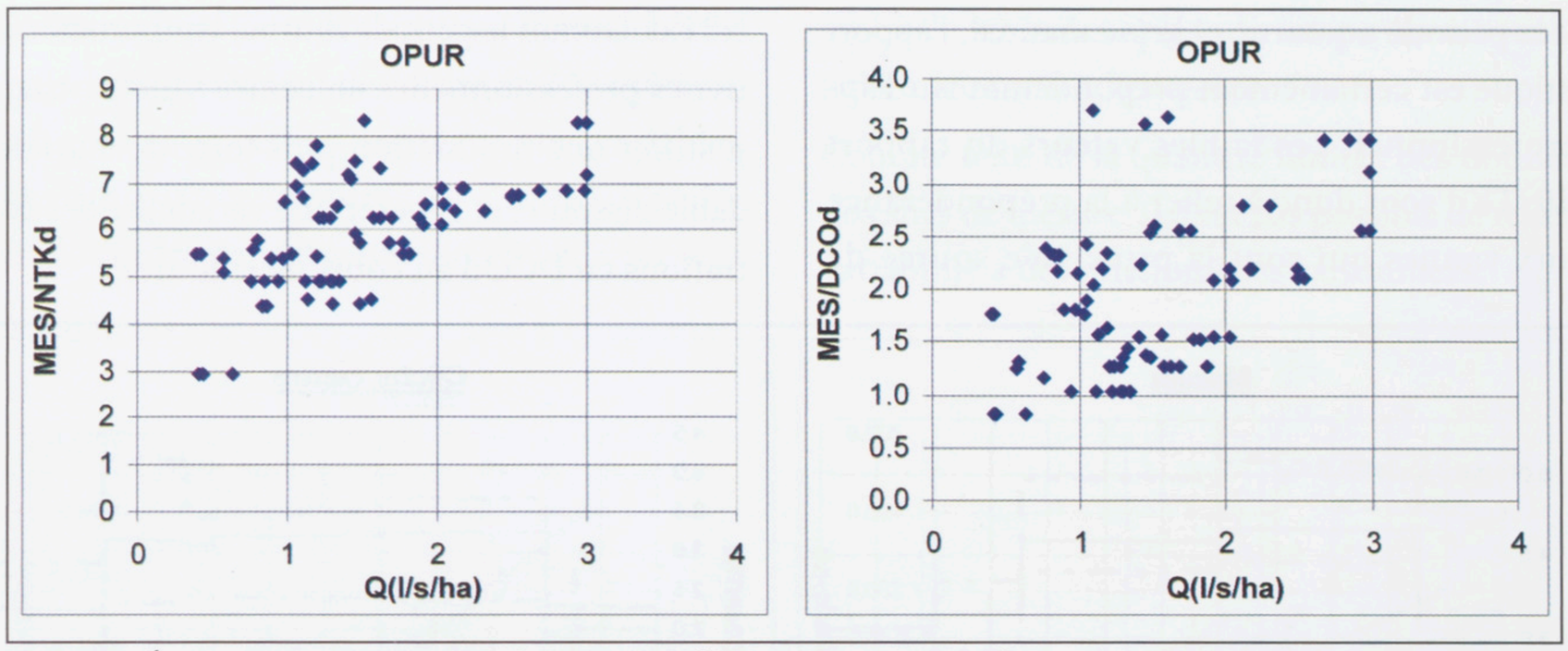


Figure 11. Évolution des rapports MES/NTKd et MES/DCOd en fonction du débit

- Par ailleurs, les teneurs en matière volatile des particules tendent à diminuer lorsque le débit augmente *(figure 12)*. Ceci pourrait être dû à une sédimentation des matières moins organiques pendant les périodes nocturnes lorsque la capacité de transport est faible. Par ailleurs, l'érosion des dépôts organiques du réseau pendant les pointes de débit peut contribuer à une légère diminution du rapport MVS/MES. En effet, les analyses faites sur les dépôts organiques du réseau [GROMAIRE et *al.*, 2006] montrent que ces dépôts ont des teneurs en matières volatiles très élevées par rapport aux autres dépôts (MV/MS=71 % en médiane), mais néanmoins inférieures à la teneur en matières volatiles des MES des eaux usées.

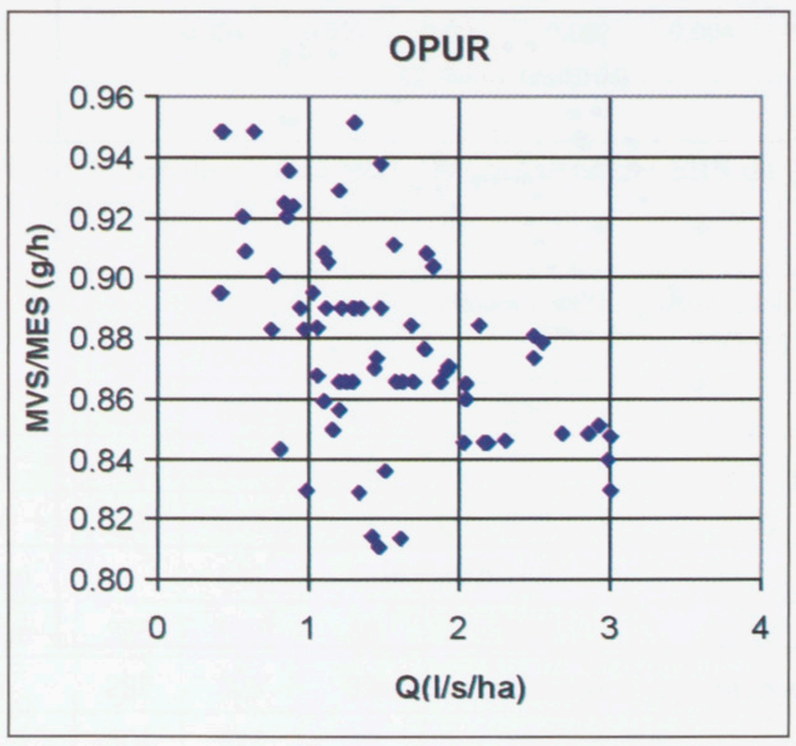


Figure 12. Variation journalière des teneurs en MVS des particules

Conclusions

Pour analyser la dynamique de transfert de l'eau et des MES dans le réseau d'assainissement unitaire parisien (zone OPUR), différentes approches ont été utilisées :

- par temps de pluie : analyse des courbes M(Vt) et caractérisation de la dynamique de transfert des eaux usées au cours de l'évènement pluvieux.
- par temps sec : étude de l'effet de la dilution par les eaux parasites et de la variabilité de la production au cours de la journée, ainsi que des phénomènes de sédimentation - érosion.

Les résultats obtenus font ressortir les points suivants.

Par temps de pluie :

- La distribution des masses polluantes est relativement uniforme sur l'ensemble du volume de l'évènement pluvieux, quelle que soit la taille du bassin-versant. Sur les sites OPUR, les premiers 80 % de la masse polluante sont véhiculés par les premiers 65 à 85 % du volume de l'événement pluvieux.
- L'analyse de l'évolution au cours de la pluie du pourcentage V_{EU}/V_{tot} établis à partir de la mesure de conductivité et du volume d'eau sur les différents sites de mesure montre dans la plupart des cas une bonne correspondance entre les deux méthodes, quelle que soit la taille du bassin-versant. Ainsi, les volumes d'eaux usées écoulés aux exutoires au cours des événements pluvieux ne paraissent pas significativement affectés par l'hydrodynamique de temps de pluie, quelle que soit la taille du bassin-versant.

On n'observe pas de phénomène marqué de « chasse » du stock d'eaux usées en début d'événement pluvieux. En revanche, la fin de l'événement pluvieux en termes hydrauliques (retour au niveau normal des débits de temps sec) ne correspond pas à la fin de l'événement pluvieux en termes de qualité des eaux. Les effluents écoulés après la fin de l'événement

pluvieux, et qui rejoignent la STEP sont donc susceptibles d'avoir une nature assez différente de celle des eaux usées.

Par temps sec :

- La dilution par les eaux parasites permet d'expliquer une grande partie de la variation des concentrations observées aux exutoires des bassins-versants de la zone OPUR. Les débits des eaux claires sont variables d'un site de mesure à un autre et représentent 24 à 43 % des débits de temps sec moyens journaliers.
- L'analyse des rapports DCOd/NTKd et COD/NTKd révèle une différence de la nature des eaux usées rejetées au cours de la journée indiquant une variabilité de la production au cours de la journée.
- L'étude de la nature des polluants particulaires et des rapports MES/NTKd et MES/DCOd montre une variation de la capacité de transport solide conduisant à de l'érosion et/ou de la sédimentation.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine-Normandie (AESN), le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP), la municipalité de Paris, ainsi que l'École nationale des Ponts et Chaussées.

Bibliographie

AUMOND M., JOANNIS C. (2006) : "Mesure en continue de la turbidité sur un réseau séparatif d'eau usées : mise en œuvre et premiers résultats". La Houille Blanche *n° 4.*

BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., CHEBBO G., SAGET A. (1998) : "Distribution of pollutant mass versus volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon". Water Research, *vol.32, n°8, p. 2341-2356.*

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C. et CHEBBO G. (2006a) : "Variabilité unitaire satiale des caractéristiques des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement parisien". Techniques, Sciences et Méthodes, *n°11.*

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C. , CHEBBO G. (2006b) : "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". Techniques, Sciences et Méthodes, *n°11.*

GROMAIRE M.-C., OMS C., KAFI-BENYAHIA M., SAAD M., CHEBBO G. (2006) : "Localisation, nature et dynamique des dépôts à l'interface eau -sédiments en réseau d'assainissement unitaire". Techniques, Sciences et Méthodes, *n°11.*

GEIGER W.-F. (1984) : "Characteristics of combined sewer runoff". Actes de la 3e conférence internationale "Urban Storm Drainage", Göteborg, 4 – 8 juin, Suède, vol. 3, p. 851–860.

SAGET A. (1994) : "Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception". Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 227 p. + annexes.

GROMAIRE M.-C. (1998) : "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : origines et caractéristiques." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 507 p.

SAGET A., CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L. (1996) : "The first flush in sewer systems". Water Science and Technology, *vol. 33, n°9, p. 101-108.*

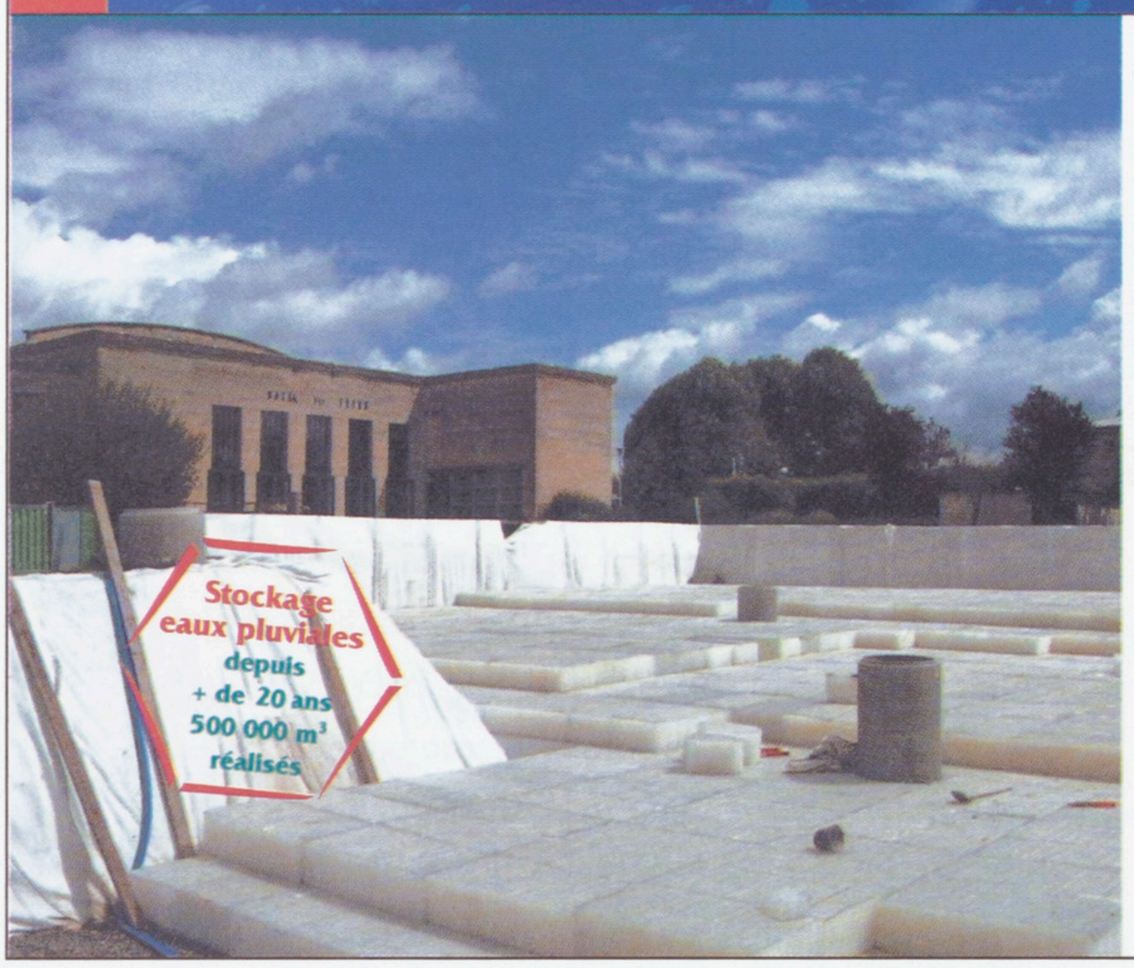
STOTZ G., KRAUTH Kh. (1984) : "Factors affecting first flushes in combined sewers". Actes de la 3e conférence internationale "Urban Storm Drainage", Göteborg, 4 – 8 juin, Suède, vol. 3, p. 869–879.

THOBURN B. (1984) : "Kjeldahl, the man, the method and the Carlsberg laboratory." Anal. Proc., *vol. 21, 210-214.*

VINNERAS B., JONSSON H. (2002) : "The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater." Biores Techn, *vol. 84, n°3, 275-282.*

LA RÉFÉRENCE

nidaplast®
HONEYCOMBS



Les blocs et plaques nids d'abeilles polypropylène
• Légers
• Résistants
• Capacité de stockage de 95%

préservent l'environnement et aménagent vos espaces paysagers et routiers

Bassin de rétention | Remblai allégé | Stabilisation de gravier

Des solutions économiques, modulables, résistantes et durables.

Tél. +33 (0)3 27 44 72 01 – Fax +33 (0)3 27 44 72 09
http://www.nidaplast-honeycombs.com

an Etex GROUP company

nuages blancs : 01 41 22 30 50

NOUVEAU Un maximum de résistance !

ULTRA 16

Bien se connaître
Bien se comprendre
Mieux vous servir !

Découvrez la solution PVC adaptée à vos contraintes d'assainissement !

ULTRA 16 est une canalisation hors du commun qui repousse les limites du champ d'application des canalisations PVC, en apportant les solutions les plus adaptées à l'ensemble des quatre contraintes essentielles :
Le terrain, les effluents transportés, l'ouvrage et le milieu environnent.

SOTRA SEPEREF

SOTRA SEPEREF, membre de TESSENDERLO GROUP
25, route de Brévillers - 62140 SAINTE AUSTREBERTHE
Tél. +33 (0)3 21 86 59 00 - Fax +33 (0)3 21 86 59 01
www.sotra-seperef.com

Caractérisation des sources de métaux dans les réseaux d'assainissement : utilisation de traceurs

■ G.VARRAULT[1], C. GOUNOU[1], K. AMEDZRO[1], G. CHEBBO[2, 3]

Mots-clés : métaux lourds, VIRA, réseau d'assainissement, RUTP, traceurs de sources

1. Introduction

Les zones urbanisées, et notamment Paris, présentent de très nombreuses sources potentielles de métaux lourds toxiques (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn). Lors des épisodes pluvieux, ces sources peuvent contaminer, par ruissellement sur les surfaces urbaines, le réseau d'assainissement unitaire et donc le milieu naturel par l'intermédiaire des «rejets urbains de temps de pluie» (RUTP). Les teneurs importantes en contaminants organiques et métalliques dans ces RUTP ainsi que leurs impacts potentiels sur le milieu récepteur ont déjà été démontrés par ailleurs [KREJCI et *al.*, 1987 ; SCHULZ et *al.*, 1994 ; SEIDL et *al.*, 1998].

Dans le contexte de la nouvelle directive cadre européenne (2000/60/CE) qui préconise un retour à un bon état écologique des eaux de surface, il est nécessaire de connaître les sources de polluants ponctuelles et diffuses. L'objectif est de réduire de manière importante leurs rejets dans le réseau d'assainissement, particulièrement ceux de cadmium, nickel, mercure et plomb qui sont dans la liste européenne des substances prioritaires. Dans ce but, des actions préventives doivent être menées afin de réduire les apports de ces polluants dans le réseau. Par conséquent, les principales sources ainsi que leur «voie d'introduction dans le réseau d'assainissement» (VIRA) doivent être identifiées et quantifiées. Trois principales VIRA ont été identifiées dans de précédentes études [GROMAIRE-MERTZ, 1998 ; GARNAUD, 1999 ; SÖRME et *al.*, 2001, 2002 ; THORNTON et *al.*, 2001 ; ROCHER, 2003] :

- les eaux usées de temps sec constituées des eaux domestiques et des effluents industriels,
- les ruissellements de toitures,
- les ruissellements de chaussées.

De plus, les métaux contenus dans les RUTP peuvent provenir également de la remise en suspension éventuelle des dépôts du réseau constitués par temps sec, même si ceux-ci ne sont pas à proprement parler une VIRA.

Jusqu'ici, la contribution des différentes VIRA aux flux de métaux lourds dans les RUTP a été estimée par une approche de bilan de masse. Cependant, si cette approche est possible à l'échelle d'un bassin-versant, elle est plus difficile à envisager à l'échelle d'une ville entière. C'est pourquoi, une autre approche d'identification des sources a été entreprise : l'utilisation de traceurs de sources.

Cette approche a été jusqu'ici relativement peu utilisée. Certains traceurs ont déjà été mis en évidence dans d'autres matrices notamment en chimie de l'atmosphère. L'utilisation du ratio Fe/Al dans des échantillons de retombées atmosphériques permet de discriminer la part crustale de la part anthropique [GAO et *al.*, 2002 ; WROBEL et *al.*, 2000]. Le ratio Cu/Sb est considéré comme étant caractéristique du trafic routier [WECKWERTH, 2001 ; STERNBECK *et al.*, 2002] alors que l'utilisation des ratios Cu/Pb et Cu/Zn permettent de discriminer les émissions provenant des usines d'inci-

1 CEREVE Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris 12 Val-de-Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
2 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
3 Faculté de Génie - Université libanaise, route de l'Aéroport, Beyrouth, Liban.

nération d'ordures ménagères des émissions provenant du trafic routier [BEUVIN, 2003 ; AZIMI, 2004].

Le but de ce travail, entrepris dans le cadre du programme OPUR, est d'estimer la contribution des principales sources de métaux lourds à la teneur globale en métaux lourds dans les RUTP en utilisant des traceurs métalliques de ces sources. Ce travail est entrepris en deux étapes. La première étape présentée ici, est la détermination de marqueurs métalliques permettant de discriminer les différentes VIRA entre elles. En perspective, la deuxième étape consistera à discriminer les différentes sources au sein d'une même VIRA. Cet article décrit la méthodologie employée ainsi que les premiers résultats obtenus dans le cadre de la première étape.

2. Matériels et méthodes

Afin de mettre en évidence des traceurs métalliques de chaque VIRA, il est indispensable de pouvoir caractériser la signature métallique (c'est à dire leur teneur en métaux) des différentes VIRA. Ceci est rendu possible par une technique d'analyse multi-élémentaires, la spectroscopie d'émission atomique (ICP-AES), qui permet la détermination simultanée d'une cinquantaine d'éléments métalliques et rend donc plus large le choix de métaux traceurs de VIRA. Les critères que nous avons retenus pour qu'un élément métallique puisse être utilisé comme traceur est tout d'abord qu'il permette, grâce à sa variabilité inter-VIRA, de discriminer au moins deux VIRA différentes. De plus, la variabilité temporelle et spatiale de ce traceur devra être la plus faible possible au sein d'une même VIRA.

Plusieurs campagnes d'échantillonnage, menées aux printemps 2004 et 2005, ont permis de collecter une centaine d'échantillons provenant des différentes VIRA, c'est-à-dire : des eaux usées de temps sec (EUTS), des ruissellements de chaussées (RC) et des ruissellement de toitures (RT). Les dépôts du réseau ont également été collectés. Enfin, des eaux de lavage de chaussées (LC), qui sont une VIRA de temps sec, ont également été collectées.

2.1. Campagne d'échantillonnage

Les différents échantillons collectés ainsi que la méthodologie de collecte sont présentés ci-dessous.

• Les eaux usées de temps sec (EUTS)

Les échantillons ont été prélevés dans le réseau d'assainissement au niveau aval du collecteur de Clichy grâce à des échantillonneurs automatiques multi flacons asservis au débit. Deux campagnes d'une journée chacune ont été menées. Pour chaque journée nous disposons d'un échantillon moyen pour les différentes tranches horaires (1 h-4 h, 4 h-8 h, 8 h-18 h, 18 h-1 h) et un échantillon moyen 24 h.

• Les ruissellements de chaussées (RC)

Les échantillons ont été prélevés dans les rues Vieille-du-Temple, Elzévir, des Blancs-Manteaux et des Francs-Bourgeois directement à l'entrée de l'avaloir. Ces rues sont situées dans le quartier du Marais (4e arrondissement) et sont caractérisées par un trafic peu dense. Pour chaque rue échantillonnée, trois prélèvements d'un litre chacun sont recueillis au cours de l'événement pluvieux à 10 minutes d'intervalles puis mélangés pour reconstituer un unique échantillon. Suivant la rue, entre deux et trois évènements pluvieux différents ont été échantillonnés.

• Le lavage de chaussées (LC)

Les échantillons ont été prélevés dans les rues Vieille-du-Temple, Rambuteau, des Blancs-Manteaux et des Francs-Bourgeois directement à l'entrée de l'avaloir. Ces rues sont situées dans le quartier du Marais (4e arrondissement) et correspondent à celles préalablement étudiées par [GARNAUD, 1999] et [ROCHER, 2003]. Dans le cadre de cette étude, le lavage a été effectué au jet sous pression par des arroseuses-laveuses équipées avec de l'eau de Seine filtrée. La vitesse moyenne du véhicule est estimée à 2 $km.h^{-1}$ [GARNAUD, 1999]. Pour chaque rue, quatre campagnes hebdomadaires ont eu lieu et deux litres sont prélevés à chaque fois.

Les eaux de lavage d'un marché situé avenue d'Italie (13e arrondissement) ont également été collectées. Le nettoyage du marché se fait par un lavage du trottoir à la lance, le caniveau étant nettoyé à l'aspiratrice. Les prélèvements ont été effectués en deux points du marché (amont et aval), aux avaloirs, juste avant le passage de l'aspiratrice. Trois campagnes hebdomadaires ont été menées.

Ces deux types d'échantillons (marché et rues) sont différents dans le sens où lors du lavage de rues, les trottoirs et la chaussée sont lavés alors que dans le cas

du lavage du marché avenue d'Italie, le trottoir lavé est de très grande surface par rapport au caniveau (lui aussi lavé) tandis que la chaussée n'est pas nettoyée.

• **Les ruissellements de toitures (RT)**

Deux sites utilisés en 1997 [GROMAIRE-MERTZ, 1998] et en 2001 [ROCHER, 2003] dans le quartier du Marais ont été rééquipés afin de collecter des ruissellements de toitures. Les caractéristiques des toitures sélectionnées, ainsi que les surfaces drainées par la pluie sont précisées dans le *tableau I*. Les deux sites choisis sont constitués respectivement d'une toiture en zinc et d'une toiture en ardoise. Dans le cas de la toiture en zinc, tous les équipements de toiture (faîtage, gouttières...) sont également en zinc. Dans le cas de la toiture en ardoise, les équipements sont en cuivre (gouttières) et en plomb (faîtage, ventilations...). Ces types de toiture ont été choisis car ils sont fortement représentés dans l'agglomération parisienne. Les campagnes d'échantillonnage ont eu lieu au printemps 2005. Chaque campagne correspond à un évènement pluvieux.

Localisation	Revêtements	Équipements	Surface drainée	Nombre campagnes
Direction de l'Architecture (Paris 4e)	Zinc	Zinc	45 m^2	5
Direction des Affaires culturelles (Paris 4e)	Ardoise	Cuivre et plomb	70 m^2	3

Tableau I. Caractéristiques des toitures sélectionnées

• **Les dépôts du réseau**

Les échantillons de dépôts du réseau ont été prélevés en août et septembre 2004. Ils ont subi un séchage de 48 h à 105 °C, puis ont été conservés à 5° C. Deux types de dépôts ont été prélevés :

- le dépôt grossier qui est un sédiment peu organique déposé en fond de collecteur,
- la couche organique située à l'interface eau-sédiment, qui est beaucoup plus fine.

Ces deux types de dépôts ont été prélevés au niveau des collecteurs Saint-Gilles, Vieille-du-Temple (bassin-versant du Marais), et Lyon (bassin-versant des quais à proximité de la gare de Lyon). Ces collecteurs sont situés dans les parties amont du réseau et sont caractérisés par de faibles pentes et de faibles vitesses d'écoulement. Les dépôts ont été repérés grâce à un endoscope. Cinq campagnes d'échantillonnage ont été réalisées pendant les mois d'août et de septembre 2004. Chaque prélèvement a été effectué en triplicat. Une cinquantaine d'échantillons (dépôts grossiers et dépôts organiques) ont ainsi été collectés et analysés.

2.2. Principaux protocoles expérimentaux : traitement des échantillons

Les flacons préleveurs sont d'un volume de 10 l en polyéthylène haute densité ; ils ont été préalablement décontaminés et stockés en salle blanche. Le système est conçu de sorte à minimiser le plus possible les contaminations extérieures.

Pour tous les échantillons collectés, nous avons décidé de mesurer les teneurs totales en métaux (dissous + particulaire). Dans le cadre de cette étude, les teneurs et concentrations des 18 éléments suivants ont été déterminées : Al, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sb, Sr, V, Zn.

• **Protocole de lavage : traitement du matériel**

Le matériel est préparé dans une salle blanche de classe 10 000 dans laquelle sont effectuées toutes les manipulations. La totalité du matériel de laboratoire utilisé au cours des expérimentations est en polyéthylène afin de minimiser toute contamination métallique. Tous les réactifs utilisés sont de qualité salle blanche. Avant toute utilisation, chaque matériel est soumis à un lavage rigoureux en salle blanche dans des bains d'acide nitrique Normapur (5 %). Le matériel est enfin mis en sacs plastiques, scellé puis stocké en salle blanche jusqu'à utilisation.

• **Détermination des concentrations en métaux totaux**

Les échantillons bruts collectés ont préalablement subi une digestion par voie micro-onde afin d'extraire les métaux particulaires et les maintenir en solution. Le protocole de digestion retenu a été validé avec des échantillons de boues certifiées provenant d'effluents domestiques (BCR-144R) mises en solution dans des proportions similaires aux nôtres [GOUNOU, 2004 ; AMEDZRO, 2005]. Le four micro-onde utilisé est le modèle MLS 1200 de marque Milestone et les bombes en téflon utilisées sont fermées.

Une fois minéralisés, les échantillons sont ensuite centrifugés à 4 000 tours/min pendant 20 minutes et le surnageant est collecté et porté à 50 ml avec de

l'eau déionisée puis conservé à 4 °C. Les échantillons ont été analysés en spectroscopie d'émission atomique à plasma d'argon induit à haute fréquence ICP-AES (Vista MPX, Varian).

3. Résultats et discussions

Le *tableau II* synthétise les différents échantillons collectés et analysés dans le cadre de cette étude. Les différents échantillons sont numérotés afin de pouvoir les repérer plus facilement dans les figures qui vont suivre.

Afin d'une part de pouvoir comparer des échantillons liquides (RT, RC, LC et EUTS) et solides (dépôts du réseau) et d'autre part de nous affranchir des effets de dilution (volumes d'eau utilisés pour le lavage des rues, volumes d'eau précipités qui peuvent être très différents d'un évènement à l'autre), nous avons choisi d'exprimer les teneurs en métaux en unités relatives (c'est-à-dire la fraction du métal considéré (%) par rapport à la somme des 18 métaux analysés ici) plutôt qu'en unité absolue ($\mu g.l^{-1}$ ou $\mu g.g^{-1}$)

Cette distribution est calculée de la façon suivante :

$$Xi\ (\%) = Ci*100/(\sum_{i=1\ à\ n} Ci) \quad (1),$$

avec :

- Xi (%) la distribution en pour cent de l'élément métallique i dans l'échantillon considéré,
- Ci la concentration totale en $\mu g.l^{-1}$ dans l'échantillon considéré (ou en $\mu g.g^{-1}$ pour les dépôts du réseau d'assainissement),
- $\sum_{i=1\ à\ n} Ci$ la somme des concentrations des n métaux étudiés de l'échantillon considéré (n = 18).

Les distributions des 18 métaux pris en compte dans cette étude ont été calculées pour chacun des 95 échantillons collectés. Les éléments métalliques les plus intéressants en termes de discrimination, c'est-à-dire ceux pour lesquels il est possible de discriminer les différentes VIRA, ont été sélectionnés comme pouvant servir de traceurs potentiels de ces VIRA. Ils sont présentés dans la partie suivante. Afin qu'un métal puisse être utilisé comme traceur d'une ou plusieurs VIRA, il faut que tous les échantillons appartenant à une VIRA présentent des teneurs inférieures (ou supérieures) à l'ensemble de tous les échantillons appartenant aux autres VIRA. Pour cette raison, dans un souci de clarté, en plus des histogrammes présentant les distributions de chaque métal pour tous les échantillons, un tableau (pour chaque élément métallique) avec les valeurs moyennes, minimales et maximales de distribution pour chaque VIRA est également présenté. De nombreux métaux ont été identifiés comme possibles traceurs de VIRA, seuls le cadmium, cuivre, sodium et zinc sont présentés en détail ici.

VIRA	N° échantillon
Ruissellement toitures	1 à 8
Toiture zinc	*1 à 5*
Toiture ardoise	*6 à 8*
Ruissellement chaussées	9 à 22
Lavage chaussées	23 à 44
Rues	*23 à 38*
Marché	*39 à44*
Eaux usées de temps sec	45 à 53
Dépôts	54 à 95
Dépôts grossiers	*54 à 67*
Couches organiques	*68 à 95*

Tableau II. Récapitulatif des échantillons traités

3.1. Le cadmium

Les distributions en cadmium dans les VIRA varient entre 0,0012 % et 0,13 % avec les valeurs les plus faibles pour les EUTS et les échantillons issus des LC «Marché».

Comme on peut le voir *figure 1* et *tableau III*, les distributions en cadmium dans les échantillons issus des EUTS et LC Marché sont beaucoup plus faibles que dans les autres VIRA. En effet elles sont, en moyenne, de 4 à 10 fois moins importantes que dans les échantillons provenant d'autres VIRA.

Les échantillons LC Marché apparaissent très nettement moins riches en cadmium que les échantillons provenant du lavage de rues. La différence entre ces deux types d'échantillons est sans doute liée au fait que la chaussée n'est pas lavée lors du lavage du marché. Il est probable que la circulation automobile soit une source importante de métaux et notamment de cadmium.

Les échantillons issus des VIRA RT, RC et des dépôts présentent tous des distributions plus élevées d'au moins un facteur 2 (jusqu'à 10).

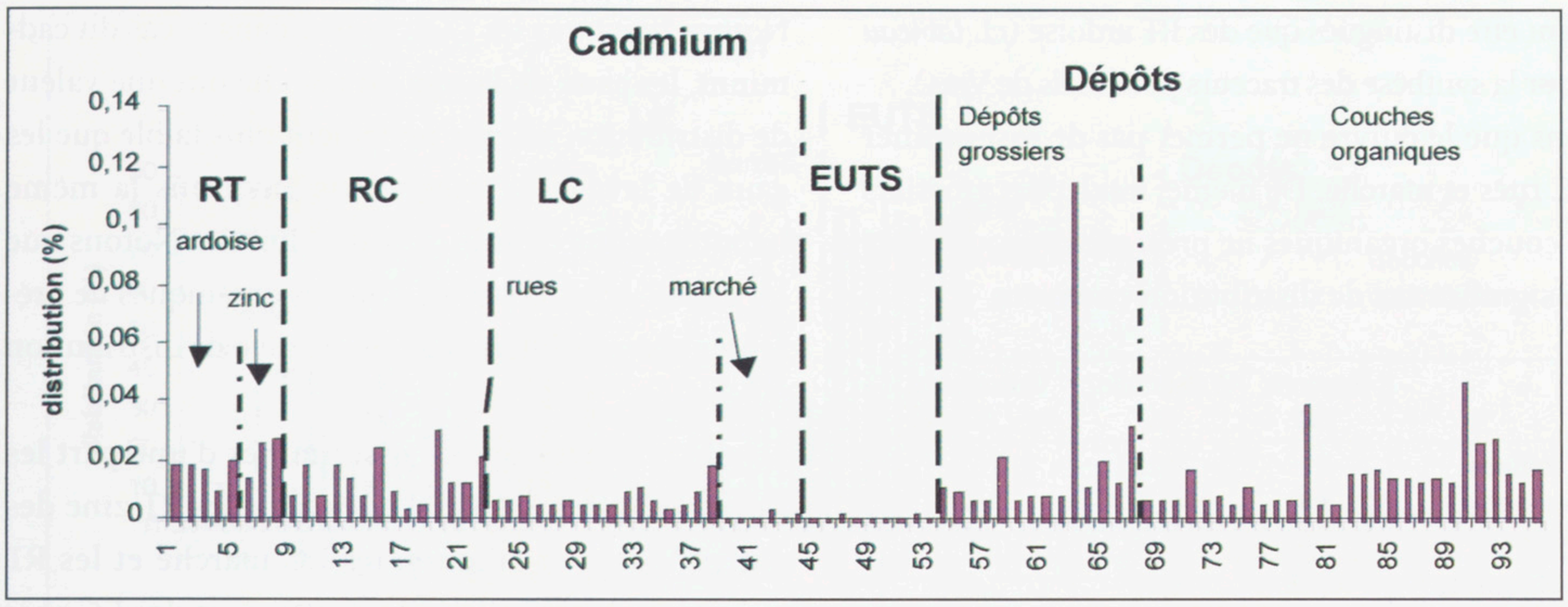


Figure 1. Distribution du cadmium (%) dans les 95 échantillons provenant des quatre VIRA et des dépôts du réseau

Le cadmium permet donc de discriminer nettement deux groupes, d'une part les EUTS et les LC Marché et d'autre part les RT, RC, LC rues et les dépôts du réseau. (cf. *tableau VII* pour la synthèse des traceurs potentiels de VIRA). Notons que le cadmium ne permet pas de discriminer les ruissellements provenant de toitures en zinc ou en ardoise. De même, les dépôts grossiers et les couches organiques ne présentent pas de différence significative de distribution en cadmium.

	Moyenne (%)	Valeur min. (%)	Valeur max. (%)
R. toitures	0,0197	0,0094	0,0297
R. chaussées	0,0143	0,0044	0,0304
Lav. chaussées	0,0063	0,0012	0,0195
rues	*0,0080*	*0,0042*	*0,0195*
marché	*0,0022*	*0,0012*	*0,0037*
EUTS	0,0017	0,0012	0,0020
Dépôts	0,0167	0,0053	0,1295

Tableau III. Valeurs moyennes, minimales et maximales de distribution en cadmium (%) pour les quatre VIRA et les dépôts du réseau

3.2. Le cuivre

Les distributions en cuivre sont très variables suivant les VIRA puisqu'elles vont de 0,1 % dans les EUTS jusqu'à 10 % dans les RT "ardoise" (cf. *tableau IV* et *figure 2*). Concernant les RT, on peut constater une grande disparité des valeurs de distribution entre les toitures en ardoise (distribution moyenne de 7,4 %) et les toitures en zinc (distribution moyenne de 0,33 %). Les RT issus des toitures en ardoise présentent des distributions en cuivre très nettement supérieures. Rappelons que dans le cas des toitures en ardoise, les gouttières sont en cuivre, ce qui explique sans doute les fortes distributions observées. Les distributions en cuivre dans les RC et LC sont proches et se situent entre 0,5 et 1 %.

Le cuivre permet donc de distinguer deux groupes de VIRA, d'une part les LC, les RT zinc et les EUTS et d'autre part, les RT ardoise et les dépôts. Les RC ne

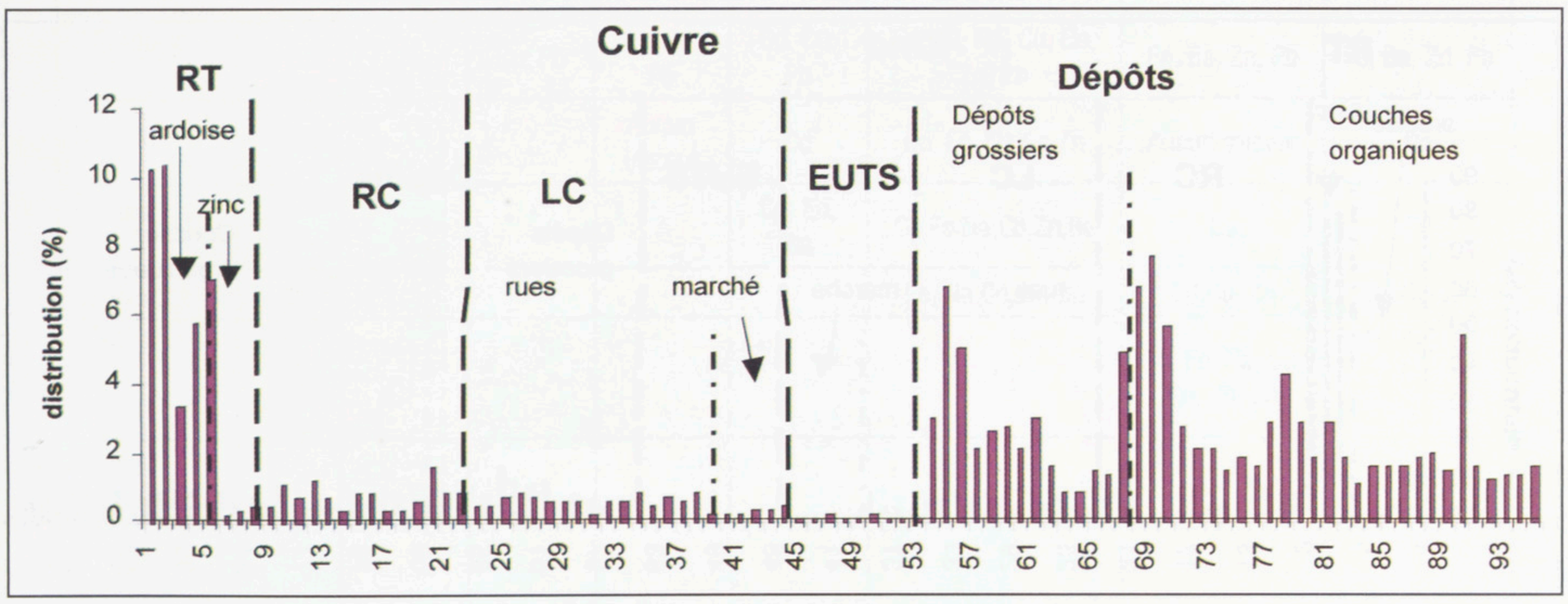


Figure 2. Distribution du cuivre (%) dans les 95 échantillons provenant des quatre VIRA et des dépôts du réseau

peuvent être distingués que des RT ardoise (cf. *tableau VII* pour la synthèse des traceurs potentiels de VIRA). Notons que le cuivre ne permet pas de discriminer les LC rues et marché. De même, les dépôts grossiers et les couches organiques ne présentent pas de différence significative de distribution en cuivre.

	Moyenne (%)	Valeur min. (%)	Valeur max. (%)
R. toitures	4,7	0,23	10,3
toiture ardoise	*7,4*	*3,4*	*10,3*
toiture zinc	*0,33*	*0,23*	*0,44*
R. chaussées	0,79	0,30	1,60
Lav. chaussées	0,55	0,18	0,85
EUTS	0,13	0,06	0,26
Dépôts	2,7	0,94	7,8

Tableau IV. Valeurs moyennes, minimales et maximales de distribution en cuivre (%) pour les quatre VIRA et les dépôts du réseau

3.3. Le zinc

Les distributions en zinc dans les VIRA sont de l'ordre de 1 % à 10 % pour les RT ardoise RC, LC, dépôts (cf. *tableau V* et *figure 3*). Deux VIRA s'éloignent de cette tendance moyenne, les RT *zinc* qui présentent des valeurs de distribution en zinc très élevées (de l'ordre de 75 %) et les EUTS qui présentent des distributions plus faibles avec une moyenne de 0,38 %.

Concernant les RT, on peut constater une grande disparité des valeurs de distribution entre les toitures qui ont un revêtement en ardoise (distribution moyenne de 1,3 %) et les toitures qui ont un revêtement en zinc (distribution moyenne de 76 %). Les toitures en zinc présentent donc logiquement un enrichissement relatif très important en zinc provenant sans doute de l'altération du matériau constitutif de la toiture.

Notons que pour les LC, comme dans le cas du cadmium, les eaux de lavage du marché ont une valeur de distribution en zinc nettement plus faible que les eaux de lavage de rues. Nous émettons la même hypothèse que dans le cas du cadmium. Notons que les dépôts grossiers et les couches organiques ne présentent pas de différence significative de distribution en zinc.

Le zinc permet donc de discriminer d'une part les EUTS des autres VIRA et d'autre part les RT zinc des autres VIRA. Par ailleurs, les LC marché et les RT ardoise se distinguent assez nettement des LC rues et des dépôts (cf. *tableau VII* pour la synthèse des traceurs potentiels de VIRA).

	Moyenne (%)	Valeur Min. (%)	Valeur Max. (%)
R. toitures	30,4	0,94	81,6
toiture ardoise	*1,36*	*0,94*	*1,72*
toiture zinc	*76,2*	*67,4*	*81,6*
R. chaussées	5,7	1,2	11,1
Lav. chaussées	3,9	0,66	7,6
rues	*4,9*	*3,2*	*7,6*
marché	*1,32*	*0.66*	*1,90*
EUTS	0,38	0,15	0,62
Dépôts	7,4	4,2	14,2

Tableau V. Valeurs moyennes, minimales et maximales de distribution en zinc (%) pour les quatre VIRA et les dépôts du réseau

3.4. Le sodium

Les distributions en sodium dans les différentes VIRA sont très variables puisqu'elles varient d'environ 1 % dans les couches organiques jusqu'à 80 % dans les EUTS. D'une manière générale les dépôts et les RT sont

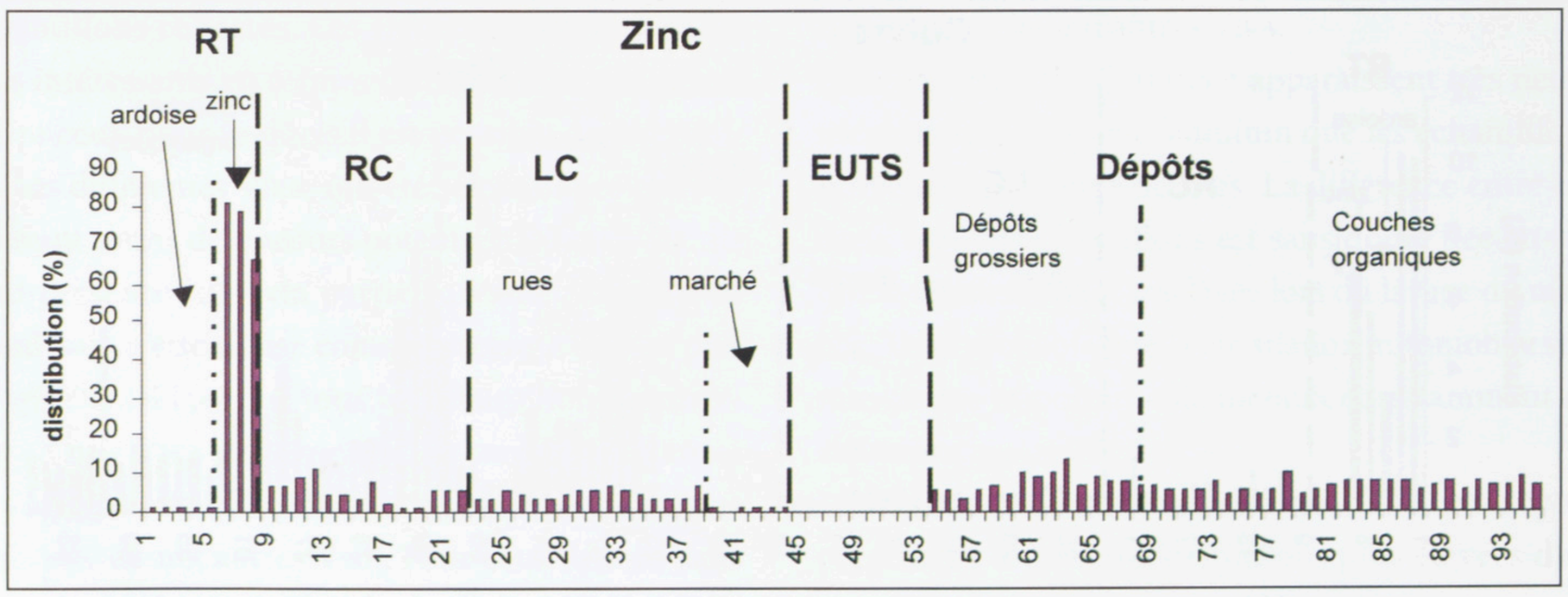


Figure 3. Distribution du zinc (%) dans les 95 échantillons provenant des quatre VIRA et des dépôts du réseau

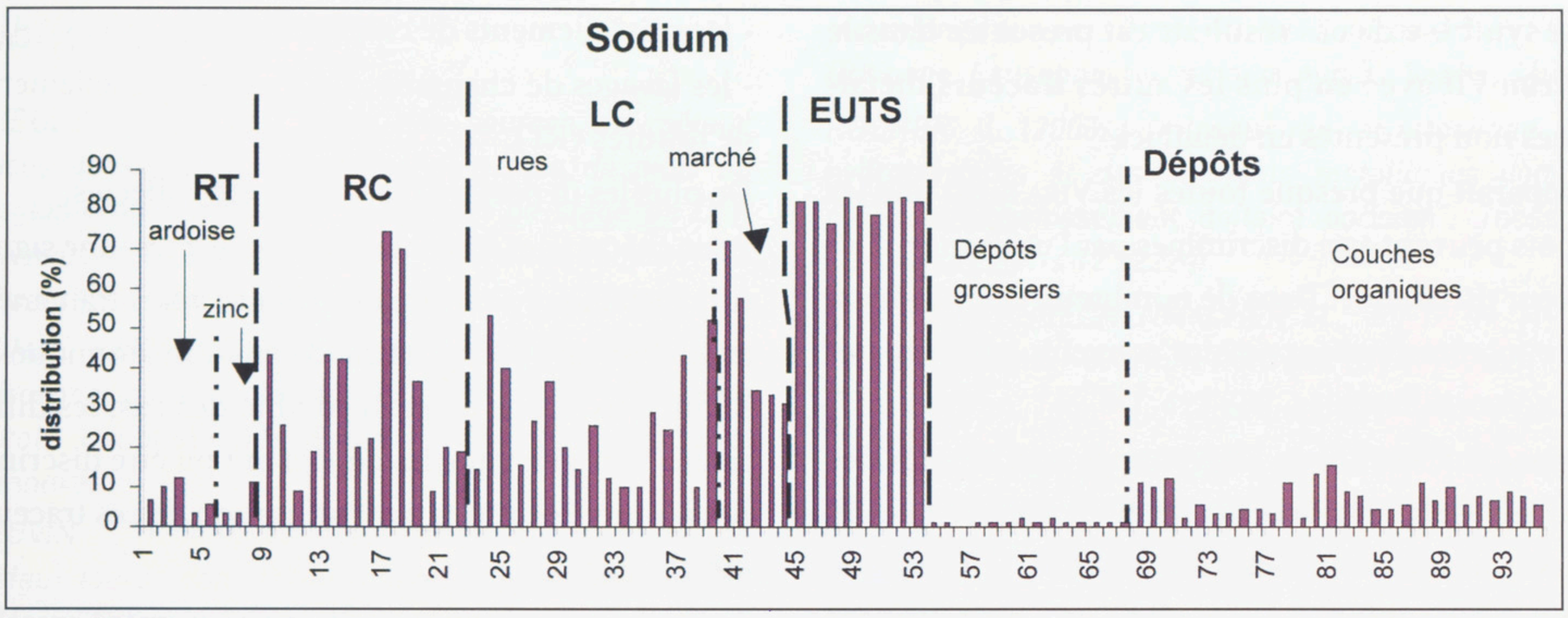


Figure 4. Distribution du sodium (%) dans les 95 échantillons provenant des quatre VIRA et des dépôts du réseau

caractérisés par de faibles distributions de sodium ne dépassant pas 10 %. Les distributions dans les RC et LC sont très variables suivant l'échantillon mais se maintiennent entre 10 et 60 %. Pour les EUTS, les distributions en sodium sont très peu variables et se situent autour de 80 %.

Le sodium permet donc de discriminer assez nettement deux groupes de VIRA : les EUTS d'une part et les dépôts et RT d'autre part. De plus le sodium est le seul élément que nous analysons qui nous permet de différencier les dépôts grossiers des couches organiques. Ces dernières présentant des distributions nettement plus importantes (cf. *tableau VII* pour la synthèse des traceurs potentiels de VIRA). Enfin, le sodium est le seul élément permettant de discriminer les dépôts grossiers des RC.

	Moyenne (%)	Valeur Min. (%)	Valeur Max. (%)
R. toitures	7,2	3,2	12,9
R. chaussées	32,8	9,2	75,1
Lav. chaussées	30,5	9,8	72,3
EUTS	81,6	76,7	83,4
Dépôts	5,5	0,8	15,6
dépôts grossiers	*1,4*	*0,8*	*1,9*
dépôts organiques	*7,5*	*2,2*	*15,6*

Tableau VI. Valeurs moyennes, minimales et maximales de distribution en sodium (%) pour les quatre VIRA et les dépôts du réseau

3.5. Discrimination des différentes VIRA : approche qualitative

Nous avons vu dans les paragraphes précédents que certains éléments métalliques pouvaient servir de traceur afin de discriminer deux ou plusieurs VIRA.

	RT (zinc)	RT (ardoise)	RC	LC (rues)	LC (marché)	EUTS	Couches organiques	Dépôts grossiers
RT zinc	/	Zn, Cu, Pb	Zn	Zn	Cd, Zn	Cd, Fe, Na, Co, Zn,	Fe, Ba, Cu, Zn	Fe, Ba, Cu, Zn
RT ardoise		/	Cu, Pb	Cu, Zn, Pb	Cd, Cu, Pb	Cd, Fe, Na, Cu, Co, Zn, Pb	Fe, Ba, Zn, Pb	Fe, Ba, Zn, Pb
RC			/	Aucun traceur	Cd	Cd, Fe, Na,Co,Zn	Aucun traceur	Na
LCrues				/	Cd, Zn, Ba	Cd,Fe,Na,Co,Zn,Ba	Cu	Cu
LC marché					/	Fe, Na,Co,Zn, Ba	Cd,Cu, Zn	Cd,Cu, Zn
EUTS						/	Cd, Fe, Na, Cu, Co, Zn, Ba	Cd, Fe, Na, Cu, Co, Zn, Ba
Dépôts organiques							/	Na
Dépôts grossiers								/

Tableau VII. Synthèse des traceurs métalliques permettant de discriminer les différentes VIRA

Une synthèse de ces résultats est présentée dans le *tableau VII* avec en plus les autres traceurs métalliques non présentés en détail ici.

Il apparaît que presque toutes les VIRA ainsi que les dépôts peuvent être discriminés par l'utilisation d'un traceur métallique. Dans de nombreux cas, plusieurs traceurs métalliques peuvent convenir pour séparer deux VIRA différentes.

Cependant, les RC ne peuvent pas être séparés des LC rues. Cela semble cohérent étant donnée que ces deux types de VIRA sont très proches, le lavage de chaussées pouvant être comparé à un «ruissellement de chaussées» de temps sec. (Notons que dans le cadre de ce travail, nous n'avons comparé que les distributions et non les concentrations brutes). De même, les RC et les couches organiques n'ont pas pu être discriminés par l'utilisation d'un traceur métallique.

D'un point de vue qualitatif, l'utilisation de traceurs métalliques convient tout à fait pour discriminer les différentes VIRA (ainsi que les dépôts) du réseau d'assainissement unitaire. L'utilisation d'autres traceurs, notamment des traceurs organiques (hydrocarbures aliphatiques et hydrocarbures aromatiques polycycliques) devrait être envisagée afin de distinguer encore plus nettement les différentes VIRA.

L'utilisation simultanée de ces différents éléments métalliques traceurs devrait permettre une meilleure estimation de la contribution de chaque VIRA aux flux de métaux lourds dans les RUTP.

4. Conclusion

Ce travail a pour objectif final de quantifier la contribution de chaque "voie d'introduction dans le réseau d'assainissement unitaire" à la contamination métallique des RUTP. Pour ce faire, nous avons choisi de tester l'utilisation de traceurs métalliques afin de pouvoir discriminer les différentes VIRA.

Différentes campagnes d'échantillonnage ont été menées afin de collecter de nombreux échantillons provenant des différentes VIRA c'est-à-dire :

- les eaux usées de temps sec (EUTS),
- les ruissellements de chaussées (RC),
- les lavages de chaussées (LC) et les ruissellements de toitures (RT).

De plus les dépôts du réseau ont été collectés.

Pour chacun des 95 échantillons collectés, une signature métallique a pu être déterminée après traitement et analyse en spectrométrie d'émission atomique de 18 métaux. Dans la quasi-totalité des cas, les différentes VIRA ainsi que les dépôts ont pu être discriminés les uns des autres par l'utilisation de ces traceurs métalliques.

Au niveau qualitatif, nous avons montré que les différentes VIRA (plus les dépôts) pouvaient être discriminées par l'utilisation de traceurs métalliques même si l'on peut considérer que malgré le grand nombre d'échantillons dont on dispose, la variabilité spatio-temporelle des différentes VIRA n'est pas encore suffisamment prise en compte. Il est pour cela nécessaire de poursuivre l'échantillonnage des différentes VIRA. L'objectif final étant d'estimer de manière quantitative la contribution de chaque VIRA à la contamination des RUTP, il est indispensable de poursuivre l'échantillonnage afin d'avoir une meilleure estimation de la variabilité spatio-temporelle au sein d'une même VIRA. Il est nécessaire que la variabilité spatio-temporelle intra-VIRA soit très inférieure à la variabilité inter-VIRA si l'on souhaite pouvoir réaliser cette estimation quantitative avec une incertitude qui ne soit pas trop importante.

Enfin la combinaison de traceurs métalliques avec d'autres traceurs, notamment des traceurs organiques (hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques polycycliques), sera envisagée afin de parvenir à une discrimination des VIRA encore plus nette et éventuellement à une estimation quantitative des contributions de chaque VIRA à la charge en micropolluants dans les rejets urbains de temps de pluie.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine-Normandie (AESN), le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP) et la municipalité de Paris.

Bibliographie

AMEDZRO P. (2005). "Étude des sources de métaux traces dans les rejets urbains de temps de pluie de l'agglomération parisienne". Rapport de stage de DEA Sciences et Techniques de l'Environnement de l'Université Paris 12 : 75 p.

AZIMI S. (2004). "Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Île-de-France". Thèse de l'École nationale des Ponts et Chaussées : 255 p. + annexes.

BEUVIN L. (2003). Caractérisation des sources de métaux lourds dans l'atmosphère. Rapport de stage de DEA de l'Université Paris 12-70 p.

GAO Y., NELSON E. D., FIELD M. P., DING Q., LI H., SHERRELL R. M., GIGLIOTTI C. L., VAN RY D. A., GLENN T. R., EISENREICH S. J. (2002). "Characterization of atmospheric trace elements on PM2.5 particulate matter over the New York-New Jersey harbor estuary". Atmos Environ, *36, 1077-1086.*

GARNAUD S. (1999). "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin-versant". Thèse de l'École nationale des Ponts et Chaussées : 396 p. + annexes.

GOUNOU C. (2004). "Caractérisation des sources d'éléments traces métalliques dans le réseau d'assainissement de Paris. Rapport de stage de DEA Sciences et Techniques de l'Environnement de l'Université Paris 12 : 60 p.

GROMAIRE-MERTZ M.-C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire, caractéristiques et origines. Thèse de l'École nationale des Ponts et Chaussées : 507 p. + annexes.

KREJCI V., DAUBER L., NOVAK B., GUJER W. (1987). "Contribution of different sources to pollutant loads incombined sewers". Proc. 4th Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Lausanne, Swizerland, Aug 31-Sept 4, 34-39.

ROCHER V. (2003). "Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". Thèse de l'Université Paris 12 : 222 p.

SCHULZ W., BRECHENMACHER M., WIRTH H. (1994). "Combined sewer overflow from the city of Munich". Sci Total Environ, *146-147, 493-498.*

SEIDL M., HUANG V., MOUCHEL J.-M. (1998). "Toxicity of combined sewer overflows on river phytoplankton : the role of heavy metals". Environ Pollut., *101, 107-116.*

SÖRME L., BERGBÄCK B., LOHM U. (2001). "Goods in the anthroposphere as a metal emission source". Water Air Soil Pollut, *1, 213-227.*

SÖRME L., LAGERKVIST R. (2002). "Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm". Sci Total Environ, *298, 131-145.*

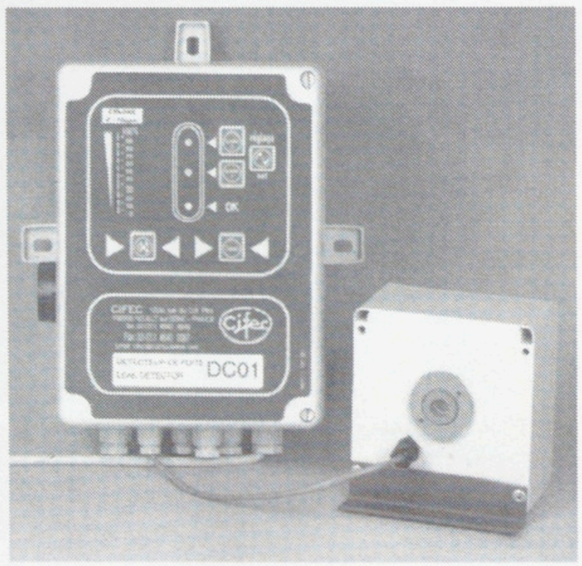
STERNBECK J., SJODIN A., ANDREASSON K. (2002). "Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension-results from two tunnel studies". Atmos Environ, *36, 4735-4744.*

THORNTON I., BUTLER D., DOCX P., HESSION M., MAKROPOULOS C., Mc MULLEN M., NIEUWENHUIJSEN M., PITMAN A., RAUTIU R., SAWYER R., SMITH S., WHITE D., WILDERER P., PARIS S., MARANI D., BRAGUGLIA C., PALERM J. (2001). "Polluants in urban waste water and sewage sludge", European commision.

WECKWERTH G. (2001). "Verification of traffic emitted aerosol components in the ambiant air of Cologne (Germany)". Atmos Environ, *35, 5525-5536.*

WROBEL A., ROKITA E., MAENHAUT W. (2000) : "Transport of traffic-related aerosols in urban areas". Sci Total Environ, *257, 199-211.*

CIFEC INFO 305f



détectcteur DC01

MATERIEL de SÉCURITÉ pour la DÉSINFECTION

- **capteur de vide**: détection de bouteille chlore vide, contrôle hydroéjecteur,
- **détecteur** de fuite de chlore/bioxyde avec affichage et seuils réglables,
- **générateur** portable pour contrôle et étalonnage des détecteurs,
- **tour de neutralisation** ou système d'absorption de fuite,
- **armoire de stockage** de bouteilles de chlore,
- **matériel respiratoire** à cartouche ou autonome,
- **formation habilitation** à l'usage des bouteilles de chlore.
- **balance** pour bouteille ou tank à chlore avec contact et sortie 4-20mA,

CIFEC équipe la désinfection de plus de 20 000 communes françaises.
Notice gratuite sur demande CIFEC N°305f - Préciser votre spécialité

CIFEC 12 bis rue du Cdt Pilot F92200 Neuilly/Seine - **Tél: 33 (0)1 4640 4949** Fax: 33 (0)1 4640 0087 Email: info@cifec-sa.fr Web: www.cifec-sa.f

sade
les réseaux de la vie

28, rue de La Baume
75008 Paris
Tél. 01 53 75 99 11
Fax 01 53 75 99 05

AU CŒUR DE NOS MÉTIERS : LES RÉSEAUX

- Pose, renouvellement et réhabilitation de canalisations d'eau et d'assainissement.
- Conception et construction des ouvrages annexes.
- Conception et construction de stations d'épuration.
- Travaux de génie civil et travaux souterrains.
- Techniques réduisant les volumes de terrassement, les nuisances sonores, la gêne à la circulation : travaux sans tranchée, forage dirigé, recyclage des déblais de tranchée, extraction de branchements en plomb, etc.
- Construction de réseaux et équipement de transport d'énergie *(gaz, électricité)* et de communication *(téléphonie, radio-téléphonie, vidéocommunication,...)*.

La Sade est l'un des acteurs importants, en France et dans le monde, de la conception, de la construction et de la maintenance des réseaux et ouvrages associés. Notre longue expérience, la permanence de nos métiers, conjuguées à la recherche constante de la qualité, de l'innovation et du progrès, constituent nos forces et nos atouts principaux.

Du captage de l'eau jusqu'à son rejet, nous intervenons dans toutes les phases du cycle de l'eau, apportant notre expertise à nos clients publics et industriels.

Une organisation privilégiant la proximité géographique et un Bureau d'Etudes intégré assurent à nos clients un service de qualité, dans le respect de leurs contraintes économiques, techniques et environnementales.

Rendez-vous sur notre site
www.sade-cgth.fr

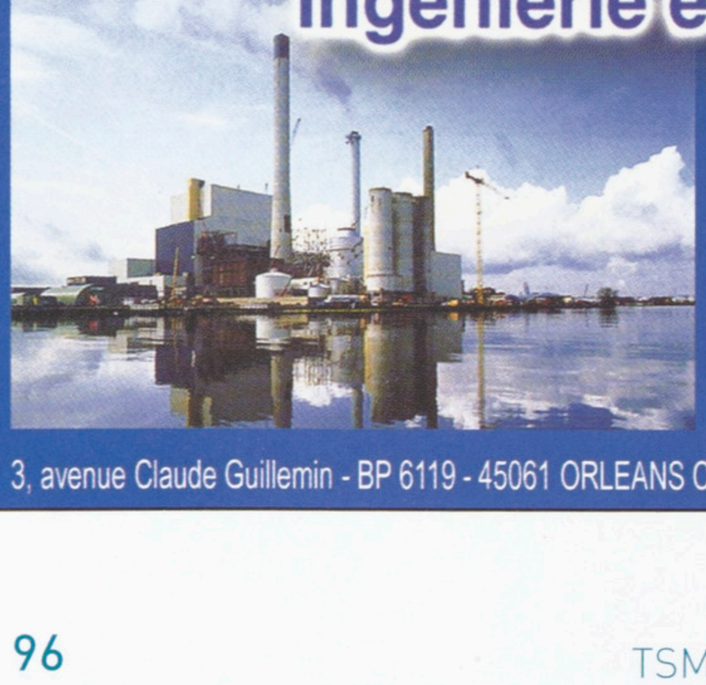
Eau - Environnement - Infrastructures

Partenaire de l'industrie et des collectivités

Pour assurer la réussite de vos projets, ANTEA :

- développe, protège, réhabilite, traite les ressources en eaux
- diagnostique, audite et assure le suivi de vos sites et installations
- conçoit et assure la maîtrise d'œuvre d'ouvrages d'assainissement, de dépollution, d'infrastructure, d'aménagement et de traitement des déchets

ANTEA
Ingénierie et conseil



3, avenue Claude Guillemin - BP 6119 - 45061 ORLEANS CEDEX 2 - FRANCE - Tél. 02.38.64.30.60 - Fax 02.38.64.34.44 - Internet http : //www.antea-ingenierie.fr

Identification des sources de micropolluants en milieu urbain. Intérêt des hydrocarbures aliphatiques

■ J. GASPERI[1], V. ROCHER[2], R. MOILLERON[1], G. CHEBBO[3, 4]

Mots-clés : boîte à outils, hydrocarbures aliphatiques, milieu urbain, sources, réseau d'assainissement, VIRA

1. Introduction

En milieu urbain, des quantités importantes d'hydrocarbures sont émises dans l'environnement. Une partie substantielle de ces polluants se retrouve au sein du réseau d'assainissement engendrant des problèmes de gestion, particulièrement lors des événements pluvieux (rejets urbains par temps de pluie). Dans le but de limiter ces apports en micropolluants et parvenir ainsi au bon état écologique du milieu naturel (directive cadre 2000/60/CE), il est primordial de disposer de données précises sur la contribution de chaque source de pollution. Ces connaissances sont un support nécessaire à la mise en place d'un système de prévention efficace.

Dans cette optique, le CEREVE étudie depuis 1994 les sources génératrices d'hydrocarbures en milieu urbain, ainsi que leur « Voie d'introduction dans le réseau d'assainissement » (VIRA, programme de recherche OPUR : observatoire des polluants urbains). Bien que de nombreuses études s'appuient exclusivement sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) pour identifier l'origine de la contamination [ZENG et VISTA, 1997 ; GARRIGUES et *al.*, 1995], ce travail s'attache à démontrer l'intérêt des hydrocarbures aliphatiques ou *n*-alcanes. La spécificité et la facilité d'analyse de ces composés leur confèrent un caractère pertinent dans l'identification de l'origine de la contamination.

Notre approche consiste en une étude qualitative des distributions en *n*-alcanes des principales sources et VIRA. Cette étape attribue à chaque source une signature spécifique et identifie pour chaque VIRA les sources de contamination incriminées. La seconde partie s'attache à démontrer l'intérêt d'une telle bibliothèque de signatures à travers l'étude de différents échantillons provenant du réseau d'assainissement (dépôts grossiers, couche organique, biofilm, eaux usées de temps sec et effluents unitaires de temps de pluie).

2. Méthodologie

2.1. Les principales sources d'hydrocarbures aliphatiques

Les hydrocarbures aliphatiques ou *n*-alcanes sont constitués d'une chaîne carbonée linéaire saturée (C_nH_{2n+2}). Ces composés peuvent être d'origine biologique ou bien, être émis dans l'environnement via des activités anthropiques. Deux sources anthropiques sont généralement distinguées : d'une part, les sources pétrolières, correspondant à une genèse à basse température et d'autre part, les sources pyrolytiques correspondant à des processus de combustion à haute température. Le trafic automobile constitue l'une des principales sources d'hydrocarbures puisque

1 CEREVE Faculté des Sciences et Technologie, Université Paris 12 Val-de-Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
2 SIAAP Direction de la Recherche et du Développement, 82 avenue Kléber, 92700 Colombes, France.
3 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes, 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne la Vallée, France.
4 Faculté de Génie Université libanaise, route de l'Aéroport, Beyrouth, Liban.

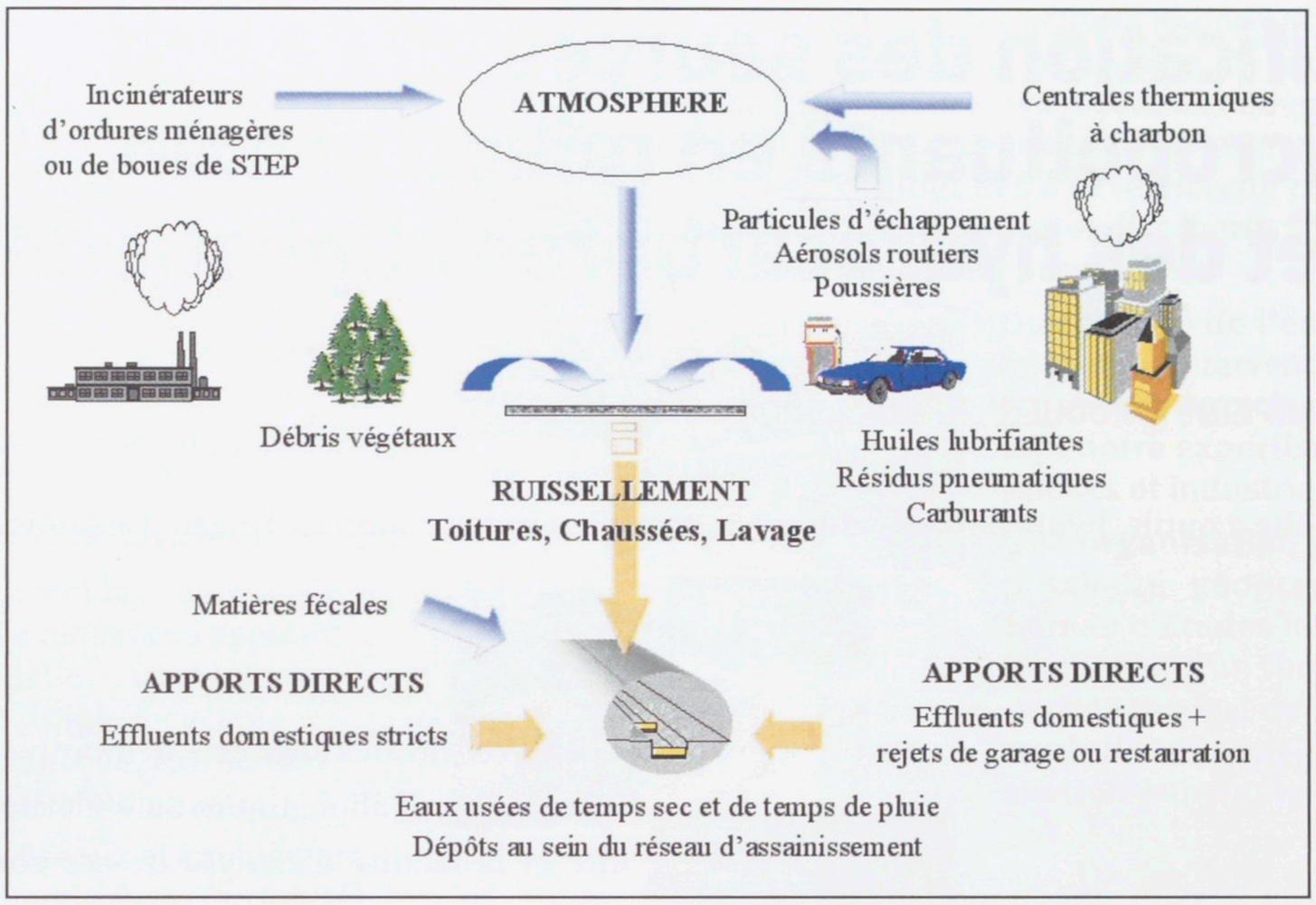


Figure 1. Sources d'hydrocarbures et VIRA étudiées dans le cadre du programme OPUR

les véhicules émettent des gaz d'échappement provenant de la combustion incomplète des carburants [FRASER et *al.*, 1998] et sont aussi à l'origine de déversements de produits variés (carburants, huiles lubrifiantes, résidus pneumatiques, etc.) [BOMBOI et HERNANDEZ, 1991]. Les diverses industries employant des processus pyrolytiques (combustion ou incinération) constituent également des sources potentielles d'hydrocarbures en milieu urbain [ABOUL-KASSIM et SIMONEIT, 1995].

La *figure 1* présente les différentes sources échantillonnées. Les débris végétaux et la matière fécale humaine ont été examinés pour les sources biologiques. Le trafic automobile combine les sources pyrolytiques et pétrolières. Pour les sources pétrolières, les huiles lubrifiantes automobiles (vierge et usagée), les carburants et les résidus pneumatiques ont été considérés. Pour les sources pyrolytiques, les émissions du trafic automobile, à savoir les particules d'échappement, les poussières et les aérosols routiers prélevés sous tunnel, ont été étudiées. Pour les sources pyrolytiques fixes, les émissions des centrales thermiques à charbon, des incinérateurs d'ordures ménagères (IUOM) et des incinérateurs de boues de station d'épuration (STEP) ont été étudiées [AZIMI, 2004].

2.2. Les voies d'introduction dans le réseau d'assainissement (VIRA)

Parallèlement à l'étude des sources, les principales voies d'introduction dans le réseau d'assainissement (VIRA) ont été recensées et étudiées. Comme l'illustre la *figure 1*, les polluants peuvent être introduits soit directement dans le réseau d'assainissement via les apports directs (effluents domestiques stricts ou effluents domestiques associés à des rejets de garage ou de restauration), soit via le ruissellement des surfaces urbaines (ruissellement de chaussées et de toitures, eaux de lavage de la voirie). L'échantillonnage des différentes VIRA a nécessité la mise en place de procédures adaptées, décrites en détails par [ROCHER et *al.*, 2004a] et [GASPERI et *al.*, 2005 et 2006].

2.3. Méthode analytique

Sur l'ensemble des échantillons considérés, les *n*-alcanes de C10 à C33 et deux isoprénoïdes (le pristane et le phytane) ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (CPG-SM). La quantification a été effectuée au moyen d'étalons internes (dodécane D26, tétracosane D50 et triacontane D62) et a été validée par l'utilisation d'un échantillon certifié (sédiment marin,

SRM 1941a). Le protocole et la méthode analytiques sont décrits en détail par [GASPERI, 2006].

3. Résultats et discussion

3.1. Constitution d'une « boîte à outils »

• Les sources émettrices d'hydrocarbures aliphatiques

Les distributions aliphatiques témoignent de la spécificité des différentes sources considérées (*figure 2a* en annexe). Cette spécificité est illustrée au travers de plusieurs types d'informations.

La première clé de détermination se base sur la distribution des *n*-alcanes (*figure 2a, tableau I* en annexe). Elle vise à identifier l'intervalle de distribution, la nature des composés majoritaires, ainsi que la présence ou non d'une prédominance des *n*-alcanes impairs (hydrocarbures dont le nombre de carbone de la chaîne carbonée est impair). Ainsi, les sources biologiques sont caractérisées par des spectres aliphatiques dominés par la présence des *n*-alcanes de hauts poids moléculaire, compris entre *n*-C23 et *n*-C33 à prédominance impaire [ABOUL-KASSIM et SIMONEIT, 1995 ; BOMBOI et HERNANDEZ, 1991 ; BOULOUBASSI et SALIOT, 1993 ; COLOMBO et *al.*, 1989 ; MOREDA et *al.*, 1998]. Ces deux caractéristiques peuvent être exprimées au moyen du ratio massique entre les composés de bas poids moléculaires (nombre de carbone $n \leq 20$) et ceux de hauts poids moléculaires ($n > 20$) ($0,1 < BPM/HPM < 0,3$, *tableau I*) et du Carbon Preference Index (CPI) qui traduit le rapport entre les *n*-alcanes impairs (nombre impair d'atome de carbone) et les *n*-alcanes pairs ($2,3 < CPI < 3,7$, *tableau I*). À l'opposé, la prédominance des *n*-alcanes de bas poids moléculaire à prédominance paire caractérise les sources pyrolytiques fixes ($3,1 < BPM/HPM < 4,6$ et $0,7 < CPI < 0,8$). Les centrales thermiques présentent un intervalle de distribution légèrement plus étendu (de C10 à C33) suite à l'utilisation du charbon comme combustible. De manière générale, les spectres aliphatiques des autres sources de contamination sont majoritairement constitués de *n*-alcanes légers ($n < 25$). Bien que les émissions du trafic automobile soient considérées comme des sources pyrolytiques, la confrontation des signatures aliphatiques révèle que les particules d'échappement présentent des spectres aliphatiques proches de ceux des sources pétrolières et en particulier, des huiles lubrifiantes automobiles. Cette caractéristique résulte essentiellement de la présence de suie et d'hydrocarbures imbrûlés dans les gaz d'échappement [ROGGE et *al.*, 1993]. Les spectres aliphatiques s'entendent respectivement de C12 à C25 pour les huiles lubrifiantes et de C16 à C23 pour les particules d'échappement et sont tous deux dominés par les *n*-alcanes légers ($BPM/HPM = 0,5$ et $0,6$). Pour les carburants, le spectre aliphatique présente un intervalle de distribution plus restreint, dominé par les composés de très bas poids moléculaires (de C10 à C15 pour les essences et de C10 à C18 pour le diesel), alors que les résidus pneumatiques reflètent un intervalle de distribution étendu (de C14 à C33), caractérisé par la prédominance des *n*-alcanes de hauts poids moléculaires ($BPM/HPM = 0,3$). Enfin, la superposition des spectres aliphatiques révèle que la contamination des poussières et des aérosols routiers collectés sous tunnel résulte de la combinaison des apports pétroliers (huiles lubrifiantes, résidus pneumatiques), pyrolytiques (particules d'échappement) et biologiques (débris végétaux).

La différenciation des sources s'appuie aussi sur l'importance relative des composés non résolus (UCM/HA). La chromatographie gazeuse couplée au spectrophotomètre de masse ne résout pas et n'identifie donc pas une proportion substantielle des hydrocarbures présents dans les échantillons. On fait généralement référence à l'ensemble de ces composés sous le nom d'UCM (Unresolved Complex Mixture) [GOUGH et ROWLAND, 1990]. Les spectres aliphatiques des sources biologiques sont caractérisés par l'absence d'UCM, contrairement aux sources pétrolières qui manifestent une importance relative de l'UCM plus ou moins marquée [ABOUL-KASSIM et SIMONEIT, 1995 ; BOULOUBASSI et SALIOT, 1993 ; WANG et *al.*, 1997]. Ainsi, les huiles lubrifiantes sont caractérisées par un UCM beaucoup plus prononcé ($165 < UCM/HA < 240$) que celui des carburants, des résidus pneumatiques ou des particules d'échappement ($UCM/HA = 8$, 10 et 17, respectivement).

Contrairement aux émissions des UIOM et des incinérateurs de boues de STEP dépourvues en UCM, les

émissions des centrales thermiques montrent une proportion importante de composés non résolus (UCM/HA = 90) suite à l'incinération du combustible fossile utilisé.

Enfin, l'utilisation des indices basés sur le pristane et le phytane complète la détermination (cf. *tableau I* en annexe). Alors que le phytane est strictement issus des activités anthropiques, le pristane reflète aussi bien des apports biogéniques que des entrées pétrolières [JONES et *al.*, 1993]. Par conséquent, les sources biologiques présentent un rapport Prist/Phyt supérieur à l'unité (1,2 < Prist/Phyt < 1,3), alors que les sources pétrolières présentent des valeurs nettement inférieures (0,1 < Prist/Phyt < 0,8) [JONES et *al.*, 1993].

• Les voies d'introduction dans le réseau d'assainissement (VIRA)

En milieu urbain, la multiplicité et la diversité des sources génératrices d'hydrocarbures aliphatiques induisent des mélanges plus ou moins complexes des sources de contamination. Afin d'appréhender la signature spécifique de ces mélanges, la base de données précédemment établie a été complétée par l'investigation des différentes VIRA. À l'instar des sources émettrices d'hydrocarbures, chaque VIRA présente une signature spécifique (*figure 2b* en annexe). Pour les effluents domestiques stricts et ceux associés à des effluents de restaurations, les *n*-alcanes lourds (BPM/HPM = 0,1 et 0,2, respectivement), la présence marquée du *n*-C29 (pourcentage HAM = 13 et 17 %) et la prédominance des composés impairs (CPI = 1,4 et 1,1) attestent de la contribution majoritairement biologique (matières fécales et résidus alimentaires). Les signatures aliphatiques des effluents domestiques associés à des rejets de garage témoignent également de ces apports. Cependant, les composés compris entre *n*-C14 et *n*-C23 (BPM/HPM = 1,1) et la présence plus importante du pristane dans ces effluents (*n*-C17/Prist = 2,0) témoignent d'une source de contamination d'origine pétrolière, liée à l'activité de garage. La confrontation des spectres et l'utilisation combinée des indices (intervalle de distribution du groupe de *n*-alcanes légers, pourcentage HAM, CPI, *n*-C17/*n*-C29 et UCM/HA) permettent d'identifier plus précisément les huiles lubrifiantes comme source majoritaire de contamination, ainsi que les carburants dans une moindre mesure.

Bien que les spectres aliphatiques des eaux de lavage de la voirie et des eaux de ruissellement (toitures ou chaussées) révèlent également l'empreinte biologique (*figure 2b*), les distributions en *n*-alcanes font référence à d'autres sources de contamination. Ainsi, l'étendue du spectre aliphatique (de C19 à C33) et l'importance relative de l'UCM/HA suggèrent parmi les sources pétrolières l'impact des aérosols routiers pour les eaux de ruissellement de toitures et incriminent plus particulièrement les huiles lubrifiantes et les particules d'échappement pour les eaux de lavage de la voirie. Le vaste intervalle de distribution (de C12 à C33) des eaux de ruissellement souligne pour cette VIRA la multiplicité des sources de contamination. Les indications données par le spectre (perte de la prédominance impaire, abondance de composés légers) témoignent des entrées pétrolières précédemment citées pour les eaux de lavage et de ruissellement de toitures, mais aussi de l'impact des résidus pneumatiques.

3.2. Application au réseau d'assainissement

La partie précédente a mis en exergue l'intérêt des hydrocarbures aliphatiques dans l'identification des sources d'hydrocarbures en milieu urbain. Outre la distinction des trois types de sources (biologiques, pétrolières et pyrolytiques), la spécificité de la fraction aliphatique permet de différencier plus finement, dans le cas de contaminations multiples, les sources incriminées. Cette bibliothèque constitue une « boîte à outils » intéressante dans la mesure où elle peut être appliquée à divers domaines environnementaux. Cette partie a pour but d'illustrer à travers l'application au réseau d'assainissement l'intérêt des hydrocarbures aliphatiques. Elle s'attache, en particulier, à étudier l'origine de la pollution associée aux dépôts du réseau (biofilm, couche organique et dépôt grossier), ainsi que celle véhiculée par les eaux usées de temps sec et les effluents unitaires de temps de pluie.

• Les dépôts au sein du réseau d'assainissement

La pollution aliphatique associée aux différents types de dépôts du réseau d'assainissement a été étudiée par [ROCHER et *al.*, 2003 et 2004b]. L'analyse de ces spectres délivre un panel d'information de natures

diverses (*figure 2c en annexe*). En premier lieu, il apparaît que les spectres aliphatiques de la couche organique et du biofilm témoignent d'une empreinte biologique marquée. La présence prononcée du *n*-C29, le rapport massique (BPM/HPM) et les indices tels que Prist/Phyt et *n*-C17/*n*-C29 confirment en effet la présence des *n*-alcanes d'origine biologique. La signature aliphatique de la couche organique et du biofilm s'avère relativement comparable à celle des matières fécales. Cependant, la présence des composés compris entre *n*-C14 et *n*-C20 (BPM/HPM = 0,4 et 0,5 pour le biofilm et la couche organique) souligne une contamination pétrolière mineure. L'analyse approfondie du spectre (diminution de la prédominance impaire, $\sum$ HA/*n*-C16 et UCM/HA) impute cette contamination aux particules d'échappement. Dans un second temps, la *figure 2c* met clairement en évidence la différence de contamination entre le dépôt grossier et les autres dépôts. Alors que la couche organique et le biofilm reflètent une contamination essentiellement biologique, le spectre aliphatique, dominé par les *n*-alcanes légers (BPM/HPM = 2,1) indique une contamination exclusivement pétrolière du dépôt grossier. La répartition des hydrocarbures majoritaires (*n*-C17/ *n*-C18/ *n*-C19) et la confrontation des spectres révèlent l'impact des particules d'échappement et dans une moindre mesure des huiles lubrifiantes. Ces informations attestent de l'importance du rôle joué par les eaux de ruissellement (chaussées ou eaux de lavage de la voirie) dans la contamination du dépôt grossier.

Enfin, la notion de temps de résidence des différents dépôts peut être également abordée grâce aux isoprénoïdes. Comme le pristane et le phytane sont plus résistants à l'action bactérienne que C17 et C18, les rapports *n*-C17/Prist et *n*-C18/Phyt sont communément utilisés pour évaluer l'avancement de la biodégradation [JONES et *al.*, 1993]. Si le rapport *n*-C17/Prist ne nous apporte pas d'information précise sur l'avancement de la dégradation des *n*-alcanes, le ratio *n*-C18/Phyt, dévoile, quant à lui, que les *n*-alcanes de la couche organique et du biofilm sont moins dégradés que ceux observés dans le dépôt grossier (*tableau I*). Ce résultat sous-entend que les temps de résidence de la couche organique et du biofilm sont inférieurs à celui du dépôt grossier. L'occurrence des événements pluvieux, entraînant la remise en suspension de la couche organique et l'érosion du biofilm, explique en effet les temps de résidence relativement courts de ces dépôts [AHYERRE, 1999 ; GROMAIRE, 1998]. En revanche, le degré avancé de maturation du dépôt grossier témoigne d'un temps de séjour relativement important (de 6 mois à 4 ans selon les opérations de maintenance menées au sein du réseau d'assainissement).

• Eaux usées de temps sec

Comme précédemment réalisé pour les dépôts, l'analyse de la fraction aliphatique des eaux usées de temps sec délivre plusieurs indications sur l'origine et la dynamique des *n*-alcanes en réseau. La *figure 2c* souligne la similitude des distributions entre les eaux usées de temps sec et la couche organique (*tableau I*). Ces similarités confirment l'importance des eaux usées de temps sec dans la contamination de la couche organique [ROCHER et *al.*, 2004b]. À l'image de la contamination de ces dépôts, la distribution en *n*-alcanes des eaux usées de temps sec témoigne de la combinaison des apports domestiques et des eaux de lavage de la voirie.

• Effluents unitaires de temps de pluie

Alors que les effluents unitaires de temps de pluie résultent du mélange des eaux usées de temps sec et des eaux de ruissellement (toitures et chaussées), les distributions aliphatiques, caractérisées par la prédominance des *n*-alcanes de hauts poids moléculaires (BPM/HPM = 0,2) reflètent des profils relativement comparables à ceux observés par temps sec. Ces distributions suggèrent ainsi que la contribution à la pollution de temps de pluie est majoritairement biologique. Au regard des signatures spécifiques des eaux usées de temps sec et des eaux de ruissellement, l'augmentation de la proportion relative des composés lourds suggère implicitement la contribution d'une troisième source de contamination. Les recherches menées sur le bassin-versant du Marais depuis 1994 [AHYERRE, 1999 ; GROMAIRE, 1998] ont démontré qu'une part importante de la pollution de temps de pluie résulte de l'érosion de la couche organique et du biofilm. Ainsi, les spectres aliphatiques des effluents unitaires de temps de pluie attestent que cette contribution est majoritaire.

4. Conclusions

Les hydrocarbures aliphatiques s'avèrent des traceurs intéressants dans l'identification des sources en milieu urbain puisque leur degré de spécificité et leur distribution relative autorisent l'identification et le suivi de nombreuses sources génératrices d'hydrocarbures. En effet, la fraction aliphatique assure non seulement une discrimination entre les sources biologiques, pétrolières et pyrolytiques, mais identifie plus ou moins précisément, dans le cas de contaminations multiples, les sources de contamination incriminées.

L'investigation des sources urbaines et des « Voies d'introduction dans le réseau d'assainissement » a permis la mise en place d'une base de données importante. Cette bibliothèque constitue une véritable « boîte à outils » dans la mesure où l'identification de l'origine de la contamination se base exclusivement sur l'analyse et la confrontation des spectres et l'utilisation des indicateurs aliphatiques.

L'application au réseau d'assainissement étaie l'intérêt de cette approche. L'analyse des signatures aliphatiques délivre des informations de natures diverses. Il a été ainsi montré que la contamination du dépôt grossier indique essentiellement des entrées pétrolières (particules d'échappement et dans une moindre mesure huiles lubrifiantes) alors que la pollution de la couche organique et le biofilm reflète la combinaison des apports biologiques et pétroliers. L'étude des spectres aliphatiques dévoile également l'étroite similitude entre les eaux usées de temps sec, les apports domestiques et la couche organique. Enfin, une estimation du degré de dégradation des hydrocarbures aliphatiques dans les dépôts a confirmé que le temps de résidence dans le réseau de la couche organique et du biofilm est court comparativement à celui du dépôt grossier.

Ce travail s'est attaché à démontrer l'intérêt des hydrocarbures aliphatiques dans l'identification des sources en milieu urbain. Ils sont souvent négligés par les études environnementales et il apparaît nécessaire d'élargir le spectre de molécules couramment analysées aux *n*-alcanes afin d'améliorer le processus d'identification des sources de contamination.

Bibliographie

ABOUL-KASSIM T., SIMONEIT B. (1995). "Aliphatic and Aromatic Hydrocarbons in Particulate Fallout of Alexandria, Egypt: Sources and Implications." Environmental Science and Technology *29(10): 2473-2483.*

AHYERRE M. (1999). "Bilan et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatique et Géochimie, Université Paris VI, 209 p.

AZIMI S. (2004). "Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Ile-de-France." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 336 p.

BOMBOI M. T., HERNANDEZ A. (1991). "Hydrocarbon in urban runoff: their contribution to the wastewaters." Water Research *25(5): 557-565.*

BOULOUBASSI I., SALIOT A. (1993). "Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbon markers (NAH, LAB, PAH)." Oceanologica Acta *16(2): 145-161.*

COLOMBO J. C., PELLETIER E., BROCHU C., KHALIL M. (1989). "Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata estuary, Argentina." Environmental Science and Technology *23: 888-894.*

FRASER M., CASS G., SIMONEIT B., RASMUSSEN R. A. (1998). "Air quality model evaluation data for organics. C6-C22 nonpolar and semipolar aromatic compounds." Environmental Science and Technology *32: 1760-1770.*

GARRIGUES P., BUDZINSKI H., MANITZ M. P., WISE S. A. (1995). "Pyrolytic and petrogenic inputs in recent sediments: a definitive signature through phenanthrene and chrysene compound distribution." Polycyclic Aromatic Compounds *7: 275-284.*

GASPERI J., ROCHER V., MOILLERON R., CHEBBO G. (2005). "Hydrocarbon loads from street cleaning practices: comparison with dry and wet weather flows in a Parisian combined sewer system." Polycyclic Aromatic Compounds *25: 169-181.*

GASPERI J., ROCHER V., AZIMI S., MOILLERON R., VARRAULT G., GARNAUD S., CHEBBO G. (2006). "Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques introduits dans le réseau d'assainissement via les effluents domestiques." Techniques, Sciences et Méthodes, *Soumis.*

GASPERI J. (2006). "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution en hydrocarbures transitant dans le réseau d'assainissement parisien." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, en cours.

GOUGH M. A., ROWLAND S. (1990). "Characterization of unresolved complex mixtures of hydrocarbons in petroleum." Lettre à Nature *344: 648-650.*

GROMAIRE M.-C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : origines et caractéristiques." Thèse de doctorat, Sciences et Technique de l'Environnement, École nationale des Ponts et Chaussées, 507 p.

JONES R. H., REVITT D. M., SHUTES R. B., ELLIS J. B. (1993). "Ecotoxicological impacts of hydrocarbons in an urban aquatic environment." 6th international conference on urban storm drainage, 488-493.

MOILLERON R., GONZALEZ A., CHEBBO G., THEVENOT D. (2002). "Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" catchment in Paris centre." Water Research *36: 1275-1285.*

MOREDA J. M., ARRANZ A., FDEZ DE BETONO S., CID A., ARRANZ J. F. (1998). "Chromatographic determination of aliphatic hydrocarbons and polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in a sewage sludge." Science of the Total Environment *220: 33-43.*

ROCHER V., AZIMI S., MOILLERON R., CHEBBO G. (2003). "Biofilm in combined sewer: wet weather pollution source and/or dry weather pollution indicator?" Water Science and Technology *47: 35-43.*

ROCHER V., AZIMI S., GASPERI J., BEUVIN L., MULLER M., MOILLERON R., CHEBBO G. (2004a). "Hydrocarbons and metals in atmospheric deposition and roof runoff in central Paris." Water, Air and Soil Pollution *159: 67-86.*

ROCHER V., AZIMI S., MOILLERON R., CHEBBO G. (2004b). "Hydrocarbons and heavy metals in the different sewer deposits in the "Le Marais" catchment (Paris, France): stocks, distributions and origins." Science of the Total Environment *323(1-3): 107-122.*

ROGGE W. F., HILDEMANN L. M., MAZUREK M. A., CASS G. R. (1993). "Sources of fine organic aerosol. 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel trucks." Environmental Science and Technology *27: 636-651.*

WANG Z., FINGAS M., LANDRIAULT M., SIGOUIN L., FENG Y., MULLIN J. (1997). "Using systematic and comparative analytical data to identify the source of unknown oil on contaminated birds." Journal of Chromatography *775: 251-265.*

ZENG E. Y., VISTA C. L. (1997). "Organic pollutants in the coastal environment of San Diego, California .1. Source identification and assessment by compositional indices of polycyclic aromatic hydrocarbons." Environmental Toxicology and Chemistry *16(2): 179-188.*

Annexe 1

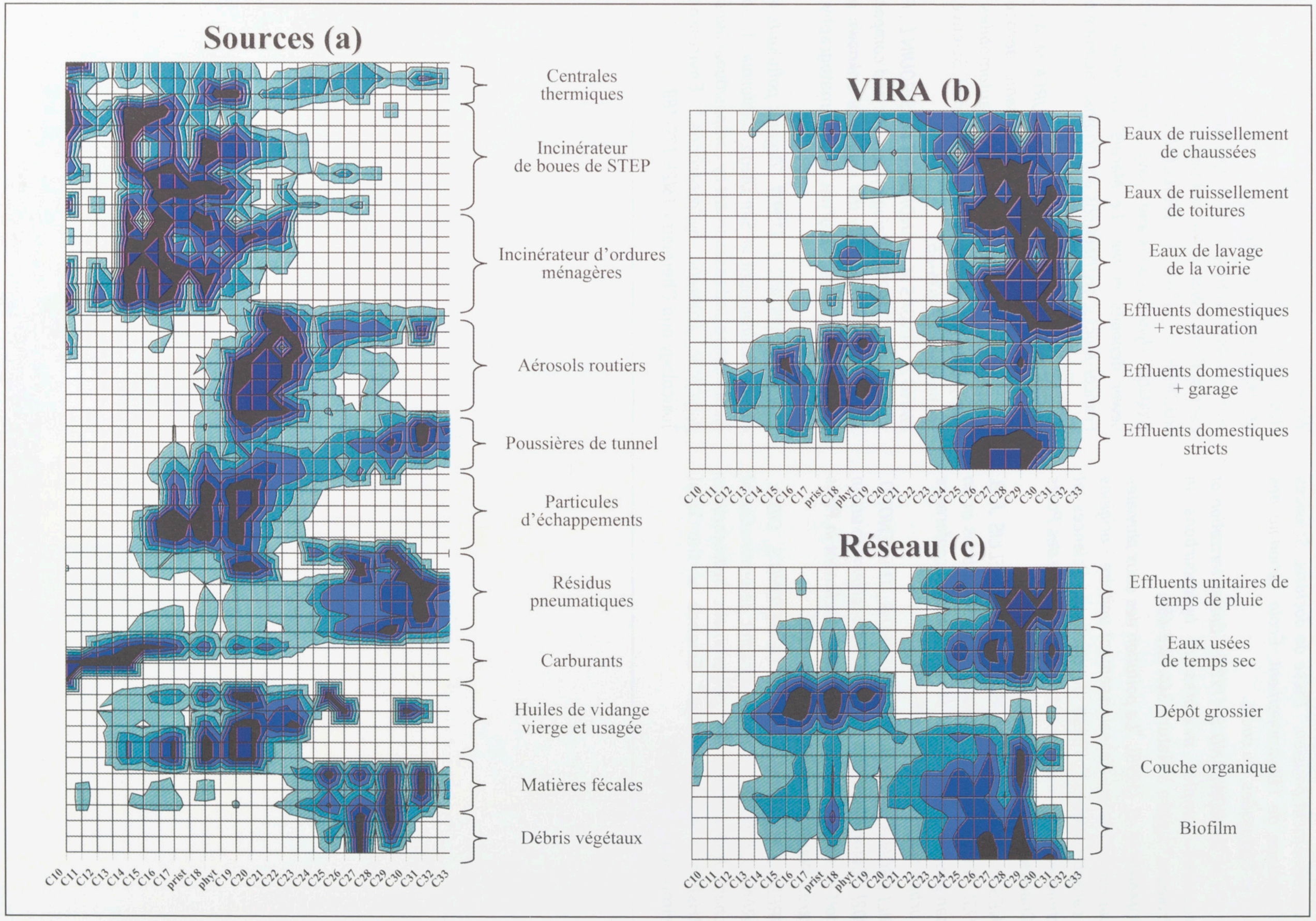


Figure 2. Distributions relatives aliphatiques (en %) des sources, des VIRA et de divers échantillons provenant du réseau d'assainissement

Annexe 2

		n	HAM	%	BPM/ HPM	CPI	Prist/ Phyt	*n*-C17/ Prist	*n*-C18/ Phyt	Σ*HA*/ *n*-C16	*n*-C17/ *n*-C29	UCM/ HA
Sources	Débris végétaux	4	*n*-C29	35	0,1	3,7	1,3	2,6	2,2	324	0,02	-
	Matière fécale humaine	3	*n*-C29	18	0,3	2,3	1,2	5,3	1,4	54	0,2	-
	Huile lubrifiante vierge	3	*n*-C14	7	1,3	0,9	0,2	5,6	1,8	13	-	240
	Huile lubrifiante usagée	2	*n*-C20	15	0,5	0,9	0,8	1,9	2,1	23	-	165
	Carburants	3	*n*-C15	12	2,5	1,0	0,8	2,1	3,1	9	-	8
	Résidus Pneumatiques	4	*n*-C31	13	0,1	1,2	0,6	1,6	1,6	40	0,1	10
	Particules d'échappement	2	*n*-C20	11	0,6	1,0	0,5	1,8	2,0	71	64	17
	Poussières tunnel	4	*n*-C29	17	0,3	1,1	0,7	1,1	0,5	32	0,3	45
	Aérosols routiers	7	*n*-C20	28	0,1	1,2	0,1	0,5	0,4	157	0,4	5
	Incinérateurs UIOM	8	*n*-C16	13	4,6	0,7	0,9	1,1	0,9	7	-	-
	Incinérateurs de boues de STEP	6	*n*-C16	11	3,1	0,7	0,8	2,1	1,4	9	-	-
	Centrales thermiques	2	*n*-C16	10	1,2	0.8	0,7	2,1	1,5	11	2,3	90
VIRA [1]	Eff. domestiques stricts	5	*n*-C29	14	0,1	1,4	0,7	4,8	2,9	36	0,3	3,3
	Eff. domestiques + garage	6	*n*-C18	11	1,1	2,0	0,6	2,0	2,6	23	0,5	6,7
	Eff. domestiques + restauration	6	*n*-C29	17	0,2	1,1	0,4	4,1	2,6	102	0,2	3,5
	Lavage de la voirie	12	*n*-C29	18	0,3	1,6	0,8	1,0	0,6	73	0,2	52
	Ruissellement de toiture	8	*n*-C29	14	0,1	1,1	0,9	2,9	1,4	160	0,1	1,6
	Ruissellement de chaussée	30	*n*-C29	14	0,7	0,5	1.0	2,3	1,1	41	0,1	3,6
Réseau [2 & 3]	Biofilm	17	*n*-C29	10	0,4	1,1	1,2	1,4	3,9	26	0,3	8,9
	Couche organique	5	*n*-C29	17	0,5	1,5	1,4	1,9	3,5	27	0,2	7,2
	Dépôt grossier	5	*n*-C18	10	2,1	1,1	0,9	2,1	2,3	13	2,0	6,9
	Effluents de temps sec (*)	30	*n*-C29	18	0,3	1,7	0,7	2,8	1,6	33	0,1	10,4
	Effluents de temps de pluie (*)	50	*n*-C29	22	0,2	1,2	1,0	2,7	3,8	39	0,1	3,8

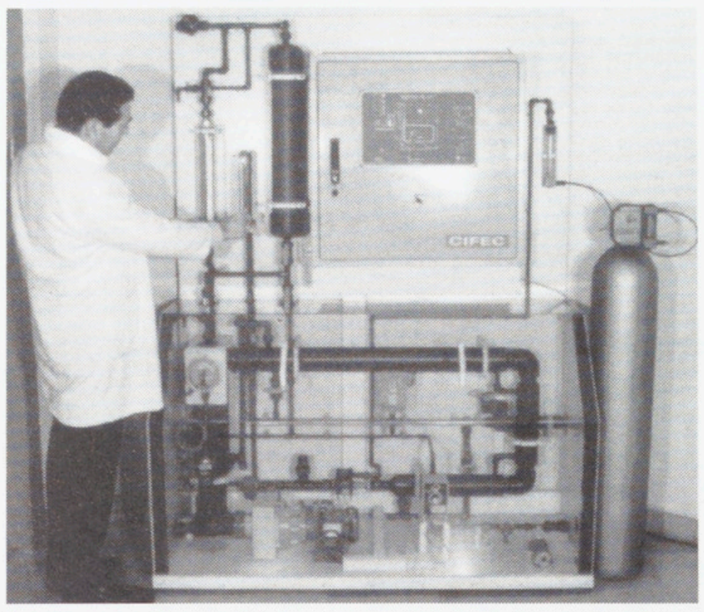
n : nombre d'échantillons, HAM : hydrocarbure aliphatique majoritaire, % : pourcentage de l'hydrocarbure aliphatique majoritaire, BPM/HPM = ratio massique entre les composés de bas poids moléculaires (n ≤ 20) et ceux de hauts poids moléculaires (n > 20), CPI : rapport entre les n-alcanes impairs (nombre impair d'atome de carbone de la chaîne carbonée) et les n-alcanes pairs, Prist/Phyt = rapport entre le pristane et le phytane, n-C17/Prist = ratio entre l'alcane C17 et le pristane, n-C18/Phyt = ratio entre l'alcane C18 et le phytane, ΣHA/n-C16 = somme des hydrocarbures aliphatiques sur l'alcane C16, n-C17/n-C29 = ratio entre l'alcane C17 et l'alcane C29, UCM/HA = ratio entre les composés non résolus et la somme des hydrocarbures aliphatiques.

(1) GASPERI et al. (2005 et 2006), ROCHER et al. (2004a), MOILLERON et al. (2002), (2) ROCHER et al. (2004b), (3) GASPERI (2006)

(*) Distributions aliphatiques médianes des eaux usées de temps sec ou des effluents unitaires de temps de pluie , échantillonnés à l'exutoire des six bassins-versants de la zone OPUR.

Tableau I. Indices aliphatiques médians des sources, des VIRA et de divers échantillons provenant du réseau d'assainissement

CIFEC INFO 1459a



BIOXYDE PUR

sans excès de chlore ni de chlorite

BIOXY : le SEUL GÉNÉRATEUR avec BOUCLE d'ENRICHISSEMENT

Absence de chloramines. Pas de goût de chlore. Rendement > 98%.
Destruction des phénols, goûts, odeurs, des couleurs...
Désinfection efficace : - des réseaux longs
- des eaux à pH supérieur à 7,5.
Déferrisation, démanganisation. Secours au chlore gazeux intégré.
Sécurité totale : mélange détonant acide+chlorite impossible.
Plus de 500 références depuis 1972. Dosage de précision à l'amarante.

Notice gratuite sur demande CIFEC N°1459a - Préciser votre spécialité

CIFEC, 12 bis rue du Cdt Pilot, F92200 Neuilly/Seine - **Tél: 33 (0)1 4640 4949**, Fax: 33 (0)1 4640 0087, Email: info@cifec-sa.fr, Web: www.cifec-sa.fr

>Réservoirs d'orage
>Tuyaux Spirel®
>Bassins géomembrane
>Réserves incendie
>Galeries techniques
>Buses métalliques
>Fosses à Lisiers
>Lagunes

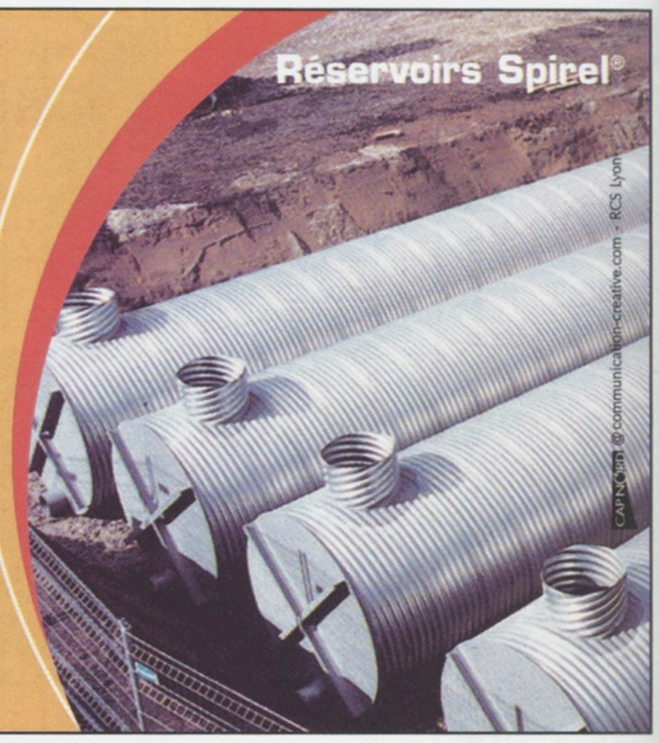
TUBOSIDER

Canalisation et stockage de l'eau

Des solutions (Économiques Fiables Performantes

enterrées & visitables ou aériennes

Tél. 33 (0)4 72 08 24 10 - Fax 33 (0)4 78 91 72 99
www.tubosider.fr - contact@tubosider.fr



Hydroconcept®
eau et assainissement

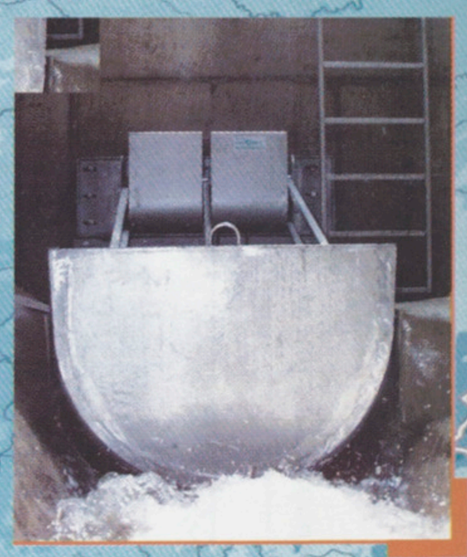
RINCAGE AUTOMATIQUE POUR BASSINS ET COLLECTEURS

Hydroself ® - Clapet de chasse

- Faibles contraintes de génie civil,
- Rinçage puissant (+ de 100 m),
- Adaptés à toute forme d'ouvrage,

Hydroself ® - Réservoir central

- Utilise l'eau de la retenue,
- Simple à mettre en œuvre,
- Réseaux unitaires ou séparatifs.



Hydrofluch® GS

Nettoyage de collecteurs

DN 400 à 2000

Contactez nous: http:// www.hydroconcept.fr

Contribution de différentes sources aux flux de polluants véhiculés par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien

■ M. KAFI-BENYAHIA[1], J. GASPERI[2], M.-C. GROMAIRE[1], R. MOILLERON[2], G. CHEBBO[3]

Mots-clés : réseau d'assainissement unitaire, bassin-versant expérimental, RUTP, origines de polluants, variabilité spatiale, eaux usées, eaux de ruissellement, dépôt

1. Introduction

Les travaux réalisés sur le bassin-versant du Marais (42 ha), dans le cadre de la première phase du programme de recherche OPUR [GROMAIRE et *al.*, 2001b ; AHYERRE et CHEBBO, 2001 ; OMS, 2003] ont permis de quantifier la contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et de l'érosion du stock de dépôts du réseau aux flux polluants de temps de pluie. Les résultats obtenus dans le cas du Marais ont montré que :

- le réseau d'assainissement unitaire joue un rôle majeur dans la génération des flux polluants de temps de pluie : l'érosion du stock de polluants du réseau constituait la principale source des matières en suspension, des matières organiques, du cuivre et des hydrocarbures, à l'échelle de l'évènement pluvieux (en médiane, 51 à 64 % pour MES, MVS, DCOt et DBO_5t, 45 % pour le cuivre, 47 % et 72 % pour les hydrocarbures aliphatiques et les hydrocarbures aromatiques polycycliques) ;

- ce stock de dépôt érodé correspond à une couche de nature organique, immobile et située à l'interface eau-sédiment dans des zones à faibles pentes et vitesses d'écoulement ;

- les eaux de ruissellement et notamment la corrosion des éléments métalliques des toitures constituent la source majeure des métaux lourds (Cd, Pb et Zn). Par ailleurs, une perte d'une fraction de ces métaux totaux a été observée et a été attribuée à la fixation des métaux dissous sur les dépôts du réseau.

À l'issue de ces résultats, de nouvelles interrogations ont été soulevées sur la représentativité du bassin-versant du Marais :

- l'importance du rôle des dépôts du réseau comme source de plusieurs polluants est-elle spécifique à ce site d'étude où les conditions de transport solide sont défavorables ?

- l'importance de la contribution des eaux de ruissellement aux flux de métaux est-elle spécifique au type de toitures du Marais ou est-elle caractéristique de tout Paris ?

Compte tenu de ceci, l'un des principaux objectifs de la deuxième phase du programme de recherche OPUR est d'évaluer la contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des stocks de dépôt du réseau aux flux de polluants de temps de pluie à des échelles spatiales plus grandes que celles du Marais. Dans ce dessein, une approche de bilan de masse à l'échelle de l'évènement pluvieux est utilisée et appliquée à l'exutoire de chacun des six bassins-versants de l'OPUR.

Nous présenterons dans cet article les pourcentages de contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des stocks de dépôt du réseau aux flux de polluants par temps de pluie ainsi que la nature des

1 CEREVE École nationale des Ponts et Chaussées, cité Descartes. 6-8 avenue Blaise Pascal 77455 Marne-la-Vallée, France.
2 CEREVE Faculté de Sciences et Technologie, Université Paris XII Val-de-Marne, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil Cedex, France.
3 Faculté de Génie Université libanaise, route de l'Aéroport, Beyrouth, Liban.

particules érodées dans le réseau. Une analyse de l'évolution des métaux au cours de leur transfert dans le réseau sera également traitée.

2. Méthode expérimentale

2.1. Données expérimentales

Le dispositif expérimental OPUR constitué de six bassins-versants de tailles croissantes allant du Marais (42 ha) jusqu'en amont de l'usine de Clichy (2 581 ha) a permis de quantifier et de caractériser les flux hydrauliques et les flux de polluants à l'exutoire des bassins étudiés, tant par temps sec que par temps de pluie [GASPERI et *al.*, 2006 a et b].

5 à 16 évènements pluvieux ont été étudiés pour l'évaluation de la contribution respective des eaux usées, des eaux de ruissellement et des stocks de dépôt du réseau aux flux de polluants de temps de pluie *(tableau I)*.

Les caractéristiques pluviométriques moyennes (hauteur totale, intensité moyenne, intensité maximale, durée de la pluie et durée de temps sec précédente) par bassin-versant ont été déterminées en tenant compte de la distribution spatiale des pluies : chaque bassin-versant est subdivisé en sous-bassins, auxquels les données du pluviomètre le plus proche sont affectées. Les valeurs minimales et maximales de ces caractéristiques sur les échantillons de pluies étudiés, ainsi que les caractéristiques de hauteur d'eau, de durée de précipitation et d'intensité moyenne pour la somme des pluies étudiées sur chaque site sont présentées dans le *tableau II*. Les sites Sébastopol et Quais se distinguent des autres sites de l'OPUR dans le t*ableau II* par des évènements pluvieux de plus faibles ampleurs.

Les résultats du présent article seront présentés en somme des masses sur l'ensemble des évènements pluvieux étudiés et en fourchette de variation d'une pluie à une autre pour les paramètres globaux.

2.2. Calcul des bilans en masse de polluants

Pour évaluer la contribution des eaux usées de temps sec, des eaux de ruissellement et de l'érosion des stocks existants dans le réseau aux flux polluants de temps de pluie, une approche de bilan de masse entre l'entrée et la sortie du réseau de chaque bassin-versant et à l'échelle de chaque événement pluvieux a été réalisée.

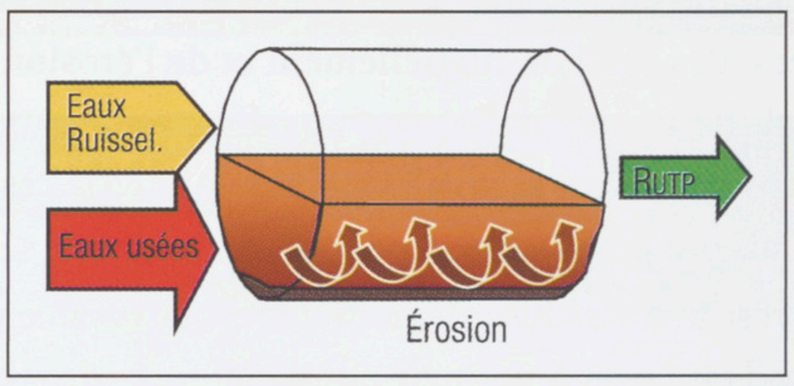


Figure A

	Marais	Sébastopol	Quais	Clichy centre	Coteaux aval	Clichy aval
MES, MVS, DCO, DBO, COT et NTK	8-16	6-10	6-9	7-15	8-9	5-6
Métaux lourds	7-11	7-10	5-8	10-12	8	6
HAP et HA	11	7	5	9	5	6

Lecture du tableau : x-y : minimum-maximum

Tableau I. Nombre d'événements pluvieux étudiés pour l'évaluation des pourcentages de contribution

	S (ha)	H (mm)	Imoy ($mm.h^{-1}$)	Imax ($mm.h^{-1}$)	Durée (h:min)	DTS (jours)
Marais	42	2-16, (120)	1-15, (2,37)	3-240	0:28-7:59, (50:41)	0-17
Sébastopol	113	2-9, (40)	1-24, (1,98)	1-80	0:05-3:59 , (20:10)	0-13
Quais	402	2-17, (67)	1-46, (1,87)	6-78	0:08-9:05,(35:59)	0-13
Clichy centre	942	2-17, (116)	1-16, (2,03)	3-138	0:14-8:51, (57:21)	0-14
Coteaux aval	1 315	3-26, (74)	1-22, (2,69)	12-135	0:13-9:05, (27:27)	0-13
Clichy aval	2 581	3-30, (69)	1-17, (2,38)	1-198	0:14-9:05, (29:10)	0-3

Lecture du tableau : x-y, (z) : minimum-maximum, (somme des pluies)

Tableau II. Caractéristiques moyennes des événements pluvieux étudiés

L'équation utilisée pour calculer le bilan de masse est la suivante :

$M_{dépôt} = M_{unitaire} - M_{eau\ usée} - M_{ruisellement}$

avec :

• $M_{\underline{unitaire}}$: masse totale mesurée à l'exutoire du bassin-versant, au cours de l'évènement pluvieux ; elle est estimée à partir du volume des eaux unitaires et de la concentration moyenne mesurée à l'exutoire au cours de ce même événement pluvieux ;

• $M_{\underline{eau\ usée}}$: masse des eaux usées passées pendant l'évènement pluvieux, à l'exutoire du bassin-versant et supposée identique à celle mesurée par temps sec durant la même période ; elle est estimée à partir des pollutogrammes à différentes tranches horaires en flux ou en concentrations (selon le site de mesure), mesurés par temps sec à l'exutoire de chaque bassin-versant ;

• $M_{\underline{ruissellement}}$: masse apportée par les eaux de ruissellement. Elle est obtenue à partir du volume ruisselé et d'une estimation de la concentration des eaux de ruissellement basée sur des données bibliographiques :

- pour les MES, les MVS, la DCO, la DBO_5, les métaux lourds et les HA : il s'agit des concentrations mesurées sur 10 à 31 évènements pluvieux, en 1996 et 1997, pour 6 chaussées, 11 toitures et 3 cours intérieures du bassin-versant du Marais [GROMAIRE et *al.*, 2001a].
- pour le COT et le NTK : il s'agit d'un ordre de grandeur des concentrations des eaux de ruissellement trouvé dans la littérature [BROMBACH et *al.*, 2001].
- pour les HAP : différentes références ont été utilisées selon le type de surfaces urbaines. Pour les chaussées, les concentrations ont été déterminées à partir des teneurs en HAP mesurées sur des échantillons d'eau de lavage de voiries du Marais entre 2004 et 2005 [GASPERI et *al.*, 2005] et les concentrations en MES mesurées sur le même bassin-versant entre 1996 et 1997 pour les eaux de ruissellement de chaussée, selon [GROMAIRE et *al.*, 2001a]. Pour les toitures et les autres surfaces urbaines, il s'agit des concentrations en HAP mesurées en 2003 sur 8 échantillons d'eaux de ruissellement de toitures du Marais [GASPERI, 2006].

Une valeur de concentration du ruissellement global est ensuite calculée pour chaque bassin-versant, en se basant sur les données de ventilation des surfaces urbaines (toitures, voirie, autres) propres à ce bassin-versant. Les surfaces respectives de bâti, voirie et autres ont été calculées à partir de la BD-Topo (IGN) et du cadastre numérique. Pour le zinc et le cadmium, il a de plus été tenu compte de la ventilation des surfaces de toitures entre toitures en zinc et toitures non en zinc. Nous nous sommes basés sur l'estimation du pourcentage des toitures en zinc par quartier d'arrondissement de Paris effectué par [GROMAIRE et *al*, 2002].

Par ailleurs, afin de tenir compte de la variabilité de la qualité des eaux de ruissellement d'une pluie à une autre, deux à trois hypothèses de concentration des eaux de ruissellement ont été testées :

- hypothèse basse : elle correspond à la valeur du 1er décile des concentrations des eaux de ruissellement. Elle est utilisée dans le cas des polluants pour lesquels la contribution des eaux de ruissellement est forte [GROMAIRE et *al.*, 2001b].
- hypothèse médiane : elle correspond à la valeur médiane des concentrations des eaux de ruissellement. Elle a été utilisée pour l'évaluation des pourcentages de contribution de tous les paramètres polluants.
- hypothèse haute : elle correspond à la valeur du 9e décile des concentrations des eaux de ruissellement. Elle est appliquée dans le cas des paramètres polluants pour lesquels la contribution des eaux de ruissellement est faible, selon [GROMAIRE et *al.*, 2001b].

Les concentrations en MES, matières oxydables et azotées, métaux lourds et hydrocarbures, estimées pour les eaux de ruissellement globales de toute la zone OPUR (correspondant au bassin-versant Clichy aval) sont présentées dans le *tableau III* et le *tableau IV*. Ces concentrations varient légèrement d'un bassin-versant à un autre du fait des différences d'occupation du sol.

Pour une meilleure évaluation des volumes des eaux unitaires (V_T), des eaux usées (V_{EU}) et des eaux de ruissellement (V_R) nécessaires pour le calcul des bilans de masses, des bilans hydrologiques et hydrauliques ont été calculés sur l'ensemble des évènements pluvieux. Ces bilans tiennent compte de toutes les entrées et les sorties de la zone OPUR (déversoirs, maillages : siphons - vannes...) et permettent de

MES		MVS		DCOt		DBO_5t		COT		NTK	
H2	*H3*	*H2*	*H3*	*H2*	*H3*	*H2*	*H3*	*H2*	*H3*	*H2*	*H3*
50	98	29	65	71	145	14	29	19	49	1,9	5

H.2 = hypothèse médiane (médiane des concentrations de ruissellement)
H.3 = hypothèse haute (9e décile des concentrations de ruissellement)

Tableau III. Concentrations en MES, matières oxydables et azotées du ruissellement total sur toute la zone OPUR (mg/l)

Cdt			Cut		Pbt		Znt		HAP			HA		
H1	*H2*	*H3*	*H2*	*H3*	*H1*	*H2*	*H1*	*H2*	*H1*	*H2*	*H3*	*H1*	*H2*	*H3*
1,03	1,39	2,91	58	123	220	346	1 696	2 589	0,32	0,79	1,97	94	179	379

H.1 = hypothèse basse (1er décile des concentrations de ruissellement) - H.2 = hypothèse médiane (médiane des concentrations de ruissellement) - H.3 = hypothèse haute (9e décile des concentrations de ruissellement)

Tableau IV. Concentrations en métaux lourds et en hydrocarbures du ruissellement total sur toute la zone OPUR (µg/l)

déterminer les volumes d'eaux unitaires, d'eaux usées et d'eaux de ruissellement à prendre en compte dans le calcul du bilan de masse [KAFI-BENYAHIA, 2006].

3. Résultats

3.1. Contributions des eaux usées, du ruissellement et des stocks du réseau aux flux polluants de temps de pluie

3.1.1. Contributions aux flux de MES, de matières oxydables et azotées

Les contributions en masse des eaux usées, des eaux de ruissellement, et des stocks de dépôt du réseau aux flux d'eau, de MES, MVS, DCOt, DBO_5t, COT et NTKt, aux exutoires des différents bassins-versants de l'OPUR sont synthétisés respectivement dans la *figure 1*, la *figure 2* et le *tableau V* (rejeté en *annexe 1*).

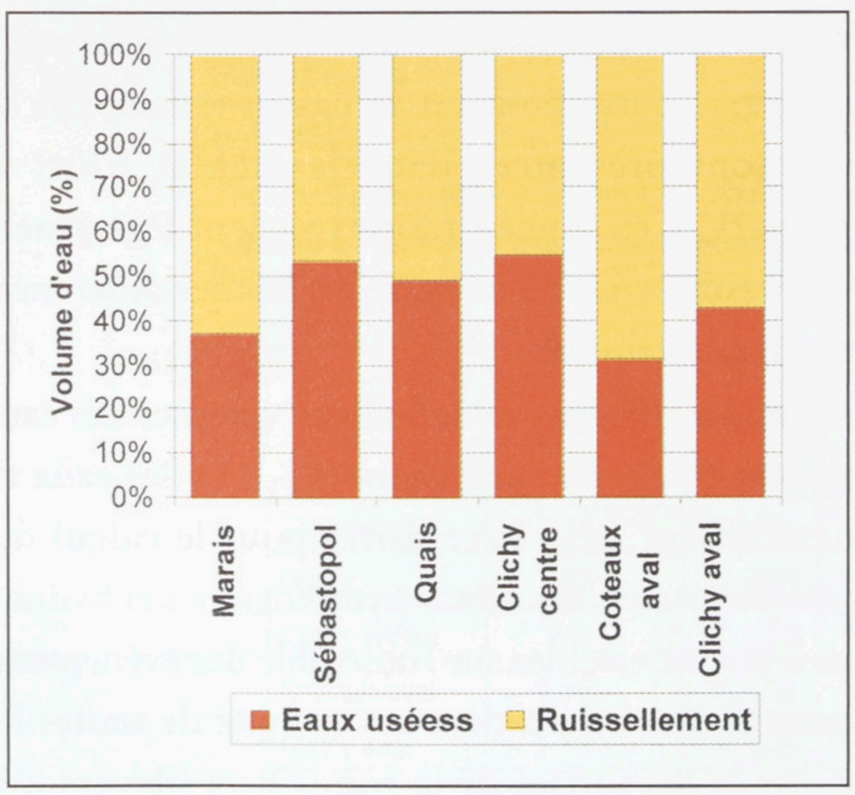


Figure 1. Contributions en somme, des eaux usées et des eaux de ruissellement au volume total

Les eaux usées génèrent une fraction non négligeable du volume total (31-55 %) et de la masse de particules en suspension et de matières organiques des effluents unitaires de temps de pluie. Cette contribution est un peu plus importante pour les matières organiques (36-55 % pour la DCOt, 25-68 % pour la DBO_5t, et 29 à 57 % pour le COT suivant le site, en somme des masses sur l'ensemble des événements pluvieux étudiés) que pour les matières en suspension (22-44 % pour les MES).

Par ailleurs, les eaux usées s'avèrent la principale source d'apport en NTKt, par temps de pluie. Elles représentent 57 à 80 % des masses de NTK véhiculées aux exutoires des bassins-versants de l'OPUR.

On note de plus une augmentation de la contribution des eaux usées avec la taille des bassins-versants, entre le Marais et Clichy centre, tant en volume qu'en masse.

Les eaux de ruissellement qui représentent en somme des événements pluvieux, 45 à 69 % du volume total à l'exutoire, se distinguent par une contribution en masses polluantes généralement faibles par rapport aux deux autres sources de polluants (eaux usées et réseau) et ceci, sur l'ensemble des sites de mesure.

La contribution imputable aux eaux de ruissellement varie entre 7-12 % pour les MES, entre 7-12 % pour la DCOt et entre 3 et 7 % pour le NTK, pour l'hypothèse médiane. Au maximum, cette contribution varie entre 18 et 24 % pour les MES, entre 15 et 24 % pour la DCOt et entre 9 et 18 % pour le NTKt.

Figure 2. Contributions aux flux de MES, de matières organiques et azotées, en somme des masses sur l'ensemble des évènements pluvieux étudiés (1re barre : hypothèse médiane – 2e barre : hypothèse haute ; la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100 %)

L'érosion du stock de sédiments contenu dans le réseau constitue une source importante en matières en suspension et en matières oxydables sur tous les sites. Cette source génère, suivant le site et en somme des masses sur l'ensemble des évènements étudiés, de 47 à 69 % des MES, de 36 à 56 % de la DCOt et de 34 à 61 % de COT. L'apport dû à l'érosion des stocks de sédiment dans le réseau a tendance à diminuer légèrement vers l'aval, mais reste une source majeure des polluants de temps de pluie quel que soit le bassin-versant considéré.

Ces résultats concordent avec ceux obtenus par [GROMAIRE et *al.*, 2001b] sur le bassin-versant du Marais : en moyenne sur 31 évènements pluvieux étudiés, 64 % de MES, 49 % de DCOt et 54 % de DBO_5t provenaient du dépôt du réseau. Ils montrent par ailleurs qu'il ne s'agit pas de résultats spécifiques au petit bassin-versant du Marais, qui seraient liées à sa situation très en amont du réseau ou à la présence de collecteurs surdimensionnés et fortement encrassés. En effet, cette contribution due à l'érosion de dépôts organiques est observée pour tous les bassins-versants, y compris des bassins de plusieurs milliers d'hectares.

3.1.2. Contribution aux flux d'hydrocarbures

La contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et du stock de dépôts du réseau aux flux d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et d'hydrocarbures aliphatiques est synthétisée dans la *figure 3*. La somme des *n*-alcanes de *n*-C10 à *n*-C33, ainsi que deux isoprénoïdes, le phytane et le pristane sont considérées pour les hydrocarbures aliphatiques. Par ailleurs, pour les HAP, les 16 HAP listés par l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) ont été pris en compte.

La contribution des eaux usées est faible pour les HA mais significative pour les HAP. Elle varie sur la somme des événements pluvieux étudiés, selon le site

de mesure, entre 8 % et 22 % pour les HA et entre 8 % et 45 % pour les HAP.

Pour les HAP, la contribution des eaux de ruissellement est généralement plus faible que celle de l'échange avec le réseau et des eaux usées. Cette contribution a été estimée en somme sur l'ensemble des pluies étudiées, entre 9 et 21 % du flux total à l'exutoire (hypothèse médiane), et peut atteindre jusqu'à 52 %, dans le cas de l'hypothèse haute. Pour les HA, les eaux de ruissellement paraissent être une source importante quel que soit le bassin-versant. Cette contribution est supérieure à 41 % dans le cas de l'hypothèse médiane.

L'échange avec le réseau demeure une source importante en HAP. Sa contribution a été évaluée, suivant le site, entre 35 et 70 %. Par ailleurs, les HAP présentent un comportement assez similaire de celui des MES et des matières organiques.

Notons cependant que le calcul des bilans de masses en HA, à l'échelle des six sites OPUR conduit à des résultats assez instables en ce qui concerne le terme d'échange avec le réseau, en fonction de l'hypothèse prise pour le ruissellement. Cette caractéristique découle notamment de la très grande variabilité des concentrations des eaux de ruissellement d'une pluie à une autre. Ainsi, il apparaît difficile de conclure quant à la contribution du réseau en termes de HA. Ces dernières données ne seront donc pas prises en compte dans le reste des exploitations.

3.1.3. Contribution aux flux de métaux lourds

Les pourcentages de contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et de l'échange avec le réseau aux flux de métaux totaux transférés par temps de pluie, calculés à partir de la somme des masses sur l'ensemble des pluies étudiées, sont présentés dans la *figure 4*.

Les métaux lourds véhiculés par temps de pluie, aux exutoires des bassins-versants de l'OPUR, peuvent être classés en trois groupes.

- Le premier groupe concerne le cuivre total qui a tendance à se comporter comme les MES et les matières organiques et pour lequel les masses mesurées à l'exutoire sont largement plus fortes que celles mesurées dans les eaux usées et les eaux de ruissellement.

La contribution des eaux usées en termes de Cut est assez significative (15 à 31 % sur l'ensemble des évènements pluvieux étudiés). Cette contribution semble cependant augmenter en allant vers l'aval, notamment à Clichy centre.

La contribution des eaux de ruissellement est faible, et varie entre 16 et 27 % pour l'hypothèse médiane. Au minimum (hypothèse basse), elle serait de 8 à 14 %, selon les sites de mesure.

L'échange avec le réseau représente toujours un fort apport en cuivre total, en comparaison avec les eaux usées et les eaux de ruissellement. Cette contribution varie suivant le site, entre 42 et 64 %.

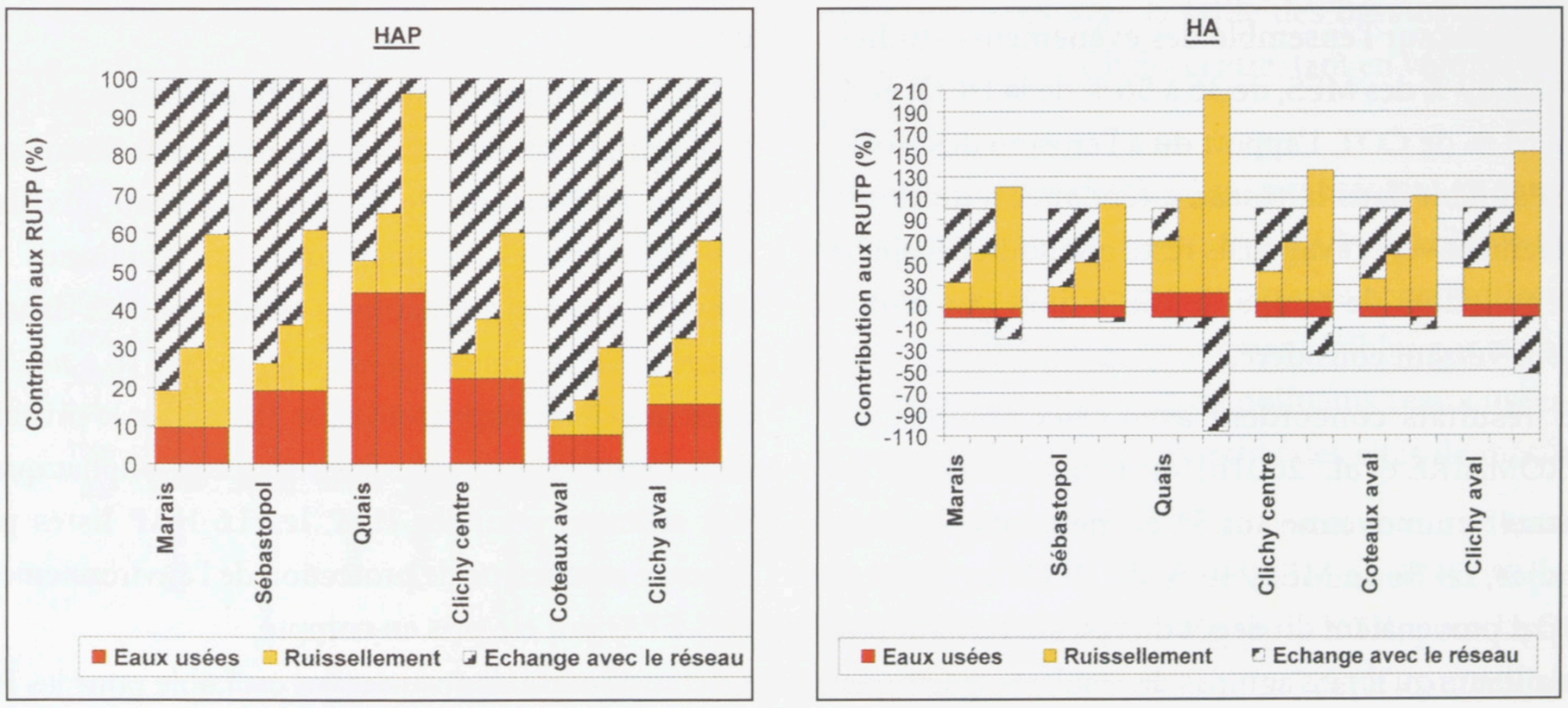


Figure 3. Contributions aux flux de HAP et HA des eaux usées, des eaux de ruissellement et de l'échange avec le réseau, en somme sur l'ensemble des évènements pluvieux étudiés (1re barre : hypothèse basse – 2e barre : hypothèse médiane – 3e barre : hypothèse haute ; la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100 %)

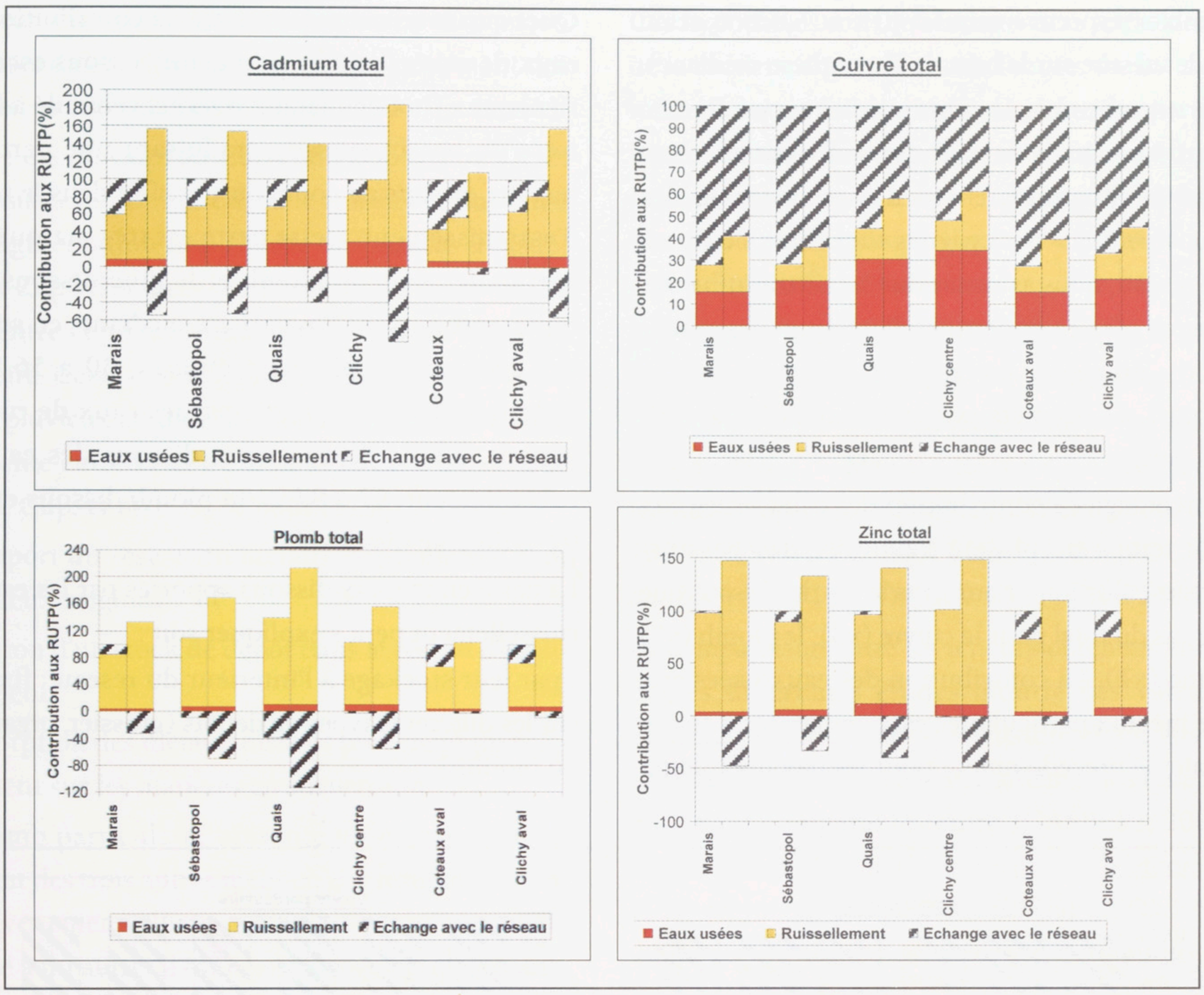


Figure 4. Contributions aux flux de métaux lourds totaux des eaux usées, des eaux de ruissellement et de l'échange avec le réseau, en somme des masses sur l'ensemble des évènements pluvieux (1re barre : hypothèse basse – 2e barre : hypothèse médiane – 3e barre : hypothèse haute ; la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100 %)

- Le second groupe concerne le plomb total et le zinc total où les masses mesurées à l'exutoire de chaque bassin-versant sont largement supérieures à celles mesurées dans les eaux usées mais inférieures aux masses générées par les eaux de ruissellement, selon l'hypothèse médiane.

Pour ces deux métaux, la contribution des eaux usées est faible. Elle varie entre 4 et 12 %, sur la somme des pluies étudiées.

Les eaux de ruissellement constituent la principale source d'apports en Pbt et Znt à l'échelle de tous les bassins-versants. La contribution minimale des eaux de ruissellement (calculée avec l'hypothèse basse de concentrations) aux flux de Pbt et Znt varie selon le site entre 65 et 130 % pour le plomb et entre 67 et 94 % pour le zinc. Lorsque l'on considère l'hypothèse médiane de concentration des eaux de ruissellement, cette contribution devient supérieure à 100 % pour tous les sites, ce qui signifierait une perte d'une fraction du plomb et du zinc au cours du transfert dans le réseau d'assainissement.

Une telle perte a déjà été identifiée par [GROMAIRE et *al.*, 2001b] dans le cas du bassin-versant du Marais et a pu être attribuée dans leur cas à la fixation d'une partie des métaux dissous sur les stocks permanents du réseau.

- Le troisième groupe concerne le cadmium total qui se différencie des autres métaux. Les résultats obtenus pour ce métal sont très variables en fonction de l'hypothèse retenue pour la concentration des eaux de ruissellement.

Les bilans de masses estimés montrent que le ruissellement constitue une source majeure d'apport en Cdt (53 à 71 %, selon le site de mesure sur la base de l'hypothèse médiane), mais il apparaît néanmoins, selon le site de mesure, que l'échange avec le réseau ou les eaux usées contribue aussi avec une part non

négligeable (respectivement 1 à 40 % et 7 à 28 %, selon le site de mesure sur la base de l'hypothèse médiane). Afin de mieux cerner les phénomènes en jeu lors du transfert des métaux dans le réseau d'assainissement unitaire et notamment d'identifier la forme des métaux « perdus » ou « gagnés » au cours du transfert en réseau, nous avons évalué la contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des stocks de dépôts du réseau en termes de métaux dissous d'une part, et de métaux particulaires (*figure 5*), d'autre part.

Le pourcentage de contribution des eaux usées aux flux de temps de pluie à l'exutoire des bassins-versants est plus important dans le cas du dissous que dans le cas du total pour le cuivre (x3), le plomb (x5) et le zinc (x2). La contribution des eaux usées aux flux de métaux particulaires est comparable à ce qui a été calculé précédemment pour les métaux totaux.

Quel que soit le site de mesure, la contribution des eaux de ruissellement en métaux dissous est supérieure aux flux de métaux dissous véhiculé à l'exutoire du bassin-versant, traduisant une perte des métaux dissous au cours du transfert dans le réseau d'assainissement. Cette perte est très marquée, en particulier pour le plomb et le zinc dissous. Elle représente suivant l'hypothèse médiane, en somme des évènements pluvieux étudiés, 30 à 56 % du cadmium dissous apporté par les eaux de ruissellement, 7 à 75 % du cuivre dissous des eaux de ruissellement, 92 à 97 % du plomb dissous et 83 à 92 % du zinc dissous.

La perte en métaux dissous apportés par les eaux de ruissellement peut s'expliquer soit :

- par leur stockage à l'intérieur du réseau : fixation sur les différents types de dépôts (grossier, organique ou biofilm),

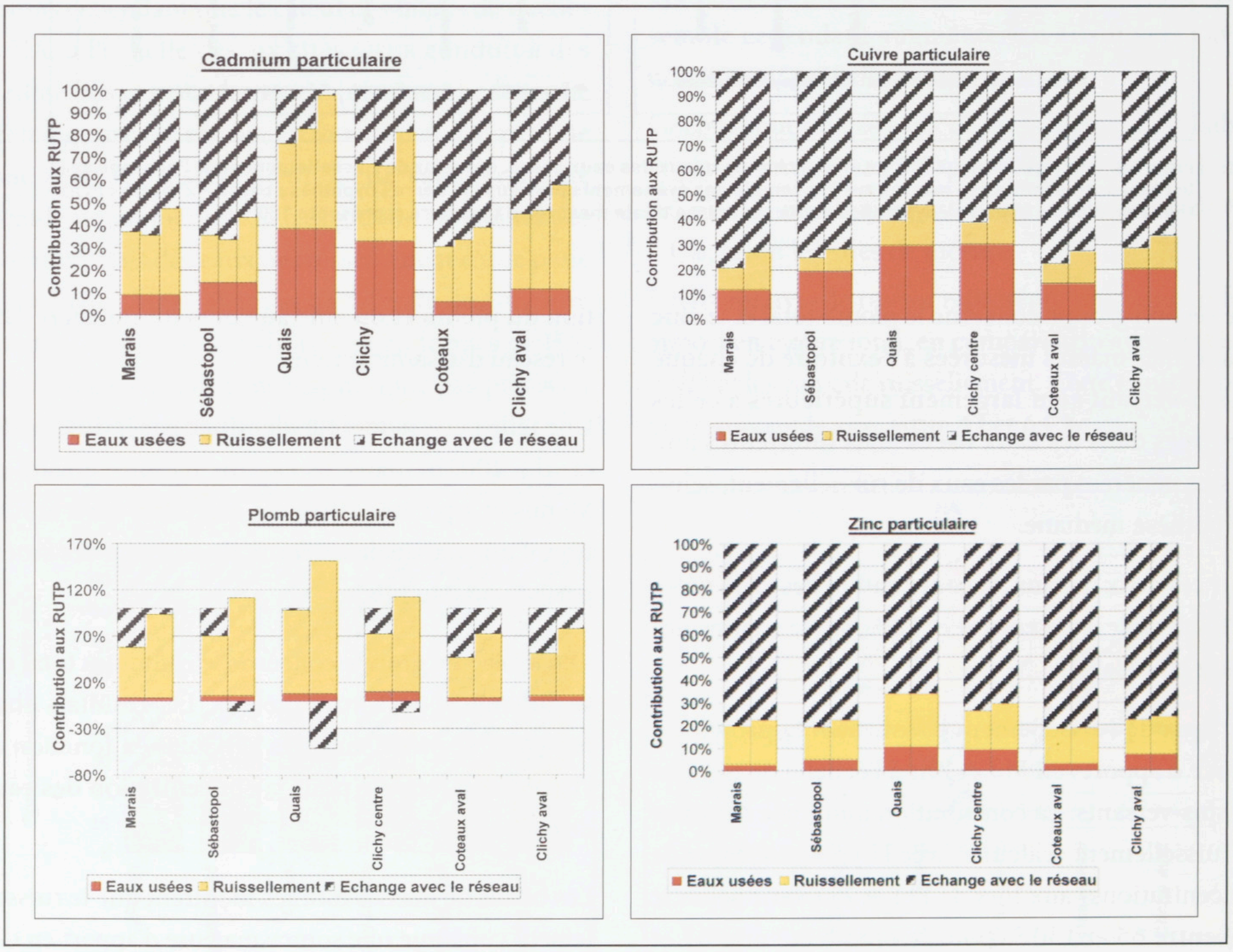


Figure 5[4]. Contributions aux flux de métaux lourds particulaires des eaux usées, des eaux de ruissellement et de l'échange avec le réseau, en somme des masses sur l'ensemble des évènements pluvieux (1re barre : hypothèse basse – 2e barre : hypothèse médiane – 3e barre : hypothèse haute ; la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100 %)

4 Dans cette figure, le terme « échange avec le réseau » est utilisé dans un sens plus large que précédemment. Il correspond à l'ensemble des processus se produisant dans le réseau : érosion/sédimentation mais aussi adsorption/désorption.

- par leur adsorption sur les matières en suspension présentes dans l'effluents (particules provenant des eaux usées et/ou de l'érosion des stocks du réseau).

Dans le cas du Cdp, du Cup et du Znp (*figure 5*), les processus se produisant dans le réseau conduisent à une augmentation importante des masses de Cdp, Cup et Znp véhiculées par les effluents de temps de pluie entre l'entrée (ruissellement + eaux usées) et l'exutoire. Cette augmentation, en somme des évènements pluvieux étudiés, et selon l'hypothèse médiane représente entre 17 et 67 % pour le Cdp, 54 et 72 % pour le Cup, et 66 et 81 % pour le Znp.

Cet apport du réseau en métaux particulaires peut avoir deux origines :

- l'érosion d'un stock de dépôt dans le réseau d'assainissement,

- l'adsorption des métaux dissous provenant du ruissellement sur les matières en suspension.

Le plomb particulaire présente un comportement différent des trois autres métaux. Les résultats varient d'un événement pluvieux à un autre et d'un site de mesure à un autre. Il est néanmoins clair que le ruissellement constitue la principale source d'apport de plomb particulaire. La contribution du réseau en plomb particulaire est limitée, voir négative pour certains sites selon l'hypothèse médiane.

Rappelons que le plomb des eaux de ruissellement, contrairement aux trois autres métaux, est très majoritairement sous forme particulaire. La masse de Pb dissous susceptible de se fixer sur le dépôt ou les MES est de ce fait assez limitée.

3.2. Comparaison de la nature des particules érodées avec celle des particules des eaux usées, du dépôt grossier, du biofilm et de la couche organique

À partir des bilans de masses en polluants particulaires et ceux en MES, les teneurs des particules issues de l'échange avec le réseau ont été déterminées. Deux hypothèses ont été nécessaires pour le faire :

- pas de sédimentation des polluants particulaires issus du ruissellement au cours du transfert dans le réseau,

- pas de modification de la distribution dissous-particulaire pendant le transfert dans le réseau.

Ces hypothèses sont cohérentes dans le cas des MES de la matière organique et de l'azote, du fait notamment de la très faible vitesse de chute des particules issues du ruissellement. Elles ne s'appliquent pas au cas des métaux pour lesquels une modification de la distribution dissous/particulaire est suspectée au cours du transfert en réseau.

Une caractérisation des différents types de dépôts (dépôt grossier, biofilms et couche organique) existant dans le réseau d'assainissement unitaire du bassin-versant du Marais a été réalisée au cours de différentes campagnes de mesure [AHYERRE et CHEBBO, 2001 ; GONZALEZ, 2001 ; OMS, 2003 ; ROCHER et *al.*, 2004 ; KAFI-BENYAHIA, 2006 ; GASPERI 2006].

La comparaison entre les teneurs obtenues au cours de ces différentes études montre des valeurs en matières volatiles en suspension et en matières organiques comparables. Par ailleurs, les teneurs en HAP sont comparables entre [GASPERI, 2006] et [ROCHER et *al.*, 2004]. En revanche, les teneurs en HAP mesurées précédemment par [GONZALEZ, 2001] semblent sous-estimées (du fait sans doute du protocole d'analyses).

La comparaison des teneurs des particules issues de l'échange avec le réseau sur les bassins-versants de la zone OPUR avec celles des différents dépôts et celles des eaux usées met en lumière les points suivants (*tableaux VI* et *VII*).

- Pour les matières volatiles en suspension et les matières organiques

On observe des teneurs du même ordre de grandeur que celle de la couche organique et du biofilm, mais inférieures aux teneurs des particules des eaux usées de temps sec. Ces teneurs restent très nettement supérieures aux teneurs du dépôt grossier. Par ailleurs, compte tenu de la faible masse des biofilms par rapport à celle érodée [AHYERRE et CHEBBO, 2001], nous pouvons dire qu'il s'agit d'une érosion d'un dépôt comparable à la « couche organique» ou d'un mélange de dépôt grossier et de dépôt organique.

- Pour les hydrocarbures

Les teneurs en HAP des particules érodées se sont avérées comparables à celles de la couche organique et nettement plus faibles que celles du dépôt grossier.

		%MVS/MES	DCO (g O_2/g MS)	DBO (g O_2/g MS)	COP (g C/g MS)
Couche organique (Marais)	KAFI-BENYAHIA (2006)	56-72, [67]	0,65-1,26, [1,02]	-	0,32-0,42, [0,38]
	OMS (2003)	63-80, [76]	0,8-1,8, [1,5]	0,25-0,55, [0.4]	-
	AHYERRE (1999)	58-74, [64]	1,4-2,1, [1,6]	0,26-0,54, [0,3]	-
Dépôt grossier (Marais)	AHYERRE (1999)	3-13, [4]	0,06-0,22, [0,16]	0,01-0,06, [0,02]	-
Biofilms (Marais)	AHYERRE (1999)	39-81, [71]	1-1,7, [1,4]	0,26-0,62, [0,37]	-
Eaux usées	KAFI-BENYAHIA (2006)	(85)-(91)	(1,47)-(1,79)	(0,58)-(0,76)	(0,41)-(0,52)
Échange avec le réseau	KAFI-BENYAHIA (2006)	(60)-(71)	(0,95)-(1,52)	(0,30)-(0,55)	(0,24)-(0,37)

Lecture du tableau : x-y, [z] :1er décile-9e décile,[médiane] ; (x)-(y) : (minimum)-(maximum)

Tableau VI. Teneurs en matières organiques dans la couche organique, le dépôt grossier et le biofilm

		HAP (µg/g)
Couche organique (Marais)	GASPERI (2006)	2,7-14,8, [7,6]
	ROCHER et al. (2004)	2,1-31,7, [5,4]
	GONZALEZ (2001)	0,6-8,0, [2,9]
Dépôt grossier (Marais)	GASPERI (2006)	9,3-54, [44,2]
	ROCHER et al. (2004)	3,9-45,1, [23,3]
	GONZALEZ (2001)	0,6-9,5, [3,3]
Biofilms (Marais)	ROCHER et al. (2004)	0,1-5,5, [2]
	GONZALEZ (2001)	0,1-17,6, [0,5]
Eaux usées	GASPERI (2006)	(3,8)-(7,1)
Echange avec le réseau	GASPERI (2006)	(8)-(17)

x-y,[z] :1er décile-9e décile,[médiane] ; (x)-(y) : (minimum)-(maximum)

Tableau VII. Teneurs en hydrocarbures dans la couche organique, le dépôt grossier et le biofilm

Ces résultats montrent globalement, quel que soit le site de mesure, que la nature du stock érodé par temps de pluie dans le réseau est de type organique et ne correspond pas à la nature du dépôt grossier. Ceci implique la présence de dépôt organique dans la zone Opur.

Cependant, les premières investigations d'analyse des pentes et des vitesses d'écoulement par temps sec des collecteurs de la zone Opur [KAFI-BENYAHIA, 2006] montrent que le linéaire de réseau de caractéristiques comparables aux collecteurs du Marais dans lesquels cette couche a été identifiée est très réduit. De plus, pour une partie de ces collecteurs considérés comme « à risque », les visites ont conclu à l'absence de couche organique. Ces visites n'ont cependant pas été exhaustives et nécessitent d'être complétées. Il est possible que les dépôts contribuant aux flux de temps de pluie des différents bassins-versants aient une composition comparable à celle de la couche organique (matières fécales, papiers, résidus alimentaires) mais se présentent sous une forme différente : «petits tas » éparpillés dans les petites lignes, dépôts localisés au niveau de singularités hydrauliques. Ces derniers peuvent se trouver ailleurs que dans les collecteurs.

3.3. Transfert des métaux du ruissellement dans le réseau d'assainissement unitaire

Pour mieux comprendre les évolutions des métaux lourds au cours de leur transfert dans le réseau d'assainissement unitaire, des bilans de masses de métaux dissous et particulaires des eaux de ruissellement entre l'entrée et la sortie du réseau ont été réalisés, en tenant compte des différents échanges pouvant se produire dans le réseau.

Le transfert de métaux issus des eaux de ruissellement par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire se fait selon plusieurs processus *(figure 6)*. Les métaux provenant du ruissellement rentrent dans le réseau sous forme dissoute « M(ruissellement)d » et particulaire « M(ruissellement)p ». Des processus d'adsorption-désorption sur les stocks de dépôt du réseau ou les MES des effluents ainsi que des processus de sédimentation-érosion peuvent se produire, tout au long du transfert dans le réseau.

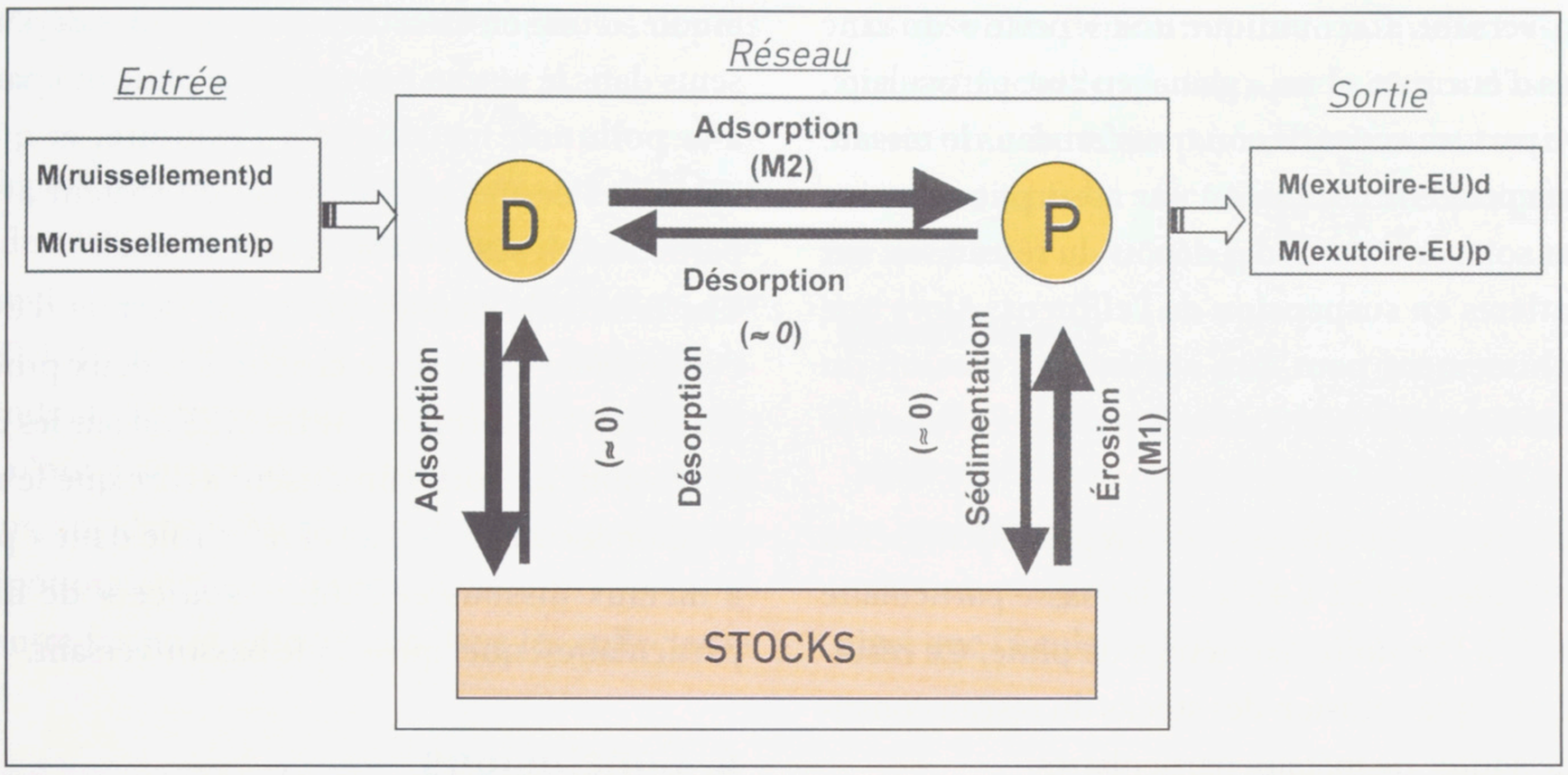


Figure 6. Schéma des échanges pouvant se produire dans le réseau d'assainissement unitaire (P : fraction particulaire, D : fraction dissoute)

À l'exutoire du bassin-versant, les métaux sortent sous forme dissoute «M(exutoire-EU)d»[5] ou particulaire « M(exutoire-EU)p[6].

Pour simplifier ce schéma, nous avons fait les deux hypothèses suivantes.

- Hypothèse 1

Nous avons considéré que les MES apportées par les eaux de ruissellement ne sédimentent pas au cours de leur transfert dans le réseau. Cette hypothèse s'appuie sur les résultats de vitesses de chute mesurées par [GROMAIRE, 1998]. En effet, les vitesses de chute des particules des eaux de ruissellement (V50 = 0,013 cm/s pour les MES des chaussées) sont très faibles en comparaison avec celles mesurées à l'exutoire (V50 = 0,032 cm/s pour les MES).

- Hypothèse 2

Les conditions physico-chimiques dans le réseau (pH et MES) sont peu favorables à des réactions de désorption de métaux particulaires en métaux dissous et de ce fait, on peut négliger le terme « désorption » des métaux particulaires des MES et ceux du stock de dépôts du réseau. En effet, le pH supérieur ou égal à 7 des eaux du réseau d'assainissement conduit à une augmentation de la forme particulaire des métaux traces (à l'exutoire, les métaux sont essentiellement sous forme particulaire, plus de 90 % [KAFI-BENYAHIA, 2006]). Par ailleurs, l'abondance des particules dans le réseau (présence de stocks et remise en suspension) favorise l'adsorption des métaux dissous.

- Hypothèse 3

Les particules érodées dans le réseau d'assainissement sont de nature identique à la couche organique.

Ces hypothèses nous permettent ainsi de calculer les différents termes du bilan :

M1 : la masse érodée, calculée à partir de la masse des MES érodée et des teneurs en métaux mesurées en 2004 [KAFI-BENYAHIA, 2006] dans la couche organique ;

M2 : masse de métal dissous qui s'adsorbe sur les MES au cours du transfert dans le réseau. Elle est estimée par la formule suivante :

$$M_2 = M_{(exutoire-EU)p} - M_{(ruissellement)p} - M_1$$

M3 : masse de métal dissous qui s'adsorbe sur les dépôts au cours du transfert dans le réseau. Elle est calculée par la formule suivante :

$$M_3 = M_{(ruissellement)d} - M_2 - M_{(exutoire-EU)d}$$

En considérant toutes les hypothèses évoquées précédemment, analysons le cas du zinc. Les résultats sont exprimés en unité de masse par m³ d'eau ruisselée (*figure 7* en annexe 2).

Quel que soit le site de mesure, le zinc du ruissellement se trouve à plus de 80 % sous forme dissoute avant son transfert dans le réseau. En revanche, il est à plus de 70 % particulaire à l'exutoire de chaque

5 et 6 Elle correspond à la différence entre la masse du métal dissous ou particulaire mesurée à l'exutoire durant la pluie et la masse du métal dissous ou particulaire provenant des eaux usées rejetées pendant l'évènement pluvieux.

bassin-versant. Ceci indique une « perte » du zinc dissous d'une part, et un « gain » en zinc particulaire, d'autre part, au cours de son transfert dans le réseau. La perte peut être attribuée à une adsorption du zinc dissous soit sur le stock des dépôts du réseau soit sur les matières en suspension de l'effluent. Alors que l'enrichissement peut être attribué à l'érosion du stock de dépôts présents dans le réseau et à l'adsorption du Zn dissous sur les MES.

Les masses de zinc érodées (M1) représentent, selon le site de mesure, 22 à 41 % de la masse particulaire retrouvée à l'exutoire, par temps de pluie. Ce résultat indique que l'érosion des stocks du réseau constitue une source de métaux particulaires.

Alors que 23 à 58 % du Znd entrant dans le réseau s'adsorbe sur les MES (terme M2), 23 à 64 % ont plutôt tendance à s'adsorber sur les dépôts (terme M3). Ceci montre que le réseau est un piège à métaux dissous.

Notons, par ailleurs que le pourcentage de métaux dissous adsorbés sur les dépôts (respectivement sur les MES) tend à diminuer (respectivement tend à augmenter) en allant vers l'aval (on passe de 58 % au Marais à 23 % à Clichy aval). Ceci s'explique peut-être par une quantité plus limitée de dépôts vers l'aval.

Les résultats obtenus pour les trois autres métaux (Cd, Cu et Pb) sont assez différents de ceux obtenus pour le zinc. À l'entrée du réseau, le cadmium est essentiellement dissous, tandis que le cuivre et le plomb sont majoritairement sous forme particulaire. D'après les bilans de masses :

- les termes M2 (adsorption sur les MES de l'effluent) et M3 (adsorption sur les particules du dépôt) sont instables,
- les masses métalliques érodées représentent selon le site de mesure respectivement plus de 50 % pour le Cd et le Cu et plus de 39 % pour le Pb, de la masse particulaire retrouvée à l'exutoire, par temps de pluie ;
- quel que soit le site de mesure, l'adsorption sur les dépôts semble prépondérante pour le Cd et le Pb ; en revanche, c'est sur les MES de l'effluent qu'elle l'est dans le cas du Cu.

Cette divergence dans les résultats semble refléter les incertitudes importantes qui existent aux différents niveaux de l'établissement de tels bilans. Les résultats attestent néanmoins, quel que soit le métal étudié, d'une érosion d'une fraction des dépôts présents dans le réseau par temps de pluie qui participe à la pollution métallique à l'exutoire, et que des échanges de métaux dissous s'effectuent avec les particules en suspension et avec le stock .

Ces bilans de masses nous ont permis d'évaluer l'importance relative de chacun des deux processus potentiels : adsorption sur les MES ou sur les dépôts et érosion. Ils nous conduisent à dire que le réseau d'assainissement joue à la fois le rôle d'un « piège » à métaux dissous et d'une « source » de métaux particulaires, quel que soit le bassin-versant.

4. Conclusions

L'évaluation des contributions respectives des eaux usées, des eaux de ruissellement et des stocks de dépôt du réseau aux flux polluants de temps de pluie, au moyen de bilans de masses « Entrée-Sortie », à l'échelle de l'évènement pluvieux a permis de mettre en évidence une homogénéité spatiale des processus de transfert des polluants dans le réseau d'assainissement de la zone Opur.

• L'érosion des stocks du réseau constitue par temps de pluie une « source » majeure des flux à l'exutoire :
- des MES, matières organiques, des hydrocarbures et du cuivre total ; cette source contribue selon l'hypothèse médiane, en somme des masses sur l'ensemble des évènements pluvieux étudiés, pour 47-69 % des MES, 36-56 % de la DCOt, 34-61 % du COT, 35-70 % des HAP et 42-64 % du Cu total ;
- des métaux particulaires (en somme sur les évènements pluvieux étudiés, selon l'hypothèse médiane, 51-85 % du Cup et 22-41% du Znp).

• Les eaux de ruissellement constituent une source importante de Cdt, Pbt, Znt et HA. Cette contribution varie en somme, entre 65 et 130 % pour le Pbt et entre 67 et 94 % pour le Znt, dans le cas de l'hypothèse basse, et dépasse 100 % pour l'hypothèse médiane. Pour ces deux métaux, il semble y avoir une perte au cours du transfert en réseau.

• L'échange avec le réseau se révèle être un « piège » à métaux dissous. En effet, une perte massive des métaux lourds dissous est observée pendant leurs transferts dans le réseau. Cette dernière est vraisemblablement imputable à un phénomène d'adsorption

des métaux dissous sur les MES et sur les dépôts du réseau.

Les dépôts érodés sur les bassins-versants de l'OPUR sont de nature organique, comparable à la nature de la couche organique identifiée sur le Marais par [AHYERRE et CHEBBO, 2001] et [OMS, 2003]. Cependant, les investigations réalisées jusqu'à présent n'ont pas permis de localiser cette couche ailleurs que dans le Marais, ce qui laisse penser que ce dépôt organique est probablement présent sous une autre forme et ailleurs que dans les collecteurs.

Ces résultats démontrent une nouvelle fois, quelle que soit l'échelle spatiale, que le réseau d'assainissement unitaire n'est pas seulement un système de transport mais un réacteur physico-chimique.

Remerciements

Les auteurs remercient pour leur contribution l'agence de l'eau Seine-Normandie (AESN), le Syndicat interdépartemental de l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP), la municipalité de Paris, ainsi que l'École nationale des Ponts et Chaussées

Bibliographique

AHYERRE M., CHEBBO G. (2001) : "Identification des sources de pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire". Techniques Sciences et Méthodes *n°5. p 87-100.*

BROMBACH H, WEIß G., STEINRIEDE D., ESSLER H. (2001) : "Identifikation und Aktivierung von Leistungsreserven im System Abwasserkanal, Regenwasserbehandlung und Kläranlage", Schlußbericht, Bad Mergentheim, unveröffentlicht.

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006a) : Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps sec dans le réseau d'assainissement unitaire parisien". Techniques Sciences et Méthodes, *n°11.*

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2006b) : "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien" . Techniques Sciences et Méthodes, *n°11.*

GASPERI J. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution en hydrocarbures transitant dans le réseau d'assainissement parisien." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées. En cours.

GASPERI J., ROCHER V., MOILLERON R., CHEBBO G. (2005) : "Hydrocarbon loads from street cleaning practices: comparison with dry and wet weather flows in Parisian combined sewer system". Poly Arom Comp, *25 (2) 169-181.*

GROMAIRE M.-C., GONZALEZ A, GARNAUD S, CHEBBO G. (2001a) : "Caractérisation des eaux urbaines". Techniques, Sciences et Méthodes *n°5, p 41-52.*

GROMAIRE M.-C., GARNAUD S., MOILLERON R., CHEBBO G. (2001b) : "Contribution des différentes sources à la pollution des effluents unitaires de temps de pluie". Techniques, Sciences et Méthodes *n°5, p 72-86.*

GROMAIRE M.-C., CHEBBO G., CONSTANT A (2002) : "Impact of zinc roofing on urban runoff pollutant loads: the case of Paris". Water Sciences and Technology, *vol 45, n°7, pp 113-122.*

GONZALEZ A. (2001) : "Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dans le bassin-versant expérimental du Marais à Paris". Thèse de doctorat de l'Université de Paris XII, 223 p.

GONZALEZ A., MOILLERON R., CHEBBO G., THEVENOT D.R. (2004) : "Contribution of different sources to the hydrocarbon pollution during the rain event at the scale of an experimental catchment in Paris centre". Urban Water Journal, *vol 1, n°4, p263-273.*

KAFI-BENYAHIA M. (2006) : "Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire." Thèse de doctorat, École nationale des Ponts et Chaussées, 342 p. + annexes.

OMS C. (2003) : "Localisation, nature et dynamique de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire". École nationale des Ponts et Chaussées, 186 p.

ROCHER V., AZIMI S., MOILLERON R., CHEBBO G. (2004) : "Hydrocarbons and heavy metals in the different sewer deposits in the 'Le Marais' catchment (Paris, France): stocks, distributions and origins." Science of the Total Environment *323(1-3): 107-122.*

RULE K. L., COMBER S. D. W., ROSS D., THORNTON A., MAKROPOULOS C. K., RAUTIU R. (2005) : "Sources of priority substances entering an urban wastewater catchment: trace organic chemicals." Chemosphere *63(4), 581-591.*

Annexe 1

%	MES					MVS					DCOt				
	Eaux usées	Ruissellement		Réseau		Eaux usées	Ruissellement		Réseau		Eaux usées	Ruissellement		Réseau	
		H2	*H3*	*H2*	*H3*		*H2*	*H3*	*H2*	*H3*		*H2*	*H3*	*H2*	*H3*
Marais	9-43 (**22**)	3-18 (**9**)	7-27 (**18**)	49-81 (**69**)	41-73 (**60**)	12-49 (**26**)	3-10 (**7**)	6-24 (**18**)	44-81 (**66**)	35-71 (**56**)	13-72 (**36**)	3-12 (**8**)	7-26 (**18**)	22-78 (**56**)	15-70 (**47**)
Sébastopol	17-67 (**33**)	5-13 (**7**)	11-28 (**15**)	18-73 (**60**)	1-62 (**52**)	24-77 (**44**)	4-9 (**6**)	10-23 (**14**)	13-69 (**51**)	2-57 (**43**)	37-78 (**53**)	5-11 (**7**)	10-24 (**15**)	11-56 (**40**)	5-47 (**32**)
Quais	27-70 (**41**)	4-17 (**11**)	7-32 (**21**)	24-63 (**48**)	16-54 (**38**)	30-76 (**39**)	3-16 (**8**)	6-29 (**18**)	16-63 (**52**)	18-46 (**42**)	40-73 (**54**)	3-16 (**10**)	7-32 (**19**)	17-53 (**36**)	6-41 (**27**)
Clichy centre	28-74 (**44**)	6-12 (**9**)	11-24 (**18**)	17-64 (**47**)	6-56 (**38**)	37-72 (**52**)	4-9 (**7**)	10-21 (**16**)	22-55 (**41**)	15-44 (**32**)	39-42 (**55**)	5-13 (**9**)	11-27 (**18**)	11-48 (**36**)	3-39 (**26**)
Coteaux aval	16-45 (**25**)	6-12 (**11**)	11-24 (**21**)	47-70 (**64**)	41-61 (**54**)	20-50 (**31**)	4-11 (**9**)	10-24 (**20**)	44-69 (**60**)	37-61 (**49**)	26-65 (**36**)	5-14 (**11**)	10-28 (**22**)	29-64 (**53**)	19-56 (**42**)
Clichy aval	21-71 (**35**)	5-16 (**12**)	10-31 (**24**)	22-63 (**53**)	15-48 (**41**)	28-80 (**46**)	4-15 (**11**)	9-33 (**24**)	13-58 (**43**)	2-45 (**30**)	38-81 (**51**)	4-20 (**12**)	9-41 (**24**)	12-51 (**37**)	7-41 (**25**)
Marais (1998)	4-43 (**20**)	9-25 (**17**)		40-81 (**64**)		6-53 (**26**)	6-18 (**13**)		38-82 (**62**)		9-62 (**17**)	10-29 (**17**)		26-72 (**49**)	

%	DBO_5t					COT					NTKt				
	Eaux usées	Ruissellement		Réseau		Eaux usées	Ruissellement		Réseau		Eaux usées	Ruissellement		Réseau	
		H2	*H3*	*H2*	*H3*		*H2*	*H3*	*H2*	*H3*		*H2*	*H3*	*H2*	*H3*
Marais	14-39 (**25**)	1-6 (**9**)	3-14 (**4**)	58-80 (**71**)	51-76 (**66**)	14-50 (**29**)	4-15 (**10**)	9-40 (**25**)	41-77 (**61**)	25-60 (**46**)	36-85 (**57**)	2-11 (**7**)	6-29 (**18**)	9-58 (**36**)	4-49 (**24**)
Sébastopol	42-67 (**52**)	2-4 (**3**)	5-10 (**7**)	30-55 (**45**)	26-50 (**41**)	32-75 (**50**)	5-10 (**6**)	12-25 (**16**)	13-60 (**44**)	5-53 (**34**)	49-76 (**65**)	3-4 (**3**)	7-10 (**9**)	21-48 (**31**)	15-43 (**26**)
Quais	36-74 (**53**)	1-9 (**4**)	3-18 (**9**)	24-58 (**43**)	21-52 (**38**)	38-76 (**55**)	3-14 (**9**)	7-36 (**22**)	19-52 (**36**)	5-36 (**23**)	61-84 (**70**)	2-7 (**4**)	5-19 (**11**)	13-33 (**26**)	7-25 (**19**)
Clichy centre	61-81 (**68**)	3-6 (**5**)	6-13 (**10**)	16-34 (**27**)	12-30 (**22**)	46-72 (**57**)	5-13 (**9**)	13-32 (**22**)	22-44 (**34**)	10-33 (**21**)	67-92 (**80**)	2-6 (**4**)	5-16 (**11**)	5-31 (**16**)	-4-28 (**9**)
Coteaux aval	34-89 (**48**)	3-8 (**6**)	7-16 (**14**)	7-61 (**45**)	4-56 (**38**)	24-54 (**35**)	4-12 (**10**)	11-30 (**24**)	41-64 (**56**)	26-53 (**41**)	46-87 (**58**)	3-8 (**6**)	7-21 (**15**)	9-46 (**36**)	4-40 (**27**)
Clichy aval	40-82 (**57**)	2-11 (**6**)	4-22 (**13**)	14-49 (**37**)	11-42 (**30**)	33-78 (**49**)	4-18 (**12**)	10-46 (**30**)	14-56 (**40**)	6-45 (**21**)	35-91 (**62**)	2-10 (**6**)	5-27 (**15**)	6-61 (**33**)	-8-53 (**23**)
Marais (1998)	11-63 (**38**)	5-12 (**8**)		32-80 (**54**)		-	-		-		-	-		-	

x-y : 1er décile-9e décile pour les différentes pluies ; (**z**) : résultat obtenu par la somme des masses sur l'ensemble des pluies
H2 : hypothèse médiane (médiane des concentrations de ruissellement) - H3 : hypothèse haute (9e décile des concentrations de ruissellement)

Tableau V. Contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et du stock de dépôts dans le réseau aux flux de MES, MVS, DCOt, DBO_5t, COT et NTKt (la masse à l'exutoire représente 100 %)

Annexe 2

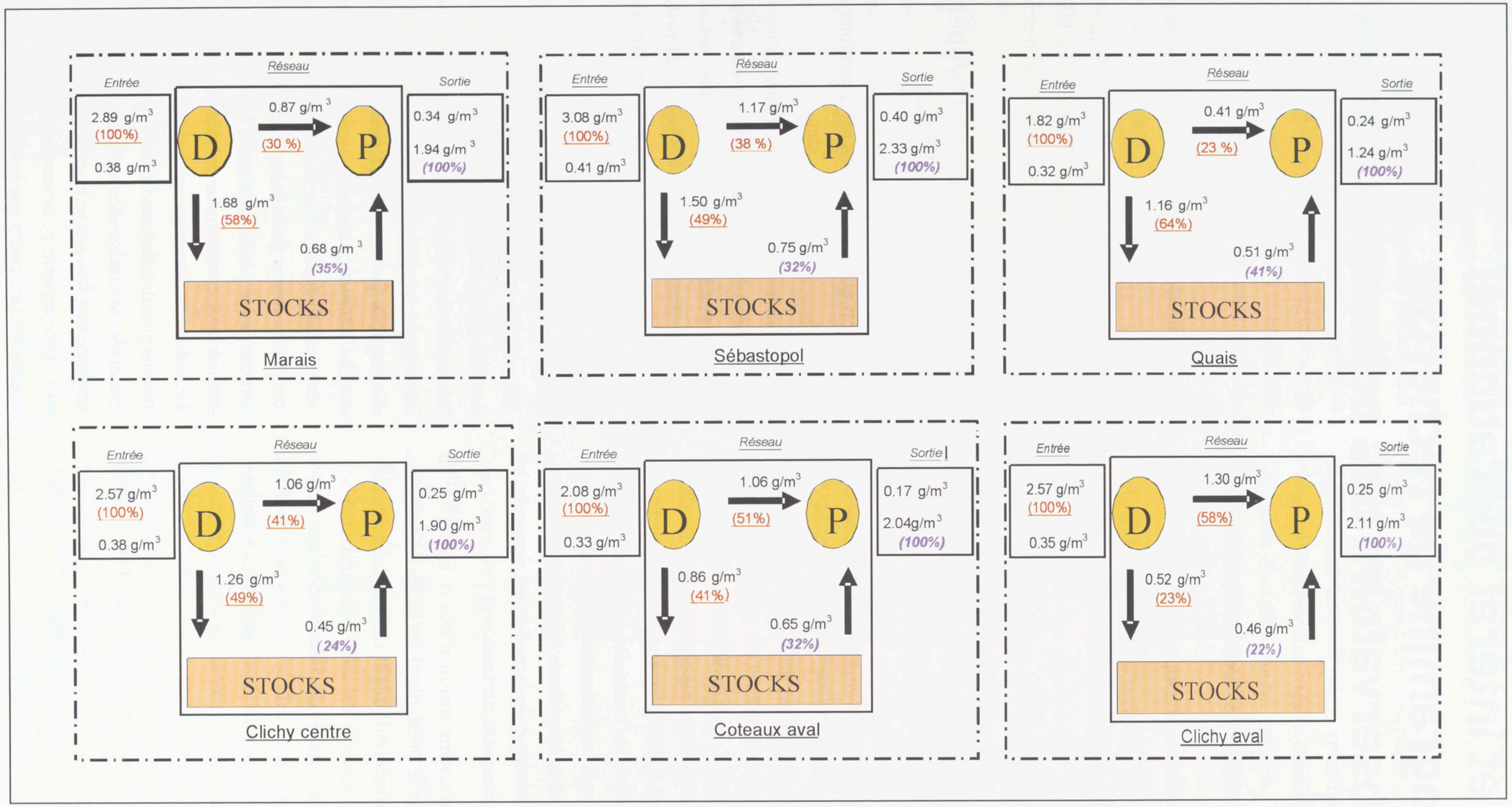


Figure 7. Transfert du zinc du ruisellement dans le réseau d'assainissement unitaire de la zone OPUR (D : fraction dissoute, P : fraction particulaire)

Bilan et intérêt opérationnel du programme de recherche de l'observatoire des polluants urbains (Opur)

■ M. AHYERRE[1], S. GARNAUD[2], O. ROUSSELOT[3]

Mots-clés : recherche développement, réseau d'assainissement unitaire, rejets urbains par temps de pluie

1. Introduction

Voilà plus de dix ans que le Cergrene (devenu depuis le Cereve) lançait le programme de recherche « Génération et transport des polluants par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire » sur le site expérimental du bassin-versant du Marais dans le centre de Paris. Ce site était le premier site de l'observatoire des polluants urbains Opur. En 2001, Opur s'est agrandi avec l'équipement de cinq bassins-versants supplémentaires, emboîtés et de taille croissante, et le lancement d'une deuxième phase de recherche. Depuis sa création, Opur a été hébergé par la ville de Paris et soutenu financièrement par le Siaap, la ville de Paris et l'agence de l'eau Seine-Normandie. C'est un exemple rare de collaboration sur la durée entre un centre de recherche et des collectivités en particulier sur la thématique de la pollution des eaux en réseau d'assainissement unitaire.

Nous nous trouvons aujourd'hui à la fin de la deuxième phase d'Opur, phase intitulée « Évolution spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires ». Après plus de dix années de collaboration, nous nous proposons à travers cet article de nous retourner sur le chemin parcouru afin de dégager des enseignements sur les modalités d'échange entre chercheurs et gestionnaires, les avancées scientifiques fruits de ces échanges, l'utilisation des données de la recherche et la définition des programmes de recherche futurs.

2. Interactions chercheurs/opérationnels dans le cadre d'Opur

La gestion quotidienne des interventions sur le réseau

Les recherches menées dans le cadre d'Opur sont des recherches à base de prélèvements en réseau, suivis d'analyses en laboratoire ainsi que des mesures *in situ*. Aussi, le premier aspect de la collaboration entre chercheurs et gestionnaires a porté sur des aspects pratiques de connaissance des sites et sur des échanges de données. L'observatoire se trouve géographiquement dans Paris, avec des équipements en place (préleveurs, débitmètres, turbidimètres) dans le réseau d'assainissement géré par la section d'assainissement de Paris (SAP). Le réseau d'assainissement est régulé depuis un centre de télégestion appelé Gaaspar. La présence d'équipements en réseau ainsi que les interventions des équipes de recherche dans le réseau peut représenter une contrainte pour le gestionnaire. Aussi, dans le cadre d'Opur, chaque intervention a été planifiée avec la SAP et les équipes de recherche accompagnées par des équipes d'égoutiers. La présence d'un site expérimental sur le réseau a parfois entraîné des modifications dans la gestion. Par exemple, le curage des collecteurs à cunette, programmé une fois par an dans le bassin-versant du Marais, a été reporté pour ne pas perturber des expérimentations en cours sur les dépôts.

1 Agence de l'eau Seine-Normandie, 51 rue Salvador Allende, 92027 Nanterre Cedex.
2 Ville de Paris, Direction de la protection de l'environnement, Service technique de l'eau et de l'assainissement, 27 rue du Commandeur 75014 Paris.
3 Siaap, 2 rue Jules César 75012 Paris.

De plus, afin d'interpréter les résultats de recherche, le CEREVE avait besoin de connaître les commandes effectuées sur le réseau (activations de siphons par exemple) et l'état du réseau en certains points équipés de mesures. Aussi, une collaboration a été engagée avec des échanges de données entre les services de gestion des flux et le centre de recherche. Ce type d'échanges qui sollicite les ingénieurs et les techniciens des services d'assainissement est indispensable.

La définition des thématiques de recherche et la diffusion des résultats

Le lancement du programme de recherche OPUR a été motivé par les connaissances incertaines sur les sources et les caractéristiques des polluants des eaux pluviales urbaines. Le CEREVE a alors pris l'initiative de proposer cette thématique de recherche aux gestionnaires et à l'agence de l'eau et ce thème a constitué la première phase de travail (1994-1999).

Schématiquement au cours de cette phase, le travail de recherche s'est déroulé en deux temps : les campagnes d'échantillonnage/analyse et l'interprétation des résultats. Le CEREVE a commencé par proposer aux gestionnaires un dispositif expérimental. Après validation du dispositif, les échanges chercheurs/gestionnaires portaient sur des aspects pratiques (gestion des descentes en égout, connaissance du réseau, fourniture de données…). Les résultats étaient présentés aux gestionnaires et discutés. Tout au long du programme de recherche, les échanges avaient lieu entre des représentants des organismes en charge du suivi et le CEREVE.

La deuxième phase du programme de recherche OPUR (2001-2006) a vu se mettre en place un dispositif d'échanges plus régulier. Outre le suivi courant du programme, la collaboration a été rythmée par une rencontre annuelle de présentation des résultats aux organismes partenaires. Cette réunion d'une demi-journée était ouverte à tous les ingénieurs et techniciens des organismes financeurs. Chaque exposé était construit de façon à pouvoir être accessible sans connaissance préalable du programme de recherche. Ces rencontres ont été couronnées de succès et ont permis de valoriser les résultats du programme en cours. Elles ont aussi été à l'origine d'une demande des gestionnaires de présentation des résultats sous la forme de fiches techniques. Une fiche est constituée de quatre pages de synthèse au maximum. Ces fiches sont organisées en trois ensembles.

❶ Fiche générale

Fiche 1.1 : OPUR : Un observatoire des polluants urbains à Paris.

❷ Fiches sur les méthodes expérimentales

Fiche 2.1. Représentativité des échantillonnages dans un réseau d'assainissement unitaire.

Fiche 2.2. Incertitudes d'analyses.

Fiche 2.3. VICAS.

Fiche 2.4. VICPOL.

Fiche 2.5. Mesure de la turbidité.

❸ Fiches sur les résultats obtenus

Fiche 3.1. Données disponibles.

Fiche 3.2. Flux et nature des polluants par temps sec.

Fiche 3.3. Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants globaux (MES, matières oxydables et NTK) et des métaux lourds en réseau d'assainissement.

Fiche 3.4. Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des hydrocarbures.

Fiche 3.5. Vitesses de sédimentation des polluants particulaires.

Fiche 3.6. Premier flot.

Fiche 3.7. Méthodologie pour l'identification des sources d'hydrocarbures en milieu urbain.

Fiche 3.8. Méthodologie pour l'identification des sources de métaux en milieu urbain.

Fiche 3.9. Étude des distributions en hydrocarbures aliphatiques et aromatiques des eaux de temps sec et de temps de pluie dans un réseau d'assainissement unitaire.

Fiche 3.10. Méthodologie pour l'identification des sources de matières organiques par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire.

Fiche 3.11. Localisation et dynamique de la couche organique.

Fiche 3.12. Caractérisation et gestion des dépôts des chambres à sable de la ville de Paris.

Fiche 3.13. Intérêt des modèles de calcul des flux polluants, d'un point de vue opérationnel.

Fiche 3.14. Évaluation des modèles de calcul des flux polluants (2004).

Fiche 3.15. Conditions opérationnelles d'utilisation des modèles de calcul des flux polluants.

Le contenu de ces fiches est accessible à l'adresse suivante http://www.cereve.enpc.fr. Le but de ces fiches est de rendre accessibles directement les résultats sans avoir besoin de prendre le temps de lire des articles scientifiques.

3. Les avancées du programme de recherche

La première phase du programme de recherche OPUR a permis de mettre à jour nombre d'éléments de connaissance sur les caractéristiques des eaux pluviales, les mécanismes de formation et d'érosion des dépôts, la contribution des différents apports au réseau (eaux des toitures, chaussées, lavage des voiries…). Cependant, si les résultats pouvaient être qualifiés d'extrêmement riches, ils ne s'appliquaient qu'à une surface (le bassin-versant du Marais) représentant moins de 1 % de la surface de Paris. Les gestionnaires se posaient la question de savoir si ces résultats étaient généralisables à Paris ou s'ils étaient très dépendants de l'occupation du sol ou de la durée des transferts en réseau. La deuxième phase du programme de recherche nous a éclairé sur ce point en confirmant un certain nombre de résultats sur des bassins-versants dont le plus grand représente le quart de la surface de Paris (2 580 ha, 700 000 habitants résidents et 250 000 non-résidents), en apportant des connaissances nouvelles mais aussi en posant de nouvelles questions.

La confirmation de résultats sur la nature et les sources de pollution malgré le changement d'échelle d'étude

Le programme de recherche confirme que les particules se révèlent être le principal vecteur des polluants dans les effluents de temps de pluie du réseau unitaire. Dans le cas de la pollution organique, la proportion médiane de DCO, DBO_5, et COT liée aux particules est de plus de 80 %. Pour les éléments métalliques et les hydrocarbures le transport particulaire est très important : plus de 90 % en médiane pour le Cu, le Pb et les HAP ; plus de 70 % pour le Cd, le Zn et les hydrocarbures aliphatiques.

Le programme de recherche précise nos connaissances sur les vitesses de chute des particules V_{50} observées par temps de pluie. Ces vitesses sur les sites OPUR sont de l'ordre de 0,09 à 0,6 mm/s. Elles sont supérieures d'un facteur 10 à celles des eaux usées de temps sec mais également supérieures à celle des eaux de ruissellement de chaussées, ce qui laisse suspecter un apport de particules à fortes vitesses de chute venant de l'érosion des dépôts organiques constitués dans le réseau unitaire. Elles restent cependant inférieures aux premières valeurs de vitesse de chute mesurées par [CHEBBO, 1992], ce qui mérite d'être souligné quand nombre d'études encore font référence aux mesures de 1992 (pour plus de précision se référer à l'article sur les vitesses de chute dans ce numéro).

Le programme confirme aussi que le réseau d'assainissement, s'il fonctionne parfois comme une sorte de « *filtre* » à l'échelle de la cité, se révèle aussi jouer un rôle de « *réacteur physique, chimique et biologique* ». La masse de matière organique 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, ces deux composantes étant même minoritaires. En effet, 50 à 70 % des MES mesurées à l'exutoire des bassins-versants parisiens d'étude proviennent de l'érosion de stocks de polluants en réseau. Le même ordre de grandeur est à considérer pour les HAP et le cuivre. Le réseau est bien une source majeure de polluants ; le réseau du Marais dont les pentes des collecteurs sont faibles et dont on pouvait penser qu'il facilite les dépôts organiques est bien représentatif de Paris. Le programme de recherche a aussi permis de confirmer que les eaux de ruissellement constituent une source importante de cadmium, plomb, zinc, hydrocarbures et que le réseau est un piège à métaux dissous (« filtre urbain »).

Enfin, les données confirment l'importance des eaux parasites qui représentent selon les bassins-versants étudiés de 25 à 45 % des volumes d'eaux usées de temps sec. Elles confirment aussi l'absence de premier flot qui justifierait de ne traiter que la première fraction du volume des eaux pluviales. Ainsi, les premiers 80 % de la masse de polluants sont véhiculés par les premiers 65 à 85 % du volume de l'événement pluvieux.

De nouveaux résultats sur la dynamique et la variabilité spatiale de la pollution au cours d'un événement pluvieux

Le programme de recherche OPUR dans sa phase 1 avait mis en évidence le rôle fondamental joué par le

réseau unitaire qui n'est pas seulement un système de transport. Dans sa phase 2, le programme a permis d'aller plus loin que les bilans de masse entrée/sortie en s'attachant à la compréhension des phénomènes en réseau. Les résultats obtenus en travaillant sur les données de conductivité par temps de pluie permettent d'appréhender la dynamique des phénomènes et montrent qu'il n'y a pas de chasse du stock d'eaux usées en début d'événement pluvieux. Ils montrent aussi que les effluents écoulés après la fin de l'événement pluvieux ont une nature différente de celle des eaux usées.

Une grande avancée du programme concerne l'obtention de données sur l'évolution des concentrations amont/aval au sein d'un bassin-versant. À l'échelle de l'événement pluvieux, les concentrations des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau fluctuent peu aux échelles spatiales considérées, les tests statistiques ne permettant pas de déceler des différences significatives pour 70 % des événements. Les caractéristiques des polluants sont aussi relativement homogènes (répartition dissous particulaire, teneurs particulaires en polluants). Ces résultats pourraient avoir des conséquences opérationnelles notables s'ils sont confirmés sur d'autres bassins-versants. En effet, ils pourraient signifier que pour connaître les polluants et les flux véhiculés dans le cadre d'une étude diagnostic par exemple, il n'est pas nécessaire de multiplier les points de mesure pour des bassins-versants de caractéristiques homogènes. Par contre, la forte variabilité des concentrations, des teneurs particulaires en polluants et surtout des flux polluants par hectare actif entre les événements pluvieux milite en faveur d'une augmentation du nombre d'événements pluvieux à échantillonner.

Le développement de méthodes de mesure et d'exploitation des données

Le programme de recherche a permis le développement d'une nouvelle méthode de mesure de la répartition de la pollution par classe de vitesse de chute (protocole VICPOL), alors que précédemment, les seules données disponibles concernaient la répartition des MES et des MVS par classe de vitesse de chute. Les résultats obtenus en termes de vitesse de chute des polluants et micropolluants particulaires montrent que l'efficacité d'un éventuel traitement par décantation est susceptible de varier en fonction du paramètre considéré (très inférieure à celle des MES par exemple pour le Zn et le NTK). Ces résultats sont établis pour un nombre limité d'événements. Ce type de mesures reste du domaine de la recherche pour des raisons de méthodologie et de coût mais doit se poursuivre pour confirmer les premières tendances observées.

Le programme de recherche, en plus de la caractérisation des concentrations en micropolluants dans les effluents s'est attaché au développement de méthodes permettant de tracer les sources de pollution, répondant ainsi au besoin de connaissances dans le contexte de la directive cadre sur l'eau. Il a permis de constituer une bibliothèque de spectres spécifiques de sources primaires pour les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques qui constituent une boîte à outils permettant d'identifier la signature et l'origine des particules. Par exemple, l'étude des spectres aliphatiques dévoile l'étroite similitude entre les eaux usées de temps sec et la couche organique ou le biofilm présent en réseau.

De même, la caractérisation des différentes sources (ou voies d'introduction dans le réseau VIRA) de pollution telles les eaux usées, les eaux de ruissellement a pu être réalisée grâce aux signatures métalliques des échantillons. Par exemple la distribution des métaux entre les dépôts du réseau et les eaux usées de temps sec est très différente.

De nouvelles questions

Cependant, certaines questions restent sans réponse malgré l'important travail fourni. C'est le cas par exemple de l'origine de la contribution du réseau à la pollution des rejets urbains de temps de pluie. Les investigations menées dans le cadre de la première phase sur le bassin-versant du Marais montraient que la couche organique à l'interface eau/sédiment était une source possible pour la contribution du réseau. Cependant, l'analyse des pentes et des vitesses d'écoulement des collecteurs de la zone OPUR, ainsi que les visites de terrain montrent que le linéaire de couche organique est très limité sur les 5 bassins versants OPUR et qu'il ne permet pas d'expliquer la contribution du réseau. La traque de la source de

matière organique se mettant en suspension par temps de pluie dans le réseau n'est donc pas encore terminée, peut-être s'agit-il de dépôts éparts ou localisés dans des singularités hydrauliques.

De plus, le programme de recherche a montré qu'il existe une grande variabilité interévénementielle (concentrations, flux polluants) et la question du développement d'outils au service des gestionnaires permettant de reproduire ces variabilités se pose.

4. L'utilisation des résultats d'Opur par les gestionnaires

Les résultats du programme de recherche ont pris des formes différentes. En effet, le programme a servi en premier lieu à recueillir des données sur des phénomènes dont la connaissance était incertaine mais ils ont aussi pris la forme de développement d'outils ou de méthodes.

Le développement d'outils et de méthodes

Différents outils ont été développés dans le cadre d'Opur qui peuvent servir à d'autres programmes de recherche mais aussi dans le cadre de travaux menés par des bureaux d'étude et des collectivités. C'est par exemple le cas de la méthode de mesure de la répartition des MES par classe de vitesse de chute (le protocole Vicas). Le protocole utilisé et amélioré dans le cadre d'Opur est disponible (auprès de l'agence de l'eau et du Cereve : manuel d'utilisation et feuille de calcul) et le Cereve est en mesure d'apporter une formation sur cette mesure qui est très accessible. Mesurer la nature des effluents en termes de décantation quand on va construire un bassin de stockage ou de décantation d'une dizaine de millions d'euros peut sembler normal, mais ce n'est pas encore une pratique courante. Pour ce qui concerne la mesure de la répartition des polluants par classe de vitesse de chute, la méthode est moins facilement accessible et coûteuse. Aussi, il semble plus efficace de continuer d'acquérir des données dans le cadre de travaux de recherche.

Par contre, la connaissance acquise sur les possibilités et les limites d'utilisation des informations données par la turbidimètrie, en vue de la gestion des ouvrages dédiés aux effluents urbains de temps de pluie est aisément exploitable.

Différents essais ont été réalisés pour l'implantation d'appareils de mesures *in situ*, notamment des turbidimètres, dans des collecteurs eaux usées, en service, sous des conditions difficiles mais conformes au quotidien des réseaux : configurations de temps de sec et de temps de pluie, chômage partiel, etc. Ces essais réalisés sur une relativement longue période, ont permis de confirmer les difficultés inhérentes à ce type de mesures mais ont également permis de dégager des recommandations et des méthodes qui s'avèreront très utiles dans les prochains programmes d'équipement de ces ouvrages, au fil de l'eau afin de s'assurer d'une certaine représentativité de l'échantillonnage.

Les méthodes de prélèvement développées sur des collecteurs de grandes dimensions et les nombreux essais sur leur représentativité constituent une source d'information précieuse pour qui veut prélever dans ces conditions (exploitants, bureaux d'étude…). De plus le programme a permis de mieux connaître et analyser les facteurs influençant les résultats des analyses (grande variabilité des mesures en NH_4^+ en fonction du temps de conservation et de la température par exemple).

L'exploitation des données

Les travaux du programme de recherche constituent une base de données considérable qui sert régulièrement à l'agence de l'eau Seine-Normandie. Un exemple de cette utilisation est l'étude économique menée actuellement afin d'estimer le montant des travaux qu'il serait nécessaire de réaliser sur l'ensemble du bassin Seine Normandie pour l'atteinte des objectifs de bon état de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE). Cette estimation comprend les ouvrages pluviaux. L'étude économique estime les coûts associés aux programmes de mesures de la DCE. Ainsi pour calculer les coûts pour l'atteinte des objectifs pour les paramètres classiques (MES, DCO, DBO, NTK, P_{tot} …) et les polluants minéraux et organiques (HAP, Pb, Zn, Ni, Cd), il est nécessaire de connaître les rendements de dépollution dans les ouvrages, la proportion de métaux fixés sur les particules en suspension. Les données Opur ont constitué une part

importante (HAP, vitesses de chute…) des données utilisées.

Le SIAAP, quant à lui, a aujourd'hui des objectifs très ambitieux sur le traitement des eaux excédentaires par temps de pluie. Ainsi, l'amélioration de la connaissance de la nature de ces effluents et leur caractérisation fine impactent les nombreux projets de stockage ou de traitement en ligne, dès leur dimensionnement, mais aussi pour leur mode de gestion ultérieur. De même, l'appréhension plus fine des impacts de ces rejets urbains par temps de pluie, passe aussi par la caractérisation de ces effluents particuliers, au service des études d'impact, voire des modélisations réalisées.

Par ailleurs, les exploitants de la ville de Paris utilisent la loi de corrélation turbidité / MES établie dans le cadre du programme de recherche pour la réalisation des bilans d'autosurveillance dans les zones séparatives. L'ensemble des concentrations, teneurs et flux de polluants est utile en tant que valeurs comparatives pour d'autres études (suivi de la qualité des eaux du réseau d'assainissement, étude concernant la qualité des eaux de ruissellement du bois de Vincennes).

5. Conclusions : quel avenir pour OPUR ?

Les résultats obtenus dans le cadre du programme OPUR sont très riches et leur diffusion sera large dans les manifestations techniques et scientifiques à venir. La collaboration entre chercheurs et gestionnaires a été profitable à tous et a permis la formation de nombre d'étudiants dont certains ont été intégrés après leur thèse dans les équipes des organismes gestionnaires, ce qui est la preuve d'une collaboration réussie. Ce programme est aussi une réussite scientifique avec 50 publications internationales. Sur un plan financier, le montant total du programme peut être estimé à 2,7 M€ sur cinq ans, soit 540 000 € par an. Ce montant comprend les équipements, les analyses, et le salaire des chercheurs. Ce programme a nécessité la mobilisation de financements du SIAAP, de l'agence de l'eau Seine-Normandie, de la ville de Paris à hauteur de 1,4 M€ sur cinq ans soit 280 000 € par an. Si ce montant est important, il est à ramener à la proportion des enjeux de la gestion des eaux usées et des eaux de temps de pluie. Ce montant représente par exemple sur la même période de l'ordre de 0,5 % des recettes du service d'assainissement de Paris. Ce montant représente moins encore comparé au montant des travaux engagés par le SIAAP pour la gestion des eaux pluviales. Les financements publics de ce type de recherches très appliquées répondant à des besoins opérationnels passent par l'implication nécessaire des collectivités locales et de l'agence de l'eau.

La méthode de travail a évolué depuis la première phase du programme de recherche avec une implication de plus en plus grande des gestionnaires. Grâce aux outils et méthodes développés par le CEREVE qui a assis sa connaissance du réseau d'assainissement parisien en près de 10 ans, les gestionnaires ont pu mieux cerner les apports de l'observatoire, le type de résultats qu'il peut fournir ainsi que les contraintes associées (échelles de temps différentes entre le chercheur et le gestionnaire). Cette connaissance réciproque a permis l'émergence de nouvelles questions de recherche en provenance des gestionnaires. Les deux premières phases ont été construites en grande partie à l'initiative des chercheurs qui sont venus consulter les gestionnaires. La suite d'OPUR s'appuiera sur les questions directement formulées par les gestionnaires. Différents exemples de questions peuvent être cités :

- Quelle est la fiabilité de la mesure de la turbidité aujourd'hui, le gestionnaire peut-il s'en servir ?
- Quel peut être l'apport de la mesure en continu pour des stratégies de gestion des flux polluants en temps réel ?
- Comment lutter contre la formation de graisses en réseau d'assainissement unitaire ?
- Comment évoluent les caractéristiques des effluents dans un tunnel de stockage ?
- Dispose-t-on de données équivalentes à celles du programme OPUR sur des bassins-versants séparatifs, pour des occupations du sol différentes ?
- Quel peut être l'effet de techniques de rétention à la source sur la pollution mesurée par temps de pluie ?
- Quelle est la biodisponibilité des métaux des rejets urbains de temps de pluie et quelle est la biodégradabilité des matières organiques de ces rejets ?
- Quels sont les flux et les sources de substances prioritaires (au sens de la directive cadre européenne sur

l'eau) en lien avec l'usage du territoire (sur des réseaux séparatifs notamment) ?
- Quel est l'impact sanitaire lié à l'utilisation des eaux pluviales au niveau de la parcelle ?
- Quel est l'impact des matériaux de couverture, sur le relargage des métaux, etc.

Ces questions vont se décliner en problématiques de recherche puis en programme de recherche et seront à l'origine de la troisième phase OPUR. Elles concernent à la fois l'approfondissement de résultats des programmes passés mais elles traduisent aussi la nécessité pour cet observatoire d'étendre son aire géographique en incluant les sites moins densément peuplés de la zone centrale de l'Île-de-France afin de compléter la connaissance.

Le développement du programme OPUR passe aussi par une collaboration avec d'autres programmes de recherche (tels le PIREN, l'OTHU à Lyon, le SAP à Nantes) ainsi que d'autres laboratoires (LCPC, Cemagref, CSTB, CRECEP...). En effet, les évolutions réglementaires actuelles tendent à multiplier les analyses sur les milieux (substances prioritaires, perturbateurs endocriniens, microbiologie...) dont le coût ne pourra être supporté au sein d'un seul programme.

Souhaitons que la troisième phase d'OPUR se concrétise dans un proche avenir.

A'quia

22 place du Général de Gaulle - 14230 Isigny/mer
Tel : 02 31 920 200 - Fax : 02 31 921 100
Mail : a-quia@wanadoo.fr
Site : www.aquia-environnement.fr

Société spécialisée dans le traitement des eaux usées, A'quia environnement propose une gamme de stations d'épuration monoblocs en polyéthylène et polyester à ouverture totale de 4 à 50 EH vouée à l'assainissement mini collectif.

Une année de mise au point suivie d'une autre pour validation par tierce partie (I.A.T.C.) sur site expérimental selon le protocole d'essai européen décrit dans la norme EN 12566-3 ont permis de proposer une gamme de stations d'épuration certifiées satisfaisant les niveaux de rejets les plus draconiens sans contrainte d'exploitation particulière.

Les performances épuratoires obtenues lors des essais sur la base expérimentale, ont été validées par les prélèvements effectués sur des installations in situ par les instances administratives chargées du suivi.

Le niveau d'épuration « D4 » (DBO5 ≤ 25 mg/l ; DCO ≤ 125 mg/l ; Rdt NTK ≥60 %), le plus contraignant en France, est amplement obtenu.

L'effluent peut être rejeté en milieu sensible sans altérer celui-ci.

Pour les capacités inférieures ou égales à 50 habitants, le principe de traitement obtenu par un procédé innovant,ne nécessite qu'un seul équipement électromécanique (compresseur) dont la puissance n'excède pas 0.75 KW, soit un coût journalier de fonctionnement inférieur à 0.25 euros par habitant raccordé.

Les flottants qui, sur les dispositifs classiques, stagnent en surface du clarificateur sont écumés physiquement vers le bassin d'activation par l'intermédiaire d'un dispositif entièrement mécanique. L'ouverture totale, équipée d'un tampon hermétique, permet d'accéder aux différentes parties du dispositif sans vidange préalable.

Riche de ces connaissances acquises lors du développement de ce principe de traitement, A'quia environnement a élargi sa gamme pour des capacités de traitement de 400 E.H. sous formes de stations d'épuration horizontales monobloqués ou de 2 cuves en polyester.

La gestion de l'apport d'air est programmable graduellement à l'aide d'une horloge 24h.

Les boues sont recirculées proportionnellement au débit du bassin d'activation vers le décanteur primaire.La minéralisation de celles–ci permet d'obtenir une capacité de stockage de 8 à 12 mois dans un volume restreint.

L'installation peut être entièrement automatisée : des capteurs gèrent l'apport d'air et le taux de recirculation, optimisant la capacité épuratoire du dispositif, en fonction du flux de pollution reçu.

Soucieux du bien être de ses clients, A'quia environnement élargit son champ d'action à la mise en service des stations de sa conception et propose un contrat de maintenance annuel avec formation du personnel.

Imprimerie Néo-Typo - 25000 Besançon - Dépôt légal 48040 Commission paritaire : N° 0209 G 84264 du 5-2-04 - Novembre 2006

ASSEZ DU PARFUM D'**OEUF POURRI** DANS VOTRE COMMUNE ?

NUTRIOX

Et la ville retrouve ses **bonnes** odeurs

Des quantités infimes d'hydrogène sulfuré suffisent pour polluer définitivement l'image de votre commune. Son odeur caractéristique d'œuf pourri n'est qu'une manifestation de sa présence : il attaque également le béton de vos canalisations et provoque des accidents mortels.

NUTRIOX® est un procédé écologique qui agit directement et efficacement à la source des mauvaises odeurs. Ce procédé assure l'équilibre bactérien et évite ainsi la formation de gaz agressifs et malodorants.
De bas en haut, votre ville respire.

200 communes en France, du petit village aux grandes agglomérations font déjà confiance au procédé breveté Nutriox

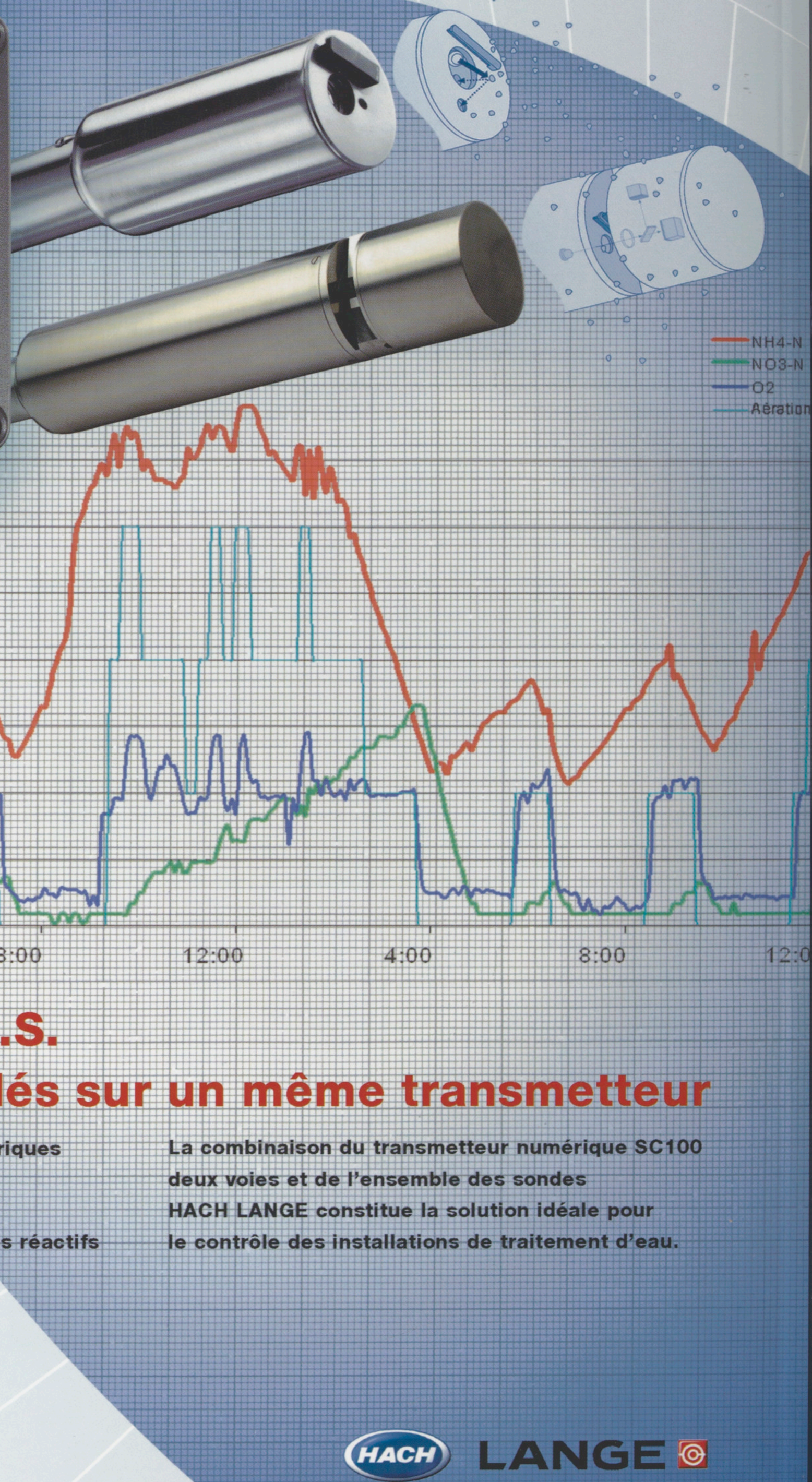
Yara France - Tél. 01 55 69 96 02
e-mail : gregory.aillet@yara.com
site web : www.yara.fr

YARA

HACH LANGE

ANALYSE DE L'EAU EN CONTINU

NITRATAX SC - SOLITAX SC



NITRATES et M.E.S.
les paramètres clés sur un même transmetteur

- → Liaisons sondes/transmetteur numériques
- → Transmetteurs pour 2 sondes
- → Capteurs éprouvés
- → Sonde de Nitrates par UV in situ sans réactifs
- → Sonde de MES à double faisceau

La combinaison du transmetteur numérique SC100 deux voies et de l'ensemble des sondes HACH LANGE constitue la solution idéale pour le contrôle des installations de traitement d'eau.

HACH LANGE France S.A.S
33 rue du ballon
93165 Noisy le Grand Cedex
Tél. : 01 48 15 68 70
Fax : 01 48 15 80 80
www.hach-lange.fr

HACH LANGE

UNITED FOR WATER QUALITY