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. 2001-05.

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**.

MAGAZINE

VIE DE L'AGHTM

Section régionale Haute et Basse Normandie :
Une affluence record pour l'assainissement des petites collectivités

DOSSIER

Génération et transport de la pollution urbaine par temps de pluie

N° 5 - MAI

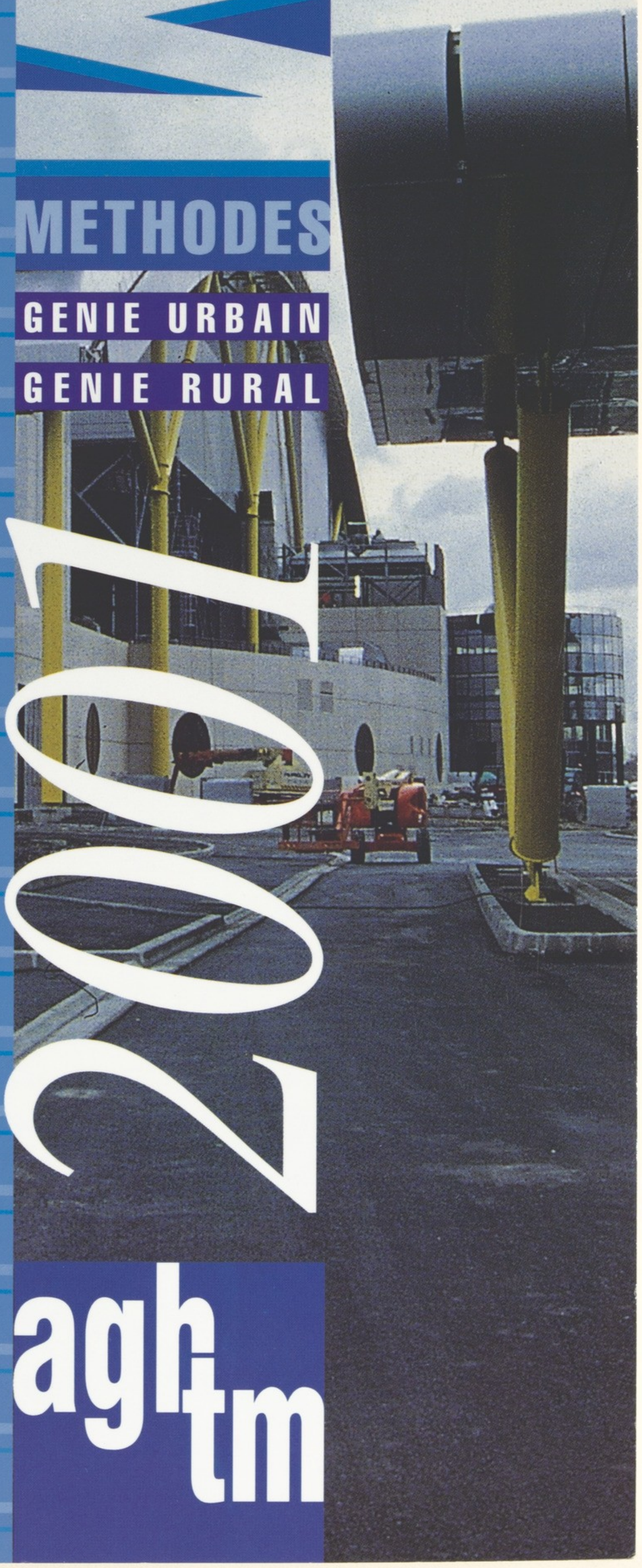
ISSN 0299-7258

http://www.aghtm.org

TECHNIQUES SCIENCES METHODES

GENIE URBAIN

GENIE RURAL



2001

aghtm

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

24 H/24, tous les jours de l'année, les équipes de Saur France sont au service de 6 millions de Français pour le quotidien comme pour les urgences : pour que chacun puisse consommer l'eau en toute sécurité, pour assurer au bénéfice de tous la collecte et la dépollution des eaux usées, pour que chaque habitant des 7000 communes qui nous font confiance ait à sa disposition un service adapté à ses besoins.

Saur, le goût de l'exigence.

AFAQ ISO 9001

Saur • Challenger • 1, avenue Eugène Freyssinet • F78064 •
St Quentin en Yvelines • France • www.saur.com

saur

PARTENAIRE DE 7000
COMMUNES EN FRANCE

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.

Rédaction, administration, et publicité
83, avenue Foch, B.P. 39.16
75761 Paris Cedex 16
Tél. : 01 53 70 13 57
Télécopie : 01 53 70 13 40
Directeur de la publication
Denis Ballay
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 560 F TTC – Étranger 620 F
Prix de ce numéro
France 65 F TTC – Étranger 65 F
Règlement
A.G.H.T.M.
83, avenue Foch – B.P. 39.16
75761 Paris Cedex 16
Chèques postaux : Paris 248-67 K

Comité de rédaction
Président
B. Montadert, Ingénieur général honoraire de la Ville de Paris
Membres
G. Boissonnade, Chargée de mission à la direction technique d'OTV
M. Bos, Président du département eau et assainissement de la SAFEGE
R. Cabridenc, Président de la commission d'Hydrologie appliquée
Ph. Denis, Chef de Département à la Direction Technique de Générale des Eaux.
C. Desachy, Vice-président de la commission Déchets et propreté
R. Dorfmann, Ingénieur général honoraire des services techniques de la Ville de Paris
F. Guerber, Direction technique du groupe SAUR
J.-P. Maugendre, Direction technique et recherche du groupe Suez Lyonnaise des Eaux
M. Mesnil, Ingénieur en chef honoraire du Génie rural, des eaux et des Forêts
R. Pinoit, Ingénieur Général du GREF Conseil général du GREF
G. Thibaut, Ingénieur divisionnaire, chef du service de la protection de l'air et de l'ambiance sonore de la Ville de Paris
J.-P. Thoreau, Ingénieur en chef, Directeur des études et des travaux à la SAGEP

http://www.aghtm.org

TSM TECHNIQUES SCIENCES MÉTHODES
GENIE URBAIN
GENIE RURAL

N° 5 - MAI 2001

La revue des spécialistes de l'environnement

SOMMAIRE

MAGAZINE

Vie de l'AGHTM

2 *Une affluence record pour l'assainissement des petites collectivités (C. MARIET)*

8 **Agenda**

INFOS DIVERSES

9 *Pluviométrie*

9 *Délégation de service public : appel à candidatures*

DOSSIER

Génération et transport de la pollution urbaine par temps de pluie

10 *Avant-propos, par D. VILLESSOT.*

12 *Présentation du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire », par G. CHEBBO.*

21 *Le bassin versant expérimental du Marais, par M.-C. GROMAIRE, G. CHEBBO, M. SAAD.*

30 *Caractérisation des retombées atmosphériques de métaux traces en milieu urbain, par S. GARNAUD, J.-M. MOUCHEL, G. CHEBBO, D.-R. THEVENOT.*

41 *Caractérisation des eaux urbaines, par M.-C. GROMAIRE, A. GONZALEZ, S. GARNAUD, G. CHEBBO.*

53 *Spéciation géochimique des métaux traces en bassin versant urbain, par S. GARNAUD, J.-M. MOUCHEL, D.-R. THEVENOT.*

60 *Distribution des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, par R. MOILLERON, A. GONZALEZ, D.-R. THEVENOT.*

72 *Contribution des différentes sources à la pollution des effluents unitaires de temps de pluie, par M.-C. GROMAIRE, S. GARNAUD, R. MOILLERON, G. CHEBBO.*

87 *Identification des sources de pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire, par M. AHYERRE, G. CHEBBO.*

101 *Bilan scientifique et technique du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire », par G. CHEBBO, J.-P. TABUCHI.*

108 *Le bassin versant expérimental du Marais : les enseignements à tirer, par M. AFFHOLDER, O. JACQUE, A. CONSTANT.*

113 *Annexes.*

Liste des annonceurs

BONNA SABLA (4e de couverture), CIFEC (40, 59, 71, 112), DENIOS (6), HAMON (19), HYDRO CHEMICALS (7), INSITUFORM (29), IDS ENVIRONNEMENT (19), SAINT-GOBAIN PAM (20), SAUR (2e de couverture).

Photo de couverture : Usine d'incinération Antarès de l'agglomération lilloise (Crédit : Max Lerouge)

SECTION RÉGIONALE
HAUTE ET BASSE NORMANDIE

Une affluence record pour l'assainissement des petites collectivités

Jacques Rombaut a réussi une belle performance le 17 mai dernier en réunissant près de 150 personnes au centre Gilbert Martin de la commune de Bourgtheroulde dans l'Eure. En temps ordinaire, lorsqu'il mobilise la moitié seulement de cet effectif sur une journée technique, le président de la section régionale Haute et Basse Normandie de l'Aghtm s'estime comblé ; mais en choisissant le thème de l'assainissement collectif des petites collectivités, il est allé au devant d'un réel besoin d'informations.

En effet ces dernières années, on a beaucoup parlé d'assainissement non collectif (ANC). En réhabilitant l'image de ce vieux système d'épuration et en l'organisant sous l'autorité du maire, les pouvoirs publics ont montré qu'il existait une alternative au coûteux schéma traditionnel réseau/station d'épuration et que les communes modestes pouvaient également gérer leur pollution domestique au moindre coût. Il fallait néanmoins s'entourer de précaution en distinguant au préalable les zones du territoire qui sont propices à l'ANC de celles qui ne le sont pas (c'est le zonage).

Mais la pédagogie n'a pas été menée à son terme : que se passe-t-il si le territoire n'est pas apte à l'ANC ? N'est-on pas ramené à la case départ ?

C'est à ces interrogations qu'a voulu répondre Jacques Rombaut en rassemblant quelques spécialistes de la question. Selon un schéma traditionnel, la matinée fut consacrée aux exposés théoriques et l'après-midi aux travaux pratiques.

Des solutions légères pour les petits budgets

Les cinq procédés d'épuration présentés ont plusieurs points en commun : des coûts d'investissement et de fonctionnement réduits, une technologie peu sophistiquée, mais aussi quelques contraintes sur la qualité des effluents à traiter.

• Le filtre à sable : un procédé performant à maîtriser

Jean-Pierre Decroix de l'Agence de l'eau Seine Normandie a présenté ce système dont les performances n'ont pas toujours donné satisfaction à ses utilisateurs. C'est pourquoi l'agence a édité un guide* de bonnes pratiques à l'intention des bureaux d'études et entreprises chargées de réaliser ces ouvrages. Schématiquement, le filtre à sable est un système d'assainissement autonome collectif avec en amont un traitement primaire (fosse septique ou décanteur digesteur) et en aval un filtre à sable à l'air libre ou enterré.

La partie délicate est ce massif de sable d'environ 70 cm d'épaisseur qui joue le rôle de filtre physique en surface et de filtre biologique

Jacques Rombaut, président de la section Haute et Basse Normandie de l'Aghtm ouvre la journée technique

** Intitulé "Epuration des eaux usées domestiques par filtration sur sable". Mai 2001.*

dans la masse. Il doit être suffisamment aéré pour permettre l'oxygénation de la biomasse (donc sable marin et fines à proscrire) et être arrosé uniformément par les effluents selon une cadence qui ménage des temps de repos à la biomasse.
Les performances attendues sont celles du niveau D4 de l'arrêté du 21 juin 1996 (DBO < 25 mg/l, DCO < 125 mg/l, MES < 35 mg/l)) et en outre, l'azote ammoniacal est nitrifié.
En pratique, cette technique peut être utilisée jusqu'à 400 EH.

• Les disques biologiques de nouvelle génération : la compacité des cultures fixées

Dominique Alduc (Bet Sogeti) a présenté ce procédé dont le principe est celui d'une roue de moulin qui tourne dans les effluents à épurer ; spontanément une biomasse se crée sur les parties mouillées ; elle dégrade la pollution dissoute à l'immersion et s'oxygène en phase aérienne. En réalité le système actuel comporte des disques alignés côte à côte comme les lames d'un condensateur à air ; ils servent de support à la biomasse et leur rotation ainsi que l'alimentation du bac à effluent nécessitent un minimum d'énergie électrique. Ce dispositif est le cœur d'un système qui peut comprendre à son aval et à son amont des traitements complémentaires (cf. plus loin la station de Gros Theil).
Il est compact, s'adapte aux variations saisonnières et ne nécessite pas de personnel très qualifié. Il convient aux collectivités de 100 à 1 000 EH ; compter 2 500 à 3 000 F d'investissement par EH et 100 F de fonctionnement.

Le centre Gilbert Martin à Bourgtheroulde

• Le lagunage naturel : peu d'énergie et beaucoup d'espace

C'est un procédé qui a la faveur des communes de Seine-Maritime puisque ce département compte 124 installations de ce type.
Le système comporte un dégrillage, une décantation pour éliminer les graisses et trois bassins d'épuration en cascade.
Le premier élimine la pollution carbonée, le deuxième une partie de la pollution azotée (grâce au phytoplancton) et le troisième apporte un traitement complémentaire de l'azote (grâce au zooplancton et aux crustacés) et sert de clarificateur.
Les performances se dégradent si le système est trop sollicité (notamment en présence d'effluents chargés issus de l'agroalimentaire) ; prévoir 12 à 14 m^2 par EH.
Le dispositif ne nécessite pas de personnel spécialisé mais doit être entretenu régulièrement : faucardage annuel, bêchage des mottes de roseau, élimination des végétaux morts et des lentilles d'eaux, etc.

• Les jardins filtrants : du lagunage camouflé dans un espace paysager

Thierry Jacquet (Site Concept) a présenté ce système d'épuration dont une des caractéristiques majeures est un rejet zéro en période estivale.
Le concepteur de jardins filtrants crée un écosystème à quatre étages qui s'intègre dans un espace vert plus vaste. Les casiers de traitement des effluents sont insérés entre des casiers de plantes paysagères ; un système de vannes permet d'alterner pour chacun les périodes d'alimentation et de repos. En parcourant le jardin dans le sens des effluents, on découvre successivement des roseaux, une prairie humide, des taillis courte rotation et en finale une prairie sèche qui éponge le surplus du flot, en période hivernale notamment. Car il n'y a pas d'exutoire, toute l'eau est consommée par l'évapotranspiration

des étages successifs, c'est la copie des écosystèmes naturels.
Des pistes accessibles aux véhicules permettent de circuler entre les différents casiers pour effectuer les opérations d'entretien (surveillance, fauchage, élimination des végétaux morts, etc.). Le dispositif demande peu d'énergie mais beaucoup d'espace et d'entretien ; compter entre 800 et 2 000 F/EH en investissement.

• Le procédé Rhizopur : compacité et simplicité de la gestion des boues

Roger Pujol a présenté ce procédé "Lyonnaise des Eaux" qui associe lit bactérien et filtre à sable planté de roseaux.
Après dégrillage, l'effluent est épandu sur un lit bactérien (ou biofiltre) de 4 m de haut. Ce lit est composé de billes en matériau plastique sur lesquelles vient se fixer la biomasse et un dispositif de recirculation des effluents permet d'optimiser la qualité du traitement.
A l'issue, l'eau traitée et la biomasse en excès sont admises sur un massif filtrant constitué de matériaux à granulométrie croissante du haut vers le bas (2 à 6 mm). Ce massif est planté de roseaux à rhizomes dont le rôle est de servir de support aux bactéries et de maintenir la perméabilité en surface en dépit de l'accroissement du niveau de boue.
Le filtre est alimenté par tranches d'eau de 15 cm et après 1 semaine d'activité, il est mis au repos pendant quinze jours ; chaque dispositif élémentaire comprend donc 3 filtres identiques. L'épaisseur de boues en surface s'accroît d'environ 25 cm par an et le curage doit être effectué tous les 4-5 ans.
L'emprise au sol est assez réduite (1 m²/habitant) et la qualité des rejets se situe au niveau D4. Il existe actuellement 8 stations de ce type en France pour des capacités allant de 150 à 1 000 EH.

* *

À Gros Theil, une station innovante et une municipalité déterminée

A l'issue de 3 heures d'exposés, il devenait urgent d'aller sur le terrain pour confronter ces théories à la réalité. En milieu rural, chaque problème posé est un cas particulier et en l'absence de doctrine (ou de mode), l'équipe municipale doit s'en remettre à son seul bon sens pour évaluer la pertinence des projets proposés par les bureaux d'étude. Tout projet abouti est donc une réussite locale et une innovation.
Jacques Rombaut a choisi de nous emmener à une dizaine de kilomètres de Bourgtheroulde, dans la commune de Gros Theil qui s'est équipée d'une station à biodisques.
Surprise : l'hôte qui nous ac-

La station d'épuration de Gros Theil a su se faire discrète : au premier plan, derrière la clôture, le clarificateur, au deuxième plan, sous son toit de tôle rouge relevé, l'unité de biodisques

cueille et qui décrit « sa station » sur un ton passionné est le maire lui-même, Gérard Duval ; il connaît parfaitement son dossier et il est difficile de le coller sur des informations techniques. « Pas de mystère, dit-il, auparavant, lorsque j'étais 1er adjoint, j'étais chargé de l'assainissement. »

Le bourg comprend 839 habitants, avec dans le centre, quelques commerçants et artisans dont un restaurant ; 240 maisons sont équipées en ANC mais les opérations de zonage ont révélé que ce système d'épuration était inadapté au centre de l'agglomération. Les premières réflexions se sont orientées vers un système collectif avec filtre à sable mais la commune est située en terrain plat sans exutoire et le site disponible est inondable. L'appel d'offres initial fut alors élargi à d'autres propositions (appel d'offres sur performances) et Sabla Epuration proposa une station à disques biologiques.

Une station d'épuration pour 60 maisons

Celle-ci est insérée en zone pavillonnaire sur une parcelle entourée de lauriers cerises qui la dissimulent aux regards des riverains. Le cœur du système est constitué de deux batteries de biodisques portés par un même axe et qui plongent dans un bac où arrivent les effluents. Un système de couverture facilement basculable les met à l'abri de la pluie (qui pourrait lessiver la biomasse) tout en confinant les odeurs.

En amont, les eaux brutes sont d'abord dirigées sur un des deux décanteurs digesteurs qui capturent l'essentiel des MES, lesquelles vont subir une fermentation anaérobie avant d'être évacuées en station d'épuration* (Elbeuf et Rouen) ; la mise à l'air libre des gaz produits par la digestion s'effectue à travers un filtre à charbon actif qui retient les molécules odorantes.

En aval du biodisque, les effluents sont dirigés sur un clarificateur qui recueille les boues biologiques en excès et les renvoie sur le décanteur-digesteur.

En finale, les effluents épurés (niveau de qualité D4) sont envoyés dans un puits perdu d'une trentaine de mètres de profondeur ; mais cette solution ne convient pas à Gérard Duval qui projette de réaliser un jardin filtrant planté d'arbres d'ébénisterie pour affiner l'épuration et réduire, voire supprimer, l'infiltration des effluents traités. Ce dessein a reçu le soutien de l'Agence régionale de l'environnement de Normandie qui a demandé une subvention du fonds européen Feder.

60 maisons (200 habitants) et les commerces du centre du bourg sont raccordés à cette station par

** Des négociations sont en cours avec des agriculteurs pour les valoriser par épandage.*

Le cœur du système d'épuration : deux batteries de biodisques qui plongent dans les effluents à épurer et qui sont protégés dans un conteneur couvert

Gérard Duval, maire de Gros Theil

un réseau séparatif strict. Gérard Duval surveille « son dispositif » (en particulier lors de travaux de raccordement) et ne ménage pas ses efforts pour expliquer à ses administrés que l'efficacité du système repose sur la bonne santé des bactéries épuratrices et qu'il ne faut pas jeter n'importe quoi « à l'égout ».

Quotidiennement, un ouvrier communal vient vérifier le bon fonctionnement de la station et relever différents paramètres ; là aussi des améliorations sont envisagées pour déporter sur la mairie les alarmes et les mesures effectuées par les appareils de contrôle.

La station a nécessité un investissement de 839 000 F HT.

* *

Cette journée sera sans doute suivie par une autre identique, d'abord parce que tout n'a pas été dit et que d'autres expériences réussies comme celle de Gros Theil méritent le détour. Ensuite parce qu'il a fallu refuser du monde ; en particulier, un certain nombre d'élus intéressés ont appris assez tard l'existence de cette manifestation et les conversations ont montré qu'ils ont besoin d'informations chiffrées pour apporter des éléments de décision à leur conseil municipal. ■

Claude Mariet

PROTECTION de L ENVIRONNEMENT - SECURITE - MAINTENANCE

Notre catalogue
Sur simple demande

TOUTE notre GAMME :

- *Bidons/douches de sécurité*
- *Conteneurs de stockage (standard, isolé, anti-feu, chauffé)*
- *Appareils de manutention...*

Bacs de rétention

Armoires de sécurité

Absorbants

DENIOS

Tel : 02 32 43 72 80 – Fax :02 32 46 49 12

Ne laissez pas l'eau empoisonner l'air que nous respirons !

Pour vos problèmes d'odeurs, de corrosion et de sécurité en réseaux d'assainissement et stations d'épuration, choisissez le procédé NUTRIOX®

HYDRO

Votre partenaire dans le Traitement des Eaux

Hydro Chemicals France : 106 rue des Trois Fontanot 92751 Nanterre Cedex

3 agences HydroCare : Nanterre, Nantes, Sète - Tél. 01 41 37 50 60 - Fax 01 41 37 51 47

CBC Créations - Photo enfant : Gilles Perrin, tandem Pix

Congrès Ceocor/Aghtm à Biarritz du 2 au 5 octobre 2001

Le Comité européen de la corrosion (Ceocor) organise en 2001 son congrès annuel à Biarritz. On y abordera les problèmes de corrosion dans les réseaux d'eau potable, d'eaux usées et de gaz selon le progamme suivant.

• Mardi 2 octobre
- Etude de la corrosion externe des ouvrages d'eau et de gaz.
- Protection par revêtement.
- Protection cathodique (calcul, méthodes de contrôle...).
- Influence des courants extérieurs (continus et alternatifs).

• Mercredi 3 octobre
- Matériaux en contact avec l'eau.
- Problèmes liés à l'utilisation de combustibles secondaires dans la fabrication des ciments.
- Corrosion bactérienne des bétons.
- Emploi du PRV en eau potable, etc.

• Jeudi 4 octobre
- Corrosion interne des ouvrages métalliques.
- Plomb (traitement réduisant la solubilité).
- Entartrage des ouvrages.
- Protection des parois métalliques ou à base de ciment par dépôt de carbonate de calcium.
- Corrosion dans les installations d'eau usée (collecteurs, stations de traitement...)
- Relation entre corrosion des réseaux de distribution d'eau et teneur en toxiques dans les boues des stations d'épuration.

La matinée du 5 octobre sera consacrée à la visite de l'usine d'eau potable de Biarritz.
Inscription avant le 30 juin 2001 à l'Aghtm - BP 3916 - 75761 Paris cedex 16.
Tcp : 01 53 70 13 40
Renseignements :
Tél. : 01 53 70 13 50.
Email : aghtm@aghtm.org

Novatech 2001 du 25 au 27 juin 2001 à Lyon-Villeurbanne

La 4e édition des conférences Novatech a pour objectif de faire le point des connaissances en matière d'assainissement pluvial. Les thèmes suivants seront abordés :
- technologies alternatives aux réseaux d'assainissement ;
- technologies spécifiques de traitement des rejets urbains de temps de pluie ;
- stratégies de gestion des eaux urbaines par temps de pluie, etc.

Renseignements, inscriptions :
Graie - BP 2132 - 69603 Villeurbanne Cedex.
Tél. : 04 72 43 83 68.
Tcp : 04 72 43 92 77
Email :
graie@urgc-hu.insa-lyon.fr

Les 6es Assises nationales des déchets ménagers, les 27 et 28 juin 2001 à Agen

Cette manifestation annuelle rencontre un vif succès auprès des représentants des collectivités locales, élus ou fonctionnaires.
Elle comprendra des conférences plénières, des ateliers et une exposition de matériels.
La séance d'ouverture s'intéressera à la nouvelle dimension qu'apporte l'intercommunalité dans la gestion des déchets. En outre, Ademe et Amorce mettront à profit ces Assises pour organiser une "université des déchets" à l'intention des équipes municipales nouvellement élues ; leur objectif est de fournir en 6 heures de cours un large tour d'horizon sur les choix techniques, les financements, les coûts et la réglementation.
Les Assises sont organisées par le Réseau Idéal, 80 bis avenue de Fontainebleau, 94276 Le Kremlin-Bicêtre Cedex.
Tél. : 01 45 15 09 09.
Tcp : 01 45 15 09 00.
Email :
ideal@reseau-ideal.asso.fr

Une journée technique sur le chrome le 25 septembre 2001 à Pau

L'association Pôle Environnement Sud Aquitain organise cette journée qui abordera les points suivants :
- le chrome et son impact,
- la réglementation,
- la mesure du chrome,
- le chrome dans l'activité industrielle.

Renseignements :
Apesa - Jean Willaume
Tél. : 05 59 30 81 82.
Tcp : 05 59 30 46 34.
Email :
jean.willaume@apesa.asso.fr

Les salons Energie, Réseaux Expo et Equipement territorial du 19 au 21 septembre 2001 à Montpellier

Organisées par Idexpo, ces trois manifestations se dérouleront simultanément pour tirer profit de leur complémentarité.
• Énergie rassemble depuis 15 ans les fournisseurs d'équipement pour le transport et la distinction du gaz et de l'électricité.
• Créé en 1989, Réseaux expo est dédié à la pose de lignes et des canalisations, à l'entretien et à la réhabilitation des réseaux (électricité, gaz, télécoms, eau et assainissement) ainsi qu'à l'aménagement des voies.
• Quant à Equipement territorial, il accueille depuis 1971 tous les acteurs, publics et privés, de l'équipement des collectivités territoriales.
Lieu : Parc des Expositions.
Renseignements : Idexpo
Tél. : 01 43 65 18 34.
Tcp : 01 46 63 26 00.

Appel à projets de recherche

L'Ademe lance un appel à projets de recherche et développement sur le thème de la réduction des émissions de composés organiques volatils (COV) des petites installations industrielles.
Cet appel concerne les projets permettant une utilisation rationnelle des solvants, des réductions d'émission de COV en sortie de procédé ou des réductions de la teneur en solvants à la source. Ils devront permettre à l'industriel de respecter la réglementation sur les installations classées (émissions de COV, arrêté du 2 février 1998) à un coût acceptable.
Date limite de dépôt des dossiers : 16 juillet 2001.
Renseignements, retrait de dossiers :
- sur le site www.ademe.fr,
- ou auprès de l'Ademe (Eric Vésine) BP 406 49004 Angers Cedex 01.
Tél. : 02 41 91 40 22.
Tcp : 02 41 91 40 02.

Formation

■ Le Centre de formation aux métiers de l'eau (Cfme) organise à la rentrée 2001 deux formations en alternance.
- Un BTS "métiers de l'eau" dirigé vers les distributeurs d'eau, bureaux d'étude, négociants, constructeurs de stations...
- Un CAP "Agent d'assainissement" orienté vers les entreprises spécialisées dans la collecte et le traitement des eaux usées.

Renseignements : Cfme 110 rue Pierre Paraf 84000 Avignon.
Tél. : 04 90 86 83 86.
Tcp : 04 90 82 61 08.

■ L'institut national polytechnique de Toulouse organise à la rentrée des stages sur les thèmes suivants.
- Les stations d'épuration rurales (8 au 12 octobre 2001).
- Les techniques alternatives pour l'assainissement pluvial (16 au 20 octobre 2001).

Renseignements : INP Monique Fabre BP 4038 31029 Toulouse Cedex 4. Tél. : 05 62 24 21 07.
Tcp : 05 62 24 21 01.

■ Le laboratoire national d'essais (LNE) organise des stages de métrologie en septembre 2001.
- Estimation des incertitudes de mesure (11 au 13 septembre).
- Maîtrise de la fonction métrologie dans les entreprises (25 au 27 septembre).
- Métrologie pratique des températures (18 au 20 septembre)

Renseignements : LNE - Centre de formation et de documentation - 1, rue Gaston Boissier 75724 Paris Cedex 15.
Tcp : 01 40 43 37 37.

■ ITT Flygt organise des journées régionales pour découvrir la pompe N et le concept "Life Cycle Cost". La journée comprend une conférence, des ateliers et une exposition des matériels vedettes de la marque.
Renseignements :
Flygt France (Denis Taurel)
Tél. : 01 46 95 33 33.
E mail : denis.taurel@flygt.com

Extraits des bulletins mensuels de Météo-France - Mois de mars 2001

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	106,8	48,7	12	Lyon-Bron	144,8	81,9	21
Auxerre	143,4	94,4	25	Marignane	35,6	– 8,1	12
Bâle-Mulhouse	188,8	139,3	28	Montpellier	112,8	57,8	15
Biarritz-Anglet	146,0	24,3	23	Nancy-Essey	153,2	94,7	25
Bordeaux-Mérignac	133,8	57,4	26	Nantes-Bouguenais	139,8	70,7	27
Bourg-Saint-Maurice	225,2	139,4	26	Nice	58,2	– 12,3	12
Bourges	138,8	78,7	24	Paris-Montsouris	127,4	75,2	22
Brest-Guipavas	221,4	116,5	29	Perpignan	28,2	– 15,3	12
Cap-de-la-Hève	177,2	122,9	22	Poitiers-Biard	123,6	67,2	25
Clermont-Ferrand	55,6	26,1	22	Pointe de la Hague	134,6	77,6	25
Dijon - Longvic	163,6	110,8	27	Reims-Courcy	158,2	107,4	24
La Rochelle	134,4	77,4	27	Rennes-Saint-Jacques	152,2	99,1	23
Le Bourget	141,6	88,1	24	Strasbourg-Entzheim	115,4	78,8	24
Le Mans	161,8	103,1	25	Toulon	37,4	– 19,0	12
Le Puy-Loudes	98,0	—	21	Toulouse-Blagnac	86,6	29,1	23
Lille-Lesquin	112,6	56,3	22	Tours	128,2	73,9	27
Limoges-Bellegarde	192,0	101,1	26	Valognes	154,0	—	26

COMMUNE DE MEYRARGUES

Délégation par affermage des services publics de l'eau potable et de l'assainissement

Avis d'appel de candidatures pour la délégation des services publics
(Loi n° 93-122 du 29 janvier 1993)

• Collectivité délégante : Commune de Meyrargues - Département des Bouches-du-Rhône.

• Caractéristiques, objet et nature du contrat :

Délégation par affermage des services publics de l'eau potable et de l'assainissement.

• Population communale : 3 307 habitants.

• Date limite de réception des candidatures : 18 juillet 2001 à 12 h 00.

• Adresse où elles doivent être transmises

Les candidatures seront :

- soit adressées par lettre recommandée avec accusé de réception, à l'adresse suivante :

Monsieur le Maire - Hôtel de Ville - 13650 MEYRARGUES,

- soit déposées à la mairie contre récépissé.

L'enveloppe contenant la candidature portera la mention :

« Délégation des services publics de l'eau et de l'assainissement appel à candidature du 18 juillet 2001
NE PAS OUVRIR AVANT LA SEANCE ».

• Justificatifs à produire :

- Attestations fiscales, sociales et assurances,

- Toutes les références de l'entreprise dans la gestion des services publics de l'eau et de l'assainissement,

- Dossier présentant l'entreprise, ses garanties professionnelles et financières, son aptitude à assurer la continuité du service public de l'eau et du service de l'assainissement ainsi que l'égalité des usagers devant ces services.

Date d'envoi à la publication : 06 juin 2001.

TSM numéro 5 - mai 2001 - 96e année

Avant-propos

La pollution par temps de pluie a déjà fait l'objet de deux numéros spéciaux de TSM. *Le premier d'entre eux portait sur les solides en réseaux d'assainissement (octobre 1990). Il faisait la synthèse d'un vaste programme de recherche mené par le* Cergrene *dont les grandes orientations avaient été fixées par l'*Aghtm *alors que la conduite scientifique était assurée par André BACHOC.*

Les enseignements principaux de ce programme ont été la mise en évidence du rôle important joué par les matières en suspension dans le transport de la pollution par temps de pluie et la contribution des dépôts à cette pollution. Ces éléments ont par la suite été largement diffusés auprès des techniciens au travers d'interventions dans les colloques ou en formation continue mais aussi dans un deuxième numéro de TSM *consacré aux eaux pluviales (novembre 1995). Pourtant, comme toujours sur des sujets aussi compliqués que la pollution urbaine par temps de pluie, ce programme soulevait plus de questions qu'il n'en résolvait.*

C'est ainsi qu'un nouveau programme de recherche, toujours conduit par le Cergrene *(devenu par la suite Centre d'Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement ou* Cereve*), a été lancé en 1995. Ce 2e programme portait sur la recherche d'une meilleure connaissance des caractéristiques et de la contribution des différentes sources (eaux usées, ruissellements sur les différentes surfaces urbaines et dépôts dans les réseaux) à la pollution des rejets des réseaux unitaires par temps de pluie. La responsabilité scientifique en a été assumée par Ghassan CHEBBO du* Cereve *et s'inscrit dans les orientations qu'avait définies le groupe de travail de la commission assainissement sur les rejets urbains par temps de pluie.*

*Considérant les enjeux en termes d'acquisition des connaissances ou d'exploitation des systèmes d'assainissement pour une meilleure maîtrise des pollutions urbaines par temps de pluie, différents partenaires se sont rassemblés autour de ce projet : ministère de l'Équipement (*Lcpc*), Conseil régional d'Ile-de-France, ville de Paris, "Comité scientifique et technique des bassins versants de recherche expérimentaux" et agences de l'eau.*

Le programme, ambitieux dès son origine puisqu'il entendait dresser un bilan massique complet à partir des différentes origines des eaux de ruissellement, a été bien au-delà de son contenu initial tant en nombre d'événements pluvieux échantillonnés que de sites de prélèvements. Arrivé au terme de ce programme, une masse considérable de données a ainsi été recueillie. L'acquisition et l'exploitation des données a donné lieu à la soutenance de 4 thèses. Il restait à en faire la valorisation. C'est l'objet de ce numéro de TSM.

Parmi les enseignements tirés on peut souligner les transformations importantes que subissent les polluants entre l'amont et l'exutoire d'un bassin versant unitaire, la mise en évidence d'une couche organique dans le réseau contribuant de manière prépondérante à la pollution rejetée, l'importance de la contribution des toitures dans la charge polluante en métaux lourds.

*Il reste à capitaliser les informations recueillies en les transférant dans le domaine opérationnel car la maîtrise des pollutions urbaines par temps pluie prend une place croissante dans la maîtrise du fonctionnement et de la gestion des systèmes d'assainissement. Ce sujet complexe par la variabilité des phénomènes et lourd d'enjeux financiers doit s'appuyer sur des connaissances scientifiques et techniques que l'on doit encore améliorer. L'*Aghtm*, au travers de sa commission "Assainissement" et de sa revue* TSM *est fière d'apporter sa contribution à la réflexion et à la diffusion des connaissances.*

Félicitations aux auteurs !

Daniel VILLESSOT
Président de la Commission Assainissement

Foreword

Rainfall runoff pollution has already been delt with in two special issues of TSM. *The first issue concerned suspended solids in sanitation networks (October 1990). It gave the synthesis of a broad research programme conducted by the* CERGRENE, *the main axes of which had been set by the* AGHTM *whereas the scientific management had been ensured by André BACHOC.*

The main lessons learnt from this programme was the emphasis put on the major role played by the suspended solids in pollution transport during rainfall and the contribution of deposits to this pollution. These elements have been afterwards disseminated to the technicians by means of conferences or training sessions, as well as via the second issue of TSM *devoted to rainfall waters (November 1995). However, as always with so complicated a subject as urban pollution during rainfall, this programme raised more questions than it provided answers.*

Therefore, a new research programme, still conducted by the CERGRENE *(which in the meantime had become the* CEREVE *– Environment and City Water Research and Training Center) was launched in 1995. This second programme delt with the research on better knowledge of the characteristics and of the contribution of the various sources (waste waters; runoffs on the different urban surfaces; deposits inside the networks) to the pollution of effluents in unit networks during rainfalls. The scientific responsibility, which had been entrusted to Ghassan CHEBBO from the* CEREVE, *fitted within the orientations defined by the working group of the sanitation commission on rainfall urban effluents.*

*Considering the stakes in terms of knowledge acquisition or exploitation of sanitation systems for a better control of urban pollutions during rainfall, various partners gathered to work on the project: Ministry of Equipment (*LCPC*), Ile-de-France Regional Council, City of Paris, ''Scientific and Technical Committee of Experimental Research Catchment Basins'', Water Authorities.*

The programme, very ambitious from the start since its aim was to take stock of the situation, exhaustively, from the various origins of runoffs, covered more than the initial content in terms of both the number of rainfalls sampled and the number of sampling sites. At the end of this programme, a huge amount of data had been collected. Four PhD theses were presented on the basis of the data acquisition and exploitation. The data had then to be valorized. This is the purpose of this issue of TSM.

Among the lessons leart, it is worth mentioning the major transformations that pollutants experience between the upstream point and the outfall of the unitary catchment basin; the confirmation of an organic layer within the network, that contributes significantly to the pollution discharged; the importance of the contributions of roofs to the polluting load of heavy metals.The information collected must be operationalized sine the control of urban pollution during rainfall plays an increasing role in the control of operation and management of sanitation systems. This subject, whose complexity result from the variability of phenomena and from the major financial issues must bear on the scientific and technical knowledges that must still be improved. The AGHTM, *through its Sanitation Commission and the* TSM *magazine, is pleased to be a contributor to the reflection and dissemination of knowledge.*

Congratulation to the authors !

Daniel VILLESSOT
President of the Sanitation commission of the AGHTM

Présentation du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire »

■ G. CHEBBO

1. La pollution des eaux pluviales urbaines

1.1. Repères historiques

• De la construction des réseaux d'assainissement à la prise en compte de la pollution des eaux pluviales…

Les eaux de ruissellement sur les toits et les voiries des villes ont été reconnues comme très polluées dès 1888, au congrès international d'hygiène de Vienne, par DURAND-CLAYE, le père de la loi du 3 avril 1889 sur le tout-à-l'égout (DESBORDES et HEMAIN cités dans [BACHOC et al., 94]). Cette réalité fut occultée durant la période de développement des réseaux et pendant toute la première moitié du XX^{e} siècle. La construction des réseaux d'assainissement, qu'ils soient séparatifs ou unitaires, était alors motivée par des questions de salubrité. Il s'agissait d'évacuer rapidement les eaux usées et les eaux pluviales loin des agglomérations de façon à éviter une stagnation d'eaux propice à l'apparition d'épidémies et de lutter contre les inondations.

Les premières stations d'épuration des eaux usées apparurent entre les deux guerres, mais les eaux pluviales restaient quant à elles considérées comme peu polluées. Dans le cas des réseaux séparatifs, elles étaient rejetées directement dans le milieu naturel. Dans le cas des réseaux unitaires, des déversoirs d'orage permettaient de limiter les débits à l'entrée de la station d'épuration en rejetant directement le mélange eaux usées – eaux pluviales dans le milieu récepteur. La mise en place de ces déversoirs reposait sur l'idée d'une dilution suffisante des eaux usées par les eaux pluviales pour que ces rejets ne présentent pas de risque pour le milieu naturel.

La notion de pollution des eaux pluviales commença de nouveau à s'imposer dans les milieux scientifiques et techniques à partir de la fin des années 1960, en particulier aux USA, puis elle fut diffusée dès le début des années 1970, notamment par l'intermédiaire des publications de l'EPA, l'agence fédérale américaine pour la protection de l'environnement [BACHOC et al., 94].

Cette prise en compte est stimulée aux États-Unis par le développement des activités de loisir et l'augmentation des exigences ayant trait à la qualité de l'environnement [TRIANTAFILLOU, 87]. En France, le fort développement de l'urbanisation après la deuxième guerre mondiale conduit à un boom des volumes d'eaux pluviales générés par la ville, induisant des problèmes d'inondation et une détérioration de la qualité des milieux récepteurs [AZZOUT et al., 94]. On constate que, malgré la mise en place progressive des stations d'épuration des eaux usées, les problèmes de pollution des milieux récepteurs persistent du fait des rejets de temps de pluie.

La prise de conscience de la pollution des eaux pluviales s'est accompagnée d'une évolution du cadre juridique avec l'élaboration de la directive européenne de 1991 relative à l'assainissement des eaux urbaines résiduaires, et, en France, la loi sur l'eau de 1992, qui oblige les gestionnaires de réseaux à prendre en compte les eaux pluviales dans le cadre d'une gestion globale de l'eau.

• Le cas de Paris

Paris fut la seconde ville d'Europe, après Londres, à se doter d'un système de tout à l'égout pour évacuer les eaux usées et les eaux pluviales. Le réseau parisien que nous connaissons aujourd'hui a été conçu et en grande partie réalisé dans la seconde moitié du XIX^{e} siècle. Sous l'impulsion du préfet HAUSSMANN et de l'ingénieur en chef

BELGRAND la ville se dote de galeries, situées sous chaque rue, et destinées à évacuer les eaux usées et les eaux pluviales mais aussi à recevoir des réseaux de distributions (à l'époque l'eau potable et le gaz, à l'heure actuelle l'eau potable, l'eau non potable et des câbles basse tension). Ce réseau, dont le fonctionnement est essentiellement gravitaire a la particularité d'être entièrement constitué d'ouvrages visitables. Ses dimensions sont suffisantes pour permettre à un homme de stature moyenne de circuler aisément.

Dans un premier temps, les eaux collectées furent rejetées en Seine, à l'aval de Clichy. Puis, la ville de Paris aménagea de vastes terrains d'épandage dans les secteurs de Gennevilliers puis d'Achères. Dès 1929, un schéma général d'assainissement du département de la Seine est mis en place. Il prévoit de transporter gravitairement, dans quatre grands émissaires, les eaux de l'agglomération vers une station d'épuration située à une quinzaine de kilomètres au nord-ouest de Paris. En 1940, la première tranche de la station d'épuration d'Achères est mise en service. Cette station traite actuellement la majorité des eaux usées produites en Île-de-France.

Cependant, par temps de pluie, la station d'épuration permet de traiter l'équivalent du débit de pointe de temps sec, l'excédant étant déversé directement en Seine au niveau des déversoirs d'orage. Cette capacité devient rapidement insuffisante en période de pluie et conduit à d'importants rejets en Seine, source de pollution grave, en particulier durant les périodes d'étiage où le fleuve est le plus sensible.

La problématique de la pollution des eaux pluviales, dans un souci de préserver la Seine et afin de respecter les nouvelles réglementations, constitue une des préoccupations actuelles de l'Agence de l'eau Seine Normandie, de la Ville de Paris et du SIAAP. Ceci apparaît clairement dans le nouveau schéma directeur d'assainissement de l'agglomération parisienne et dans la participation à plusieurs grands programmes de recherche pluriannuels, tels que le programme PIREN-Seine et le programme de recherche sur le bassin versant du Marais.

1.2. État des connaissances sur la pollution des rejets urbains de temps de pluie

• Importance de la pollution des rejets urbains de temps de pluie

De nombreuses études, s'appuyant souvent sur des campagnes expérimentales assez lourdes, ont été menées depuis les années 1970 [TORNO, 1984 ; SAGET ; 1994] afin d'estimer les flux véhiculés par les réseaux d'assainissement séparatifs et unitaires, et de quantifier l'impact des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur le milieu récepteur. Rappelons que l'on désigne par rejets urbains de temps de pluie « l'ensemble des rejets se produisant par temps de pluie à l'interface du système d'assainissement d'une agglomération et du milieu récepteur » [CHEBBO et al., 95], c'est-à-dire : les rejets à l'exutoire des collecteurs strictement pluviaux, les surverses des collecteurs unitaires, les rejets au cours de la pluie des stations d'épuration.

En France [BACHOC et al., 94], des mesures de flux de pollution ont été effectuées dès 1972, à Livry-Gargan (bureau d'études Coyne-et-Bellier ; DDE de Seine-Saint-Denis), puis sur d'autres sites où d'autres opérateurs ont aussi joué un rôle majeur (Laboratoire régional des ponts et chaussées de l'ouest parisien, Service technique de l'urbanisme, Agence de l'eau Seine Normandie...). Notamment une campagne sur quatre bassins versants expérimentaux a permis de constituer des séries de mesure de qualité et de fonder des travaux de modélisation. Les données disponibles en France ont été regroupées dans la base QASTOR développée par le CEREVE par [SAGET, 94] avec le soutien financier de l'Agence de l'eau Seine Normandie.

Ces études ont souligné l'importance de la pollution des RUTP : équivalente ou supérieure en concentration de plomb, matières en suspension, demande en oxygène à celle des eaux usées, et très nettement supérieure en flux rejetés. À l'échelle journalière, un événement pluvieux de fréquence 6 mois à 1 an est susceptible d'apporter une masse de MES égale à 10 fois la masse amenée en 1 jour par les eaux usées. À l'échelle annuelle, selon [BACHOC et al., 94], la masse de MES, DCO ou DBO_5 déversée par une agglomération lors des RUTP est comparable à celle des rejets de station d'épuration.

• Caractéristiques de la pollution des RUTP

Des travaux de caractérisation physico-chimique des RUTP ont été menés depuis 1987, en particulier le programme « Transfert des solides en réseau d'assainissement », piloté par le CEREVE. Ces travaux, selon [BACHOC et al., 94] et [CHEBBO, 92], ont été motivés par le constat, dressé dans les années 80 en Seine-Saint-Denis, d'une bonne décantabilité de la pollution des RUTP, mais aussi par le manque de connaissances concernant les caractéristiques des solides en suspension dans les eaux pluviales et le caractère fragmentaire et parfois contradictoire des données alors disponibles (VERBANCK et al., 88 ; ELLIS et al., 81 ; CHOPART et PAITRY, 86, cités dans [CHEBBO, 92]).

Les recherches effectuées dans le cadre de la thèse de [CHEBBO ; 92] portaient, entre autres, sur la répartition de pollution entre fraction dissoute et fraction particulaire, la mesure des paramètres hydrodynamiques (granulométrie, masse volumique, vitesse de chute) et de la teneur en matière volatile des solides en suspension ainsi que des dépôts en réseau d'assainissement.
Elles ont abouti aux constats suivants :
- les solides sont le principal vecteur de la pollution des RUTP ; plus de 80 % de la pollution totale des eaux de temps de pluie, tant en DCO, DBO qu'en métaux et en hydrocarbures sont liés aux matières en suspension ;
- ces particules en suspension sont fines : 70 % à 80 % de la masse totale correspondent à des particules de taille inférieure à 100 µm, le diamètre médian D50 (correspondant à 50 % des particules en masse) est de 25 à 40 µm ;
- leur vitesse de chute et leur masse volumique sont importantes, cependant ces valeurs sont plus faibles et plus variables en réseau d'assainissement unitaire qu'en réseau séparatif ;
- les surverses unitaires sont globalement plus chargées en matière organique que les rejets strictement pluviaux.
Ces résultats confirment une aggravation de la pollution des RUTP en réseau d'assainissement unitaire, par rapport au réseau strictement pluvial.

• Contribution des différentes sources à la pollution des RUTP

Peu d'informations sont disponibles à l'heure actuelle sur la contribution des différentes sources de pollution en réseau unitaire et de ce fait sur les facteurs expliquant ces différences entre réseaux séparatifs et unitaires.
Il semblerait que la seule présence des eaux usées ne suffise pas à expliquer l'aggravation de la pollution des eaux pluviales en réseau unitaire par rapport au réseau séparatif, et c'est vers la remise en suspension des dépôts formés dans le réseau unitaire que s'orientent les soupçons [CHEBBO, 1992 ; KREJCI et al., 1987]. Cependant, d'après les analyses effectuées dans différents pays européens [VERBANCK, 89 ; BACHOC, 92 ; CHEBBO, 92 ; MICHELBACH, 95], les caractéristiques des dépôts semblent très différentes de celles des matières en suspension dans les eaux de temps de pluie. Les particules en dépôt sont généralement grossières (diamètre médian de l'ordre du millimètre) et peu organiques (taux de MVS inférieur à 20 %).
Les différences constatées entre les réseaux unitaires et les réseaux séparatifs pourraient également être le reflet des différences des modes d'occupation du sol entre les sites unitaires, situés généralement en centre ville avec un habitat dense, et les sites séparatifs situés en zone périphérique. Les données actuelles ne permettent pas de dire si la qualité des eaux de ruissellement drainées par ces deux types de sites est comparable.

Un certain nombre de chercheurs se sont intéressés plus spécifiquement aux eaux de ruissellement de voirie ou de toitures [HERRMANN et al., 94 ; CHANG et CROWLEY, 93 ; FÖRSTER, 96…]. Cependant les données sur les caractéristiques de la pollution des eaux pluviales urbaines et leur contribution à la pollution des RUTP restent lacunaires, disparates et parfois contradictoires.

• Mécanismes de transfert des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires

Les stocks de pollution en réseau d'assainissement appelés dépôts semblent jouer donc un rôle important vis-à-vis de la pollution des rejets urbains de temps de pluie. Ces dépôts peuvent être classés en 3 groupes : (1) dépôt grossier en fond de collecteur, peu organique, (2) dépôt fin, mobile, organique, en surface du dépôt grossier, (3) biofilms bactériens se situant dans la zone de battement des eaux de temps sec.

Les dépôts en réseau ont été étudiés depuis les années quatre-vingt. Ces études ont visé à identifier et caractériser les différents types de dépôts [CRABTREE, 1989] ainsi qu'à estimer la contribution possible de chaque type de dépôt à la pollution rejetée par l'ensemble des dépôts [KREJCI et al., 1987 ; BACHOC, 1992a ; ARTHUR et ASHLEY, 1998]. De plus, des études menées au laboratoire et in situ ont permis de mieux connaître la rhéologie et le mode d'érosion des dépôts [VERBANCK, 1995 ; RISTENPART, 1995]. Ces études ont souvent été réalisées en étudiant un seul type de dépôt et l'étude de ce dépôt est découplée de l'étude des flux érodés. Les résultats obtenus ne convergent pas et ne permettent pas d'identifier clairement les dépôts qui sont à l'origine de la pollution rejetée. De plus, les mécanismes d'érosion sont mal connus.

Cependant, l'identification des sources et des mécanismes d'érosion de la pollution des rejets urbains de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire constitue un enjeu important pour la mise au point d'outils d'évaluation des flux polluants dans les réseaux d'assainissement. En effet, de nombreux outils mathématiques de modélisation ont été développés depuis 1971 (première version du Storm Water Management Model par l'US-EPA) afin d'estimer les masses et les flux rejetés. Cependant, les formulations de transport et d'érosion des polluants de ces modèles ne tiennent pas compte des spécificités des réseaux d'assainissement [AHYERRE et al., 1998].

• Les questions actuelles

L'exploitation des données acquises depuis les années 70 a permis de fournir des ordres de grandeur concernant l'importance de la pollution des RUTP. Elle a fourni également des éléments sur les caractéristiques de cette pollution et des idées encore insuffisantes sur la contribution des différentes sources de pollution et sur les mécanismes de génération et de transport de cette pollution dans les bassins versants urbains.

Parmi les questions qui se posent actuellement, les interrogations portent en particulier sur :

- l'importance et les caractéristiques de la pollution des eaux de ruissellement avant leur transfert en réseau,
- le rôle des dépôts constitués dans les réseaux unitaires dans la pollution des rejets pluviaux unitaire,
- les mécanismes d'accumulation et d'entraînement de la pollution dans le réseau d'assainissement.

C'est dans ce contexte que le CEREVE a décidé, en 1994, de lancer un grand programme de recherche intitulé « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire ».

2. Le programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire »

2.1. Objectifs

Le programme de recherche vise à équiper un bassin versant urbain, situé en centre ville et drainé par un réseau unitaire, d'un dispositif expérimental permettant d'étudier la pollution des eaux pluviales au différents niveaux du cycle de l'eau dans la ville. Il poursuit un triple objectif :

- évaluer, sur un même site, la contribution des différentes sources à la pollution des eaux de temps de pluie,
- mieux caractériser la pollution issue de chaque source,
- étudier les mécanismes de formation et de transfert de cette pollution en surface et dans le réseau d'assainissement unitaire.

Les enjeux de ce programme de recherche sont doubles. Il s'agit d'une part d'orienter des solutions de traitement de la pollution des eaux de temps de pluie, tant curatives que préventives et plus généralement de fournir les éléments pour une politique globale de gestion des eaux pluviales. Les résultats de cette recherche devraient permettre de préciser à quel niveau il convient d'agir pour une réduction efficace de la pollution rejetée par temps de pluie, en fonction de l'origine et de la traitabilité de cette pollution. D'autre part, ces travaux visent à fournir les bases pour la conception de modèles de simulation des flux plus précis que ceux disponibles actuellement.

2.2. Méthodologie

Le programme de recherche s'est déroulée en deux phases.

• Phase 1 : Caractérisation et origines de la pollution des eaux pluviales urbaines

On distingue trois sources à la pollution des rejets urbains par temps de pluie en réseau unitaire :

- les eaux de ruissellement des chaussées, toitures et cours intérieures,
- les eaux usées,
- l'érosion des dépôts constitués dans le réseau d'assainissement.

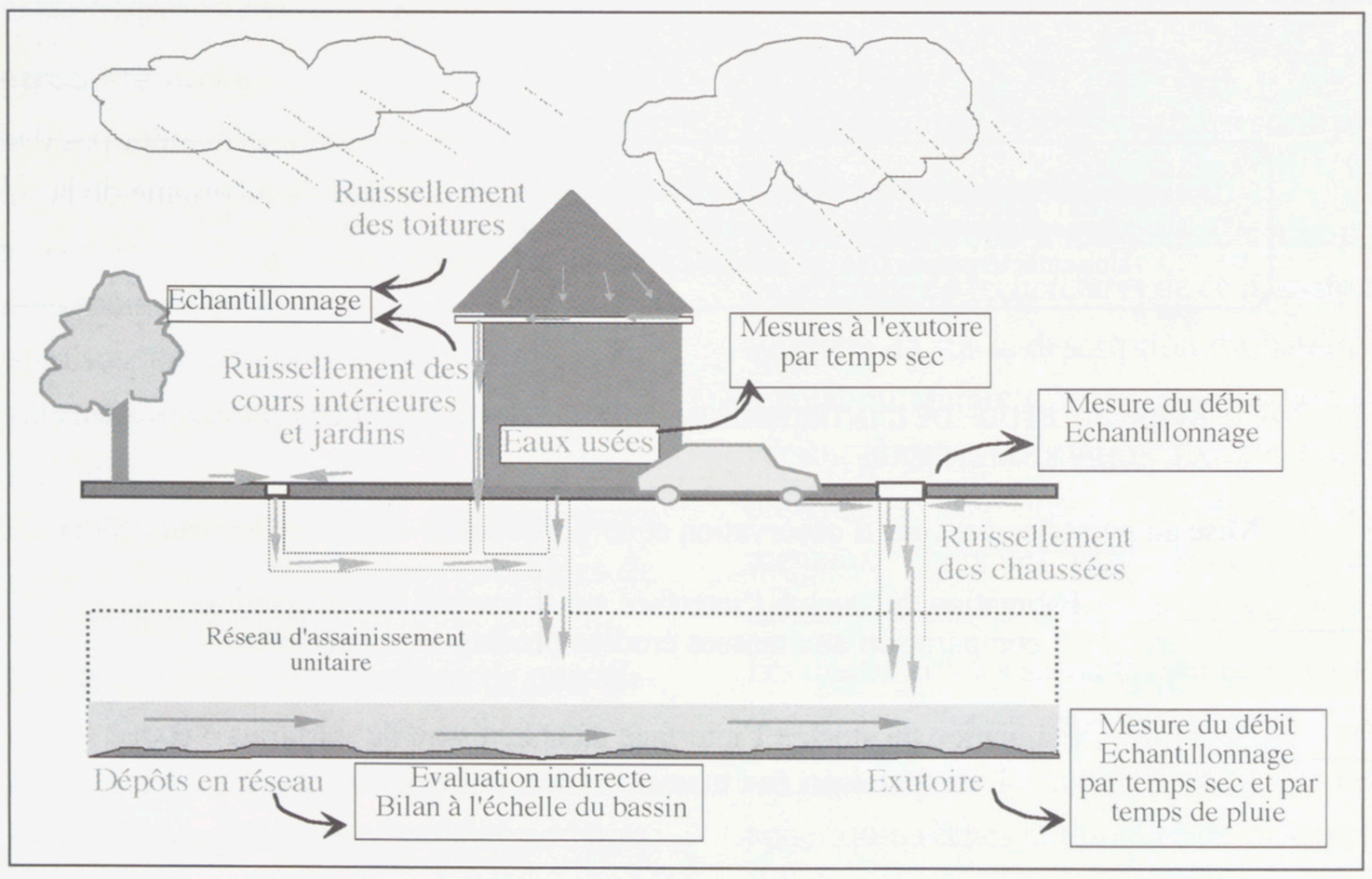


Figure 1. Méthodologie d'étude des eaux pluviales urbaines en réseau unitaire

La pollution des eaux de ruissellement est caractérisée et quantifiée expérimentalement au niveau de plusieurs chaussées, toitures et cours du bassin versant *(figure 1)*. Par ailleurs, la pollution des eaux usées et la pollution totale générée par le bassin versant au cours d'une pluie sont caractérisées et quantifiées respectivement par temps sec et par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant.
Cependant, il est très difficile d'évaluer et de caractériser directement la contribution des stocks en réseau à la pollution des rejets urbains de temps de pluie. Aussi avons nous recours à différentes méthodes indirectes dont nous confronterons les résultats :

- établissement de bilans de masse, à l'échelle de l'événement pluvial, entre les apports provenant des eaux de ruissellement et des eaux usées, et la pollution totale mesurée à l'exutoire du bassin versant,

- traçage (comparaison des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent entre l'entrée et la sortie du réseau).

• Phase 2 : Mécanismes d'entraînement des polluants dans le réseau d'assainissement unitaire

Les résultats de la première phase de la recherche ont démontré que l'érosion des stocks de pollution constitués dans le réseau constitue la principale source de matières

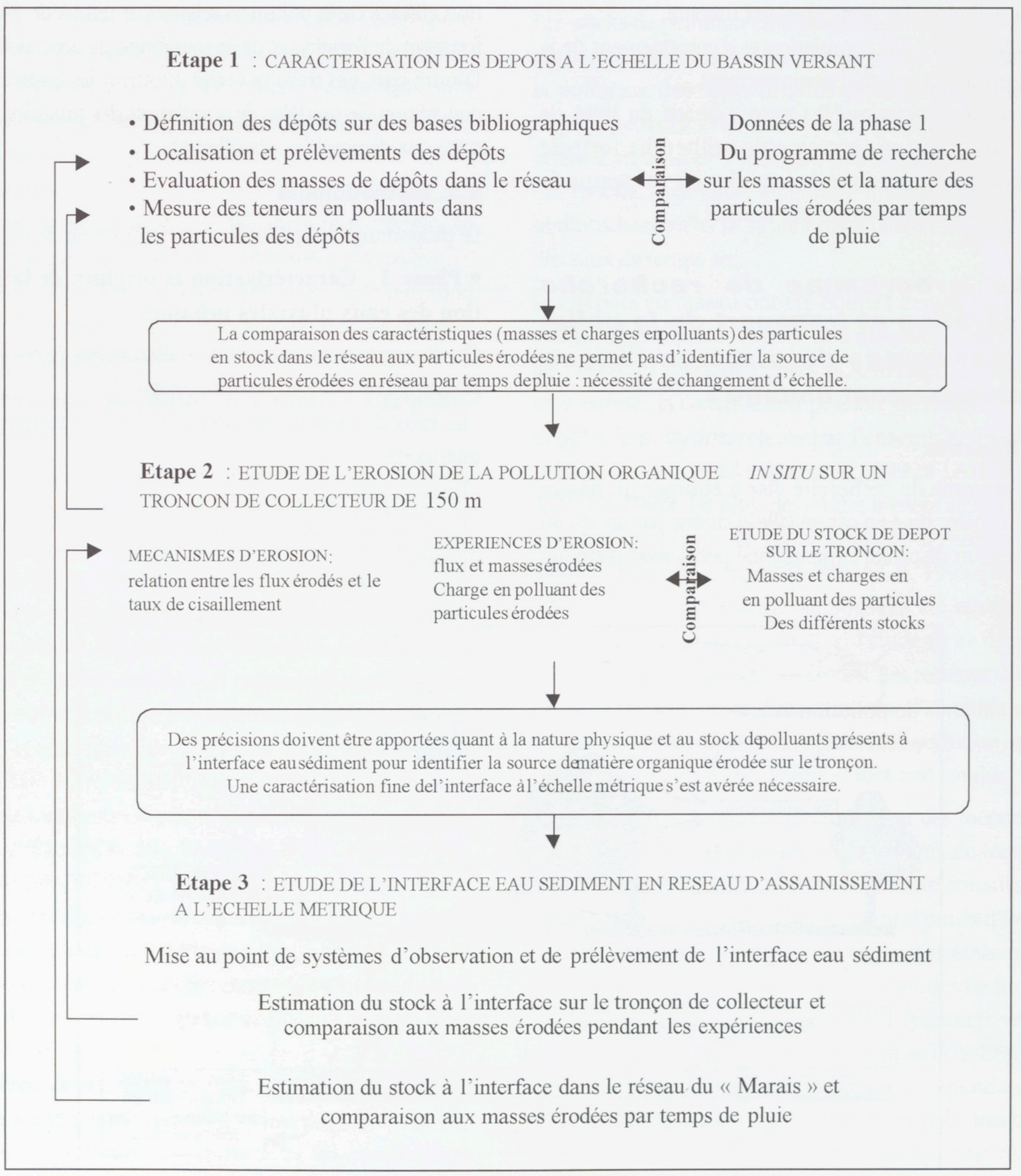


Figure 2. Schéma de la méthode suivie pour la phase 2 du programme de recherche

en suspension et de matières organiques par temps de pluie. Ainsi, le principal objectif de la deuxième phase est l'identification dans le réseau d'assainissement unitaire du Marais à Paris des dépôts contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie ainsi que l'étude des mécanismes de formation et d'érosion de ces dépôts.

La méthode suivie repose sur une démarche incrémentale, chaque étape du travail correspondant à une échelle spatiale différente *(figure 2)*.

Dans un premier temps, nous avons réalisé une étude simultanée des différents stocks de dépôts identifiés dans la bibliographie à l'échelle du bassin versant. Une comparaison a ensuite été effectuée entre les caractéristiques des particules en stock et les caractéristiques des particules érodées (calculées dans la première phase de la recherche [GROMAIRE, 1998]) de façon à identifier la ou les sources contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie. Cette comparaison n'a pas permis de tirer des conclusions suffisamment robustes et il est apparu nécessaire de procéder à un changement d'échelle en réalisant des expériences d'érosion in situ à l'échelle d'un tronçon de collecteur de 150 m afin de préciser la nature et la masse des particules érodées et de les comparer à nouveau aux stocks en présence. Ces expérimentations ont aussi permis de donner des éléments de compréhension des mécanismes d'érosion et ont montré la nécessité de concentrer l'étude sur une caractérisation fine des dépôts à l'interface eau-sédiment à l'échelle métrique. Des méthodes d'observation et de prélèvement nouvelles ont alors été mises au point de façon à préciser si ces dépôts peuvent être la principale source de pollution des rejets urbains de temps de pluie.

Ces trois étapes sont représentées dans la *figure 2*.

2.3. Paramètres mesurés

Les paramètres de pollution étudiés dans le cadre de ce programme de recherche ont été choisis en fonction des principaux impacts des rejets urbains par temps de pluie sur les milieux récepteurs :

- les particules en suspension (MES et MVS), qui ont été reconnues comme étant un important vecteur de pollution des eaux pluviales ;
- la matière organique, évaluée à partir des paramètres DCO et DBO_5, qui est responsable des problèmes de désoxygénation du milieu récepteur ;
- des micropolluants caractéristiques des eaux de ruissellement urbaines, qui s'accumulent dans les milieux récepteurs. Les micropolluants qui ont été choisis ici sont les hydrocarbures totaux et quatre métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb et zinc).

Ces analyses sont réalisées sur les fractions totales et dissoutes (après filtration à 0,45 mm), ainsi qu'après fractionnement des solides en suspension par classes de vitesse de chute.

2.4. Équipes de recherche et financement

Ce programme de recherche, piloté par le CEREVE, est réalisé en collaboration avec le Service de l'assainissement de la ville de Paris et le Laboratoire régional de l'ouest parisien. Il est financé par le Comité interagences de l'eau, l'Agence de l'eau Seine Normandie, la ville de Paris, le Conseil régional d'Île de France, le Conseil scientifique et technique des bassins versants de recherche expérimentaux, le Laboratoire central des ponts et chaussées et l'École nationale des ponts et chaussées.

Par ailleurs, le groupe «Bassins versants urbains» du programme PIREN-Seine s'est associé au programme initial pour étudier les points supplémentaires suivants :

- les retombées atmosphériques sèches et humides sur le bassin versant expérimental,
- les stocks de pollution sur certaines surfaces de voirie du bassin versant,
- l'évolution de la spéciation chimique des métaux lourds depuis les retombées atmosphériques jusqu'aux sédiments et matières en suspension issus du réseau d'assainissement,
- l'analyse détaillée des différents composés de chaque famille d'hydrocarbures,
- l'analyse des composés organiques volatiles.

Le tableau suivant synthétise les différents thèmes de recherches abordés, en précisant les organismes financeurs.

2.5. Organisation générale du présent document

Le programme et ses résultats sont présentés en 10 articles.

- **Article 1)** nous y sommes. C'est la présentation du programme de recherche et de ce numéro spécial.
- **Article 2)** sur la description du bassin versant expérimental du Marais. Cet article s'attache à décrire le bassin versant choisi et les travaux de caractérisation du site qui ont été entrepris, ainsi qu'à définir des protocoles expérimentaux : choix des points de mesure, des équipements, de leurs conditions d'installation et de fonctionnement.

Les quatre articles suivants sont consacrés à la caractérisation de la pollution issue des différentes sources.

- **Article 3)** sur la caractérisation des retombées atmosphériques sèches et humides de métaux traces en milieu urbain.

Thème de recherche		Financement
Retombées atmosphériques sèches et humides de MES, métaux, hydrocarbures et COV		PIREN – SEINE Groupe "Bassins versants urbains"
Mécanismes d'accumulation et d'entraînement des stocks sur les chaussées		
Caractéristiques et flux des eaux de ruissellement de surface	Spéciation des métaux, Analyse des différents composés d'hydrocarbures, COV	
Caractéristiques et flux des eaux de temps sec Caractéristiques et flux des eaux de temps de pluie à l'exutoire	Concentration totale et dissoute en: MES, MVS, DCO, DBO5, métaux, hydrocarbures, Répartition par classes de vitesses de chute, Répartition au cours de l'événement pluvieux	Comité Inter agences de l'eau Agence de l'eau Seine Normandie Ville de Paris Conseil régional d'Ile-de-France Conseil scientifique et technique des bassins versants de recherche expérimentaux Laboratoire central des ponts et chaussées École nationale des ponts et chaussées
Mécanismes d'accumulation et d'entraînement de la pollution en réseau		

Tableau I. Thèmes de recherche et organismes financeurs

- **Article 4)** sur la caractérisation des eaux urbaines, qui synthétise les principaux résultats obtenus en termes de caractérisation des différents types d'eaux urbaines sur le bassin versant expérimental du Marais à Paris.

- **Article 5)** sur l'étude de la spéciation géochimique des métaux traces réalisée sur différents types d'échantillons prélevés sur le bassin expérimental du Marais : des dépôts de rue (trottoir, caniveau, et chaussée), des particules contenues dans les eaux de ruissellement de chaussée, des dépôts en réseau d'assainissement unitaire et des particules transportées à l'exutoire du bassin versant par temps sec et par temps de pluie.

- **Article 6)** sur les résultats de détermination des teneurs en hydrocarbures aliphatiques et aromatiques sur les différents échantillons collectés sur le bassin expérimental du Marais.

Deux articles traitent des origines de la pollution des eaux pluviales urbaines.

- **Article 7)** sur les résultats de l'évaluation de la contribution des différentes sources au flux polluant total mesuré par temps de pluie à l'exutoire du réseau d'assainissement du Marais ; les sources considérées étant les eaux usées de temps sec, les eaux de ruissellement des toitures, des cours intérieures et des chaussées, et les échanges avec les stocks de polluants constitués dans le réseau par temps de pluie.
- **Article 8)** sur les investigations de la deuxième phase de la recherche consacrées à l'identification dans le réseau d'assainissement unitaire du Marais à Paris les dépôts contribuant au flux polluants mesurés par temps de pluie à l'exutoire du réseau d'assainissement étudié.

Et en conclusion, deux articles font la synthèse des perspectives scientifiques et techniques du programme selon deux points de vue.

- **Article 9)** : point de vue du CEREVE et de l'Agence de l'eau Seine Normandie.
- **Article 10)** : point de vue du gestionnaire du service d'assainissement de la ville de Paris.

Bibliographie

AHYERRE M., CHEBBO G., TASSIN B., GAUME E. (1998). "Storm water quality modeling, an ambitious objective ?". *Water Science and Technology,* vol. 37, n°1, p. 205-213.

ARTHUR S., ASHLEY R.M. (1998). "The influence of near bed solids transport on first foul flush in combined sewers". *Water Science and Technology,* vol. 37, n°1, p. 131-138.

AZZOUT Y., BARRAUD S., CRES F.N., ALFAKIH E. (1994). "Techniques alternatives en assainissement pluvial : choix, conception, réalisation et entretien". Éditions *Tec et Doc Lavoisier,* Paris, 371 p.

BACHOC A. (1992). "Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement unitaires". Thèse de doctorat. Institut national polytechnique de Toulouse. 281 p. + annexes.

BACHOC A., TABUCHI J.-P., CHEBBO G., PHILIPPE J.-P. (1994). "La pollution des rejets urbains par temps de pluie : quantité, origine et nature". *La Houille Blanche,* n°1/2, p. 21-32.

CHANG M., CROWLEY C. (1993). "Preliminary observations on water quality of storm runoff from four selected residential roofs". *Water Resources Bulletin,* vol 29, n°5, p. 777-783.

CHEBBO G. (1992). "Solides des rejets pluviaux urbains : caractérisation et traitabilité". Thèse de doctorat. École nationale des ponts et chaussées. 413 P. + annexes.

CHEBBO G., MOUCHEL J.M., SAGET A., GOUSAILLES M. (1995). "La pollution des rejets urbains par temps de pluie : flux, nature et impacts". *TSM* n°11, p. 796-806.

CRABTREE R.W. (1989). "Sediments in sewers". *Journal of Ins. Wat. Env. Management,* n° 3, p. 569-578.

FÖRSTER J. (1996). "Heavy metals and ion patterns in roof runoff". Proceeding of ICUSD'96, 7th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 9-13, Hannover, P. 241-246.

FÖRSTER J. (1996). "Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and infiltration". *Water Science and Technology,* vol. 33, n° 6, p. 39-48.

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

HERMANN R., DAUB J., FÖRSTER J., STRIEBEL T. (1994). "Chemodynamics of trace pollutants during roof and street runoff". *Water Science and Technology,* vol. 29, n°1-2, p. 73-82.

KREJCI V., DAUBER L., NOVAK B., GUJER W. (1987). "Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers". Actes de la 4e conférence internationale " Urban Storm Drainage ", Lausanne, 31 août – 4 septembre, Suisse, vol. Urban Storm Water Quality Planning and Management, p. 34-39.

MICHELBACH S. (1995). "Origin, resuspension and settling characteristics of solids transported in combined sewage". *Water Science and Technology,* vol. 32, n°7, p. 69-76.

RISTENPART E. (1995). "Sediment properties and their changes in a sewer". *Water Science and Technology,* vol. 31, n°7, p. 77-83.

SAGET A. (1994). "Base de données sur la qualité des rejets urbains par 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.

TORNO H. (1984). "The EPA Nationwide Urban Runoff Program (NURP)". 3rd International Conference on Urban Storm Drainage (Proceeding), Göteborg, 4-8 juin, Suède, vol. 4, p. 1465-1474.

TRIANTAFILLOU C. (1987). "La dégradation et la réhabilitation des réseaux d'assainissement ; France - Angleterre - Etats Unis". Thèse de doctorat, École nationale des ponts et chaussées, 419 p. + annexes.

VERBANCK M.A. (1989). "Sewer sediment and its relation with the quality chracteristics of combined sewer flows". Actes de la 2e conférence de Wageningen " Urban storm water quality and ecological effects upon receiving waters ", 11 p.

VERBANCK M.A. (1995). "Capturing and releasing settleable solids – the significance of dense undercurents in combined sewer flows". *Water Science and Technolgy,* vol. 31, n° 7, p. 85-93.

GESTION HYDRAULIQUE
ET TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES

Des solutions innovantes

de traitement des eaux urbaines
et industrielles par temps de pluie

(33) 01 46 04 52 61 - **Paris**
(33) 03 28 55 25 10 - **Nord**
(33) 04 72 19 88 50 - **Sud**
(33) 03 28 55 25 12 - **Est**

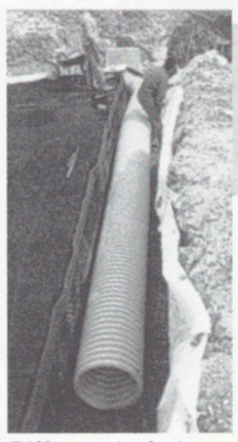
iSD
ENVIRONNEMENT
Groupe Saint Dizier

HAMON

Le GEOLIGHT®
la solution alternative
pour le stockage des eaux pluviales.

Bassin de rétention à Roland-Garros (1090 m³)

- Structure Alvéolaire Ultra-Légère : 55 kg/m³.
- Réalisation de bassin enterré.
- Grande capacité de stockage: taux de vide >95%.
- Excellente résistance à la compression (400 kPa) permettant son utilisation sous chaussée.



CD Communication

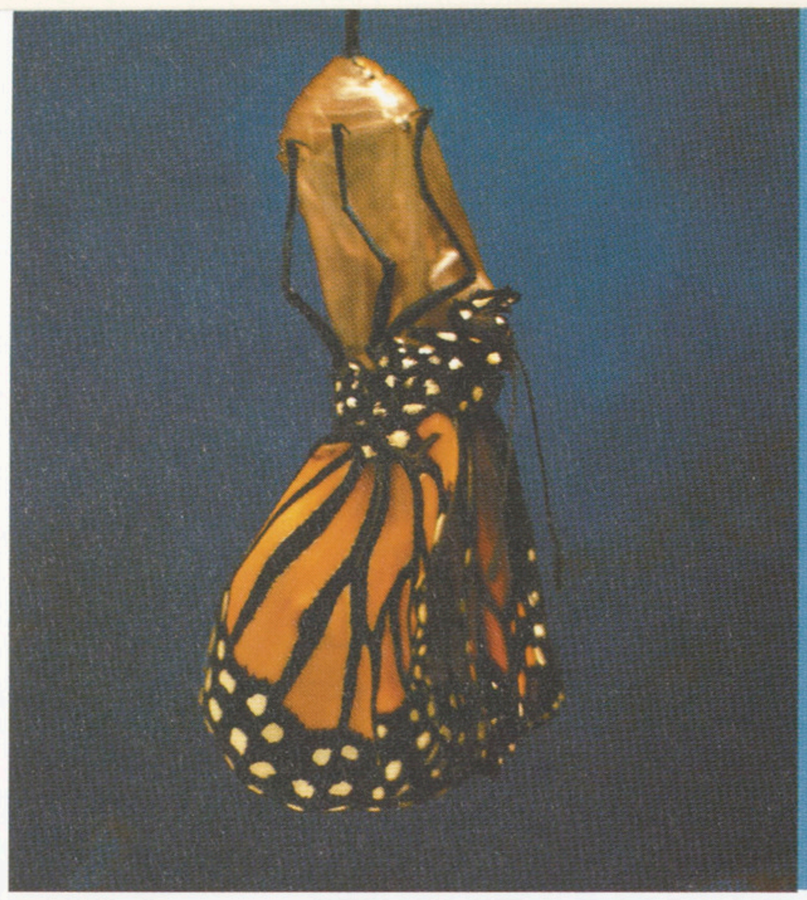
Diffuseur latéral

- Rapidité d'installation.
- Terrassement minimum grâce à l'alimentation latérale brevetée.
- Taille et géométrie du bassin très modulables.

La société HAMON propose également toute une gamme de structures alvéolaires utilisées pour :

- la réfrigération des eaux industrielles.
- le traitement biologique des eaux usées.
- la décantation lamellaire.
- la réalisation de remblai allégé.
- le deshuilage des eaux pluviales, etc.

HAMON THERMAL EUROPE
ZONE INDUSTRIELLE • 28290 ARROU • FRANCE
tél. : 02 37 97 04 64 • fax : 02 37 97 08 00
www.hamon.com



CHANGER DE PEAU & RESTER SOI-MÊME

GAMME NATURAL DE PAM

Se transformer tout en restant fidèle à sa vraie nature, voilà le défi que relève NATURAL, nouvelle gamme en fonte ductile pour l'adduction d'eau potable de PAM.

Avec NATURAL, la fonte ductile fait sa mutation.

Capitalisant sur les propriétés de son matériau et sur ses compétences dans le domaine des alliages, PAM habille sa fonte d'un revêtement révolutionnaire.

Ce nouveau revêtement bleu forme autour des produits une enveloppe qui les protège et élargit significativement leur domaine d'emploi.

La fonte ainsi traitée et protégée devient totalement polyvalente et garantit au système NATURAL une longévité inégalée.

Durabilité renforcée,

Domaine d'emploi élargi,

Totale compatibilité avec l'eau potable

PAM NATURAL

SAINT-GOBAIN

PAM

Le bassin versant expérimental du Marais

■ M.-C. GROMAIRE, G. CHEBBO, M.SAAD

1. Introduction

Le programme de recherche "Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire" s'est basé sur la mise en place, au niveau d'un bassin versant urbain situé en centre ville et drainé par un réseau unitaire, d'un dispositif expérimental lourd permettant d'étudier la pollution des eaux pluviales aux différents niveaux du cycle de l'eau dans la ville.

Ce dispositif expérimental devait permettre d'évaluer, sur un même site, la contribution des différentes sources à la pollution des eaux de temps de pluie (les sources considérées étant les retombées atmosphériques, les différents types d'eaux de ruissellement, les eaux usées de temps sec et la remise en suspension des dépôts du réseau) et de caractériser la pollution issue de chacune de ces sources.

La mise en place du bassin versant expérimental a constitué une phase importante et délicate du programme de recherche. Cet article s'attache à décrire le bassin versant choisi et les travaux de caractérisation du site qui ont été entrepris, ainsi qu'à définir des protocoles expérimentaux : choix de points de mesure, des équipements, de leurs conditions d'installation et de fonctionnement.

2. Choix et caractérisation du bassin versant

2.1. Choix du site

Le choix du site expérimental s'est basé sur des critères dictés par les objectifs de la recherche. Afin de mener à bien cette étude, le bassin versant devait être :

- bien délimité et à exutoire unique,
- situé en centre ville, fortement urbanisé,
- de dimension humaine (surface inférieure à 100 ha), de façon à permettre une connaissance détaillée du site,
- de caractéristiques (topographie et occupation du sol) connues,
- muni d'un réseau d'assainissement unitaire et visitable,
- présenter des dépôts en réseau.

Après visite de plusieurs sites potentiels, le choix s'est porté sur le bassin versant expérimental du Marais situé au centre de Paris, sur une partie des 3e et 4e arrondissements. Sa surface est de 42 hectares, ce qui permet une connaissance détaillée du site. L'occupation du sol est représentative d'un centre ville ancien : il s'agit d'un quartier résidentiel avec de nombreux petits commerces et des activités du secteur tertiaire mais peu d'activités industrielles. La répartition des surfaces est la suivante :

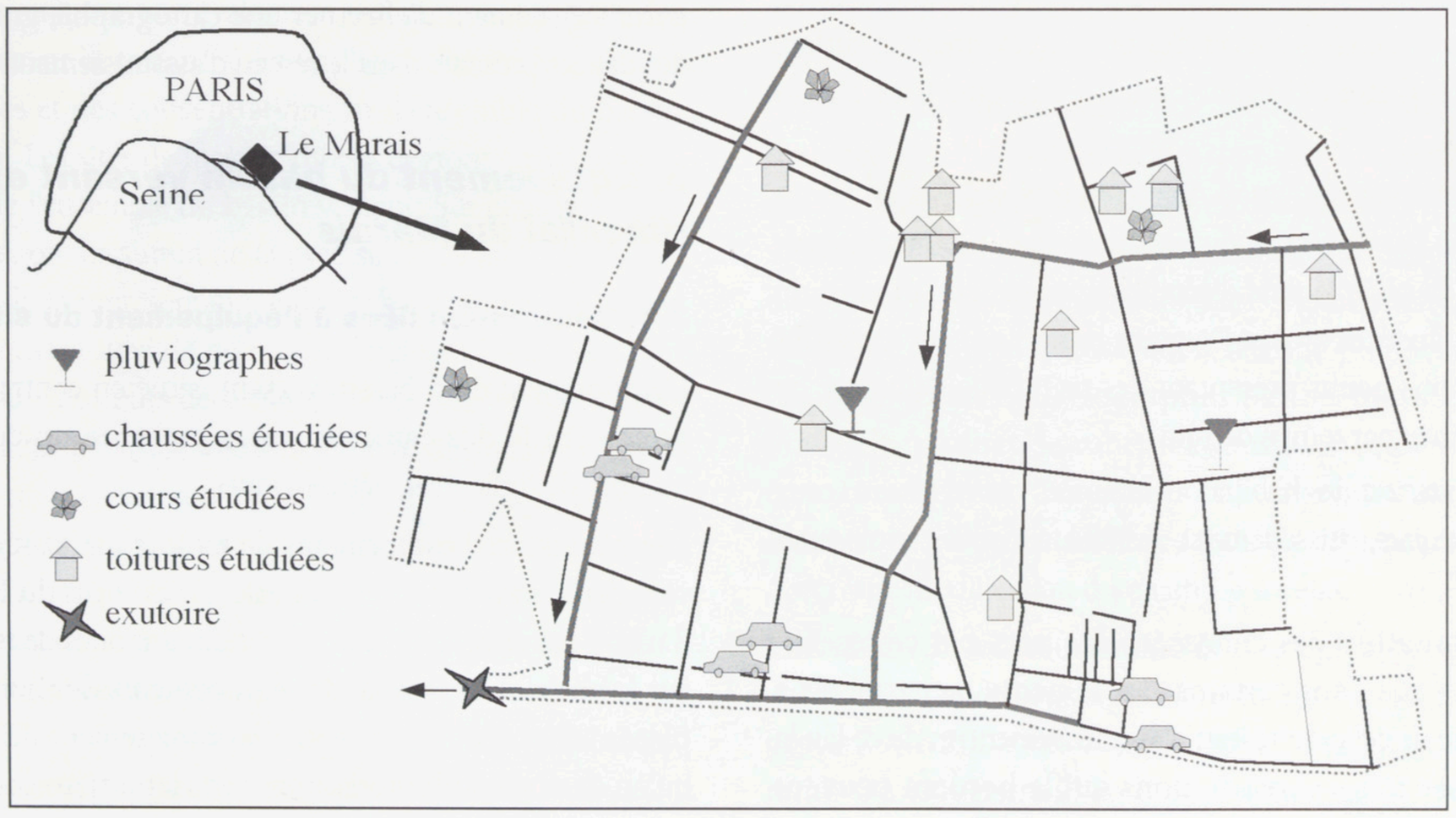


Figure 1. Plan du bassin versant et localisation des points de mesure

toitures 54,5 %, chaussées 22,5 %, squares, cours et jardins 23 %. Le coefficient de ruissellement est d'environ 0,78 et la pente moyenne du bassin est de 0,84 %. L'habitat est dense, avec une population totale de 12 400 habitants.

Ce bassin versant possède un réseau d'assainissement unitaire, ramifié et entièrement visitable, muni d'avaloirs non sélectifs pour le drainage des chaussées. Il comprend trois collecteurs à banquettes, d'une longueur totale de 1,8 km, drainant une cinquantaine d'égouts élémentaires, d'une longueur totale de 5,8 km. La pente moyenne des égouts est de 0,8 % alors que celle des collecteurs est inférieure à 0,1 %.

Le bassin versant est bien délimité et isolé des bassins alentour.

Un nettoyage régulier est pratiqué sur l'ensemble de la voirie du bassin versant. Les caniveaux sont balayés quotidiennement. Trottoirs et caniveaux sont nettoyés avec un jet d'eau sous pression deux à cinq fois par semaine. Des aspiratrices de chaussée circulent quotidiennement, du lundi au vendredi, sur la plupart des rues du bassin.

2.2. Caractérisation du site

Une attention particulière a été donnée à la caractérisation du bassin versant expérimental. Préalablement à tout équipement du site, les efforts ont porté sur une étude des paramètres d'occupation du sol, de répartition des surfaces et de topographie susceptibles d'influencer les résultats [MERTZ et al., 1996].

L'établissement d'un bilan à l'échelle du bassin versant suppose une évaluation précise des volumes entrant et sortant. Une délimitation précise du bassin versant a été entreprise afin de vérifier l'absence de connexions avec les bassins versants voisins et d'évaluer précisément la surface drainée. Cette délimitation a dû être effectuée à trois niveaux.

- Délimitation du réseau drainé en temps sec et en temps de pluie par l'exutoire du bassin versant. Notons que par temps de pluie le sens d'écoulement peut être modifié du fait d'influences avales. De petits murets ont été construits en certains points présentant des risques de défluence ou d'affluence par temps de pluie.

- Délimitation des habitations drainées par ce réseau (eaux domestiques, ruissellement des toitures et des cours intérieures).

- Délimitation des chaussées drainées par ce réseau. Notons que dans certains cas, la pente de la rue est à l'inverse de celle du réseau d'assainissement, et de ce fait la chaussée et les constructions qui la bordent peuvent appartenir chacune à un bassin versant différent.

De plus, une ventilation des surfaces en fonction de leur nature et de leur revêtement a été établie sur la base de visites détaillées du site, de plans cadastraux et d'une photo aérienne du site. Ces données nous ont permis d'estimer le coefficient de ruissellement du bassin versant.

Dans un objectif de connaissance des rejets de temps sec, nous avons recensé la population du bassin (d'après les données fournies par l'INSEE pour chaque îlot d'habitation), les activités industrielles et commerciales (enquête sur site, consultation des annuaires de la chambre du commerce, consultation des fichiers de l'agence de l'eau), les apports d'eaux parasites par fuite des réseaux d'eau potable et d'eau industrielle et les apports d'eaux de lavage (d'après les données de l'étude de diagnostic du fonctionnement du réseau d'assainissement de Paris).

Par ailleurs, la compréhension des mécanismes d'accumulation et d'entraînement de la pollution sur les surfaces urbaines nécessite une bonne connaissance des paramètres susceptibles d'influencer le stock de pollution (fréquentation de la chaussée, circulation automobile, fréquence et type de nettoyage de la voirie) et son lessivage (topographie, état du revêtement). Ces données ont été collectées auprès des différents services de la ville de Paris (nettoiement, voirie) et complétées par une enquête sur site.

Enfin, la topographie de l'ensemble du réseau d'assainissement a été établie au début de l'étude. Le relevé topographique des trois principaux collecteurs a été confié à un cabinet de géomètres. Les plans, parfois anciens, de l'ensemble des égouts du bassin versant ont été vérifiés et complétés par des visites du réseau. Ces visites nous ont permis également d'effectuer une cartographie grossière des dépôts présents dans le réseau d'assainissement.

3. Équipement du bassin versant expérimental du Marais

3.1. Contraintes liées à l'équipement du site

L'équipement d'un bassin versant, situé en centre ville, pour l'étude des eaux pluviales présente un certain nombre de difficultés métrologiques.

L'implantation d'équipements de mesure dans un centre ville dense s'avère souvent difficile. Dans le cas du Marais il n'était pas envisageable de placer des armoires de mesure sur la voirie. L'ensemble des équipements devaient être placés à l'intérieur du réseau d'assainissement ou, lorsqu'on en obtenait l'autorisation, dans les arrière-cours de bâtiments publics.

Surface du bassin versant	Réseau d'assainissement
- SITUATION : Paris centre, 3e et 4e arrondissement - TAILLE : 41,9 ha - POPULATION : 12 372 hab. - OCCUPATION DU SOL : Résidentiel + activités du secteur tertiaire - REPARTITION DES SURFACES : Toitures : 54,4 % voirie : 23,2 % cours, jardins, squares : 22.4 % - PENTE MOYENNE DE LA VOIRIE : 0,84 %	- TYPE DE RESEAU : Unitaire, visitable, ramifié - SECTIONS : Ovoïdes et ovoïdes à banquettes - PENTES : 0,025 à 2.13% pour les égouts élémentaires 0,04 à 0,09% pour les 3 collecteurs - ENCRASSEMENT : Important dans les parties amont des collecteurs Faible dans les égouts élémentaires
PARTICULARITES DU SITE : Nettoyage intensif de la voirie (surtout trottoirs et caniveaux) Rejets importants d'eaux claires (fuites des canalisations, réservoirs de chasses, eaux de lavage de voirie…)	

Tableau I. Le bassin versant du Marais : "Carte d'identité"

Le caractère imprévisible et aléatoire des pluies impose le choix d'un système de mesure automatisé. La pluviométrie et les débits devront être enregistrés en continu. Les concentrations de certains des paramètres de pollution étudiés ne peuvent être mesurées en continu. Aussi avons nous choisi d'effectuer l'ensemble des analyses sur des échantillons prélevés au cours de la pluie. L'échantillonnage des eaux pluviales devra être automatisé, et se déclencher en début de pluie sans intervention humaine.
Notre objectif de bilan de pollution à l'échelle du bassin versant suppose une évaluation suffisamment précise des flux entrant et sortant. Ceci implique une évaluation des volumes et des concentrations sur l'ensemble du bassin versant. Les sites de mesure choisis devront être représentatifs de l'ensemble du bassin versant. Sur chaque site de mesure, on s'assurera de la précision des mesures de débits et de la représentativité de l'échantillonnage vis-à-vis de la masse totale de pollution transitant dans la section de mesure au cours de la pluie.
Les points de mesure installés sur le bassin versant doivent permettre la caractérisation et la quantification de la pollution des eaux pluviales de l'amont jusqu'à l'exutoire du bassin, ainsi que l'étude des eaux de temps sec. Ils comprendront donc des sites de mesure :
- des retombées atmosphériques sèches et humides ;
- des différents types d'eaux de ruissellement : chaussées, cours internes ou jardins et toitures ;
- à l'exutoire du bassin versant.

Enfin, il n'est pas envisageable de développer du matériel spécifique à cette étude, on devra donc adapter les équipements (débitmètres et préleveurs d'échantillons) disponibles sur le marché.

3.2. Mesure de la pluviométrie

Vu la forte variabilité spatiale de la pluie, en particulier lors des événements orageux, une mesure pluviométrique ponctuelle est insuffisante. Diverses études [CIAPONI et al., 1993 ; LEI et SCHILLING, 1993] suggèrent la nécessité d'au moins deux points de mesure, y compris pour les bassins versants de petite taille. De plus, l'implantation de deux pluviographes permet de mettre en évidence les dysfonctionnements éventuels et de palier à la panne d'un des deux appareils. Dans un centre ville dense, il s'avère souvent impossible de respecter les critères d'implantation du pluviographe recommandés par l'Organisation météorologique mondiale. La solution retenue pour éviter un "masquage" des pluviographes par les bâtiments et limiter les risques de vandalisme est une implantation en toiture-terrasse. Ces toitures ont été choisies avec une hauteur identique à celle des toits environnants pour éviter une modification du champ pluvieux.

Le bassin versant a été équipé de deux pluviographes à augets basculeurs de marque Précis Mécanique (surface de captation 1 000 cm^2, volume des augets 20 ml ≡ 0,2 mm). On enregistre l'heure de chaque basculement au moyen d'une centrale d'acquisition Baby-Newlog, de

marque Technolog. Ces pluviographes ont été munis d'un bidon de 20 litres permettant la collecte de l'eau de pluie après son passage dans les augets.
Ces pluviographes ont servi à définir les caractéristiques des événements pluvieux étudiés et à calculer les débits ruisselés sur les sites où ceux-ci ne sont pas mesurés expérimentalement (ruissellement des toitures et des cours).

3.3. Mesure des retombées atmosphériques

Les retombées atmosphériques sèches et humides sont échantillonnées au moyen d'un appareil "ARS 1000" (MTX-Italia, Italie). Cet échantillonneur automatique sur pied [GARNAUD, 1999] est composé de deux réservoirs en polyéthylène ayant une surface ouverte de 660 cm^2, et d'un couvercle mobile dont la position est commandée électroniquement par l'intermédiaire d'un détecteur de précipitation. La retombée humide est récoltée dans un réceptacle de 17 litres. La retombée sèche est échantillonnée dans un film de 1 cm d'eau osmosée-permutée à 18 MW (hauteur maintenue constante pendant toute la période d'échantillonnage à l'aide d'une pompe). L'appareil est placé sur une toiture terrasse du bassin (4e étage). Un relevé hebdomadaire des échantillons est effectué.

3.4. Mesure des eaux de ruissellement

3.4.1. Choix des sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement

Le choix du nombre et de la position des sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement s'est confronté au problème de la représentativité de ces quelques sites vis-à-vis de la surface totale du bassin. La démarche retenue afin d'optimiser ce choix s'est basée sur la réalisation d'une typologie des différentes rues, toitures et cours du bassin versant [MERTZ et al., 1996]. Dans un premier temps, une enquête a été réalisée, permettant de connaître :
- pour chaque chaussée : la valeur d'une série de paramètres jouant sur l'accumulation et l'entraînement des polluants (occupation du sol, circulation, pente, revêtement...),
- pour les toitures : la nature de la couverture,
- pour les cours et jardins : la taille et le type de revêtement.

Une analyse statistique de ces résultats, utilisant l'analyse factorielle des correspondances multiples ou l'analyse en composantes principales, ainsi que les méthodes de classification automatique, a permis de définir pour chaque type de surface des groupes de caractéristiques homogènes.

3.4.2. Échantillonnage des eaux de toiture

Des échantillons moyens des eaux de ruissellement ont été collectés au niveau des descentes de gouttières de onze toitures du bassin versant : quatre toitures initiales équipées durant toute la campagne de mesure et sept toitures complémentaires équipées durant une période restreinte afin de confirmer les résultats obtenus au niveaux des quatre toitures initiales. Ces toits sont représentatifs des différents types de couvertures utilisés sur le bassin versant : tuile mécanique, tuile plate, tôle de zinc et ardoise.
Le dispositif d'échantillonnage devait être le plus simple et le moins onéreux possible. Il devait pouvoir s'installer et se désinstaller facilement, sans porter de modification à la gouttière ou au bâtiment. Les échantillons moyens ont été prélevés par piquage dans la gouttière et collectés dans des fûts de 100 litres *(figure 3)*. La fraction collectée au cours d'une pluie dans le fût représentait environ 5 à 20 % du volume total drainé par la gouttière. Les volumes ruisselés ont été évalués à partir de la hauteur de pluie précipitée et d'un coefficient de ruissellement théorique.

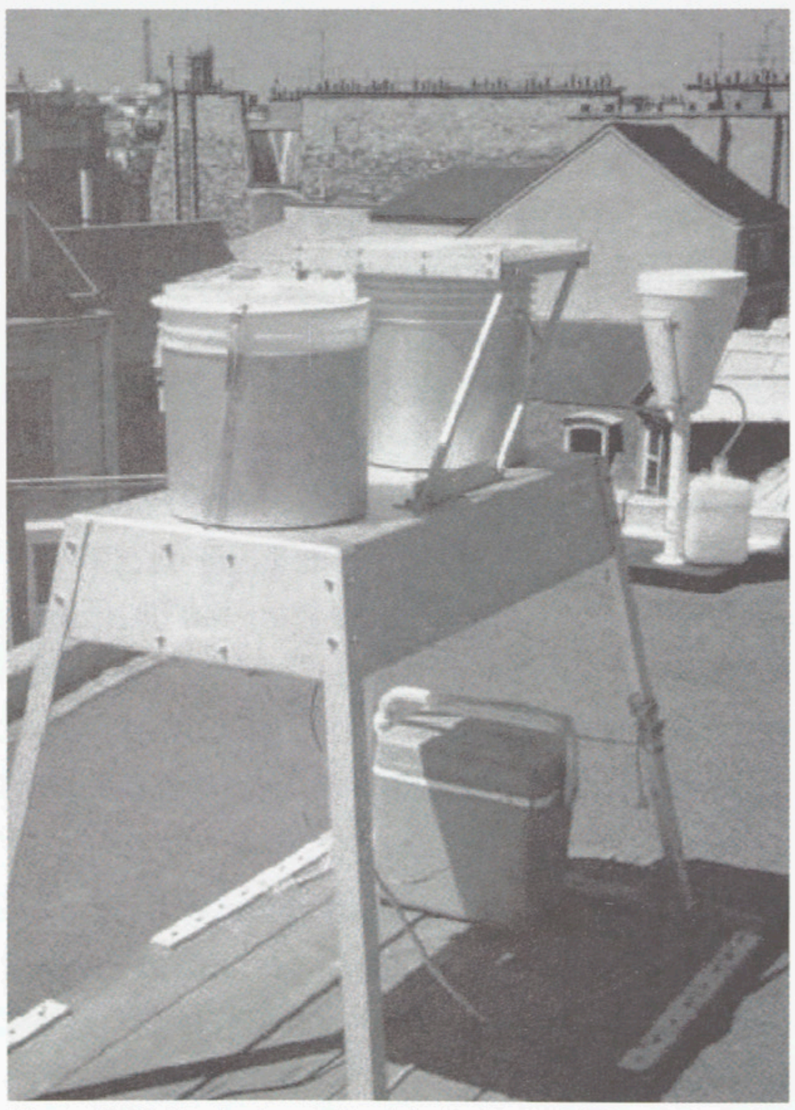


Figure 2. Collecte des retombées atmosphériques

Figure 3. Échantillonnage des eaux de ruissellement de toiture

	Nom	Matériaux de couverture	Gouttière	Surface	Particularités
Toitures initiales	Tuile 1	Tuile mécanique	Zinc	33 m^2	Couverture neuve
	Tuile 2	Tuile plate (70%) + tôle de zinc	Cuivre	60 m^2	
	Zinc 1	Tôle de zinc	Zinc	71 m^2	
	Ardoise 1	Ardoise	Zinc	85 m^2	Dessus de lucarnes et chatières en plomb
Toitures complémentaires	Tuile 3	Tuile plate	Cuivre et Zinc	67 m^2	Toit moussu, faîtage, noues, chatières et bavettes d'étanchéité en plomb
	Zinc 2	Tôle de zinc	Zinc	45 m^2	Pigeons nombreux
	Zinc 3	Tôle de zinc	Cuivre	41 m^2	Toit bas touchant des arbres
	ArdoiseZ	Tôle de zinc (partie plate du dessus)+ ardoise (partie pentue)	Cuivre	95 m^2	
	Ardoise 2	Ardoise	Zinc	21 m^2	
	Ardoise 3	Ardoise	Zinc	180 m^2	
	Ardoise 4	Ardoise	Cuivre	70 m^2	Habillage des fenêtres de toit et entablement en plomb

Tableau II. Caractéristiques des onze toitures expérimentales

3.4.3. Échantillonnage des eaux de ruissellement des cours intérieures

Trois cours intérieures du bassin versant ont été équipées d'un préleveur automatique permettant d'échantillonner les eaux de ruissellement *(figure 4)*. Ces cours, de caractéristiques très différentes, sont représentatives des types de cours du bassin : pavée, bétonnée et arborée, gazon et gravier. Les préleveurs étaient déclenchés par un détecteur de pluie. L'échantillonnage a été effectué à pas de temps constant dans la bouche de drainage de la cour.

Figure 4. Système de prélèvement des eaux de ruissellement des cours

3.4.4. Échantillonnage des eaux de ruissellement de chaussée

Les eaux de ruissellement de voirie ont été étudiées au niveau de six tronçons de rues dont les caractéristiques sont données dans le *tableau II*. Aucun équipement ne pouvant être placé sur la chaussée, l'ensemble des mesures devait se faire à l'intérieur du réseau d'assainissement, dans la galerie reliant l'avaloir à l'égout. Ceci suppose un matériel de mesure robuste et de dimension réduite (permettant son passage dans un regard d'accès).

Trois avaloirs situés à des coins de rue ont été choisis. Chacun draine deux tronçons de rues parmi les six considérés, ce qui permet d'échantillonner avec le même équipement l'une ou l'autre des deux rues.

La mesure du débit ruisselé et son échantillonnage ont nécessité un aménagement de la galerie de branchement : les eaux provenant de chacune des deux rues drainées par l'avaloir ont été séparées par un mur, puis canalisées et dirigées l'une vers l'égout et l'autre vers un système de dégrillage précédant les équipements de mesure.

Nom	Revêtement	Particularités
Cpavé	pavés à joint cimenté	accès voiture possible mais rare nettoyage régulier cour d'école ne servant pas de cour de récréation
Cbéton	béton avec plantation d'arbres	arrière cour d'une école désaffectée pas d'entretien, pigeons nombreux
Cgravier	gazon + graviers	jardin à l'arrière du musée Picasso

Tableau III. Caractéristiques des cours étudiées

Nom	Surface	Particularités
St Antoine	1700 m^2	3 voies, circulation automobile et piétonne très importante, commerces nombreux
Turenne	1017 m^2	2 voies, circulation assez importante, peu de commerces
Duval	160 m^2	1 voie avec stationnement, revêtement usé, circulation faible, peu de commerces
Roi de Sicile	284 m^2	1 voie avec stationnement, revêtement en bon état, circulation faible, peu de commerces
Marché des Blancs Manteaux	195 m^2	1 voie, pas de stationnement, revêtement en bon état, circulation faible, aucun commerce
Rosiers	186 m^2	1 voie, circulation importante, nombreux commerces

Tableau IV. Caractéristiques des tronçons de rues étudiés

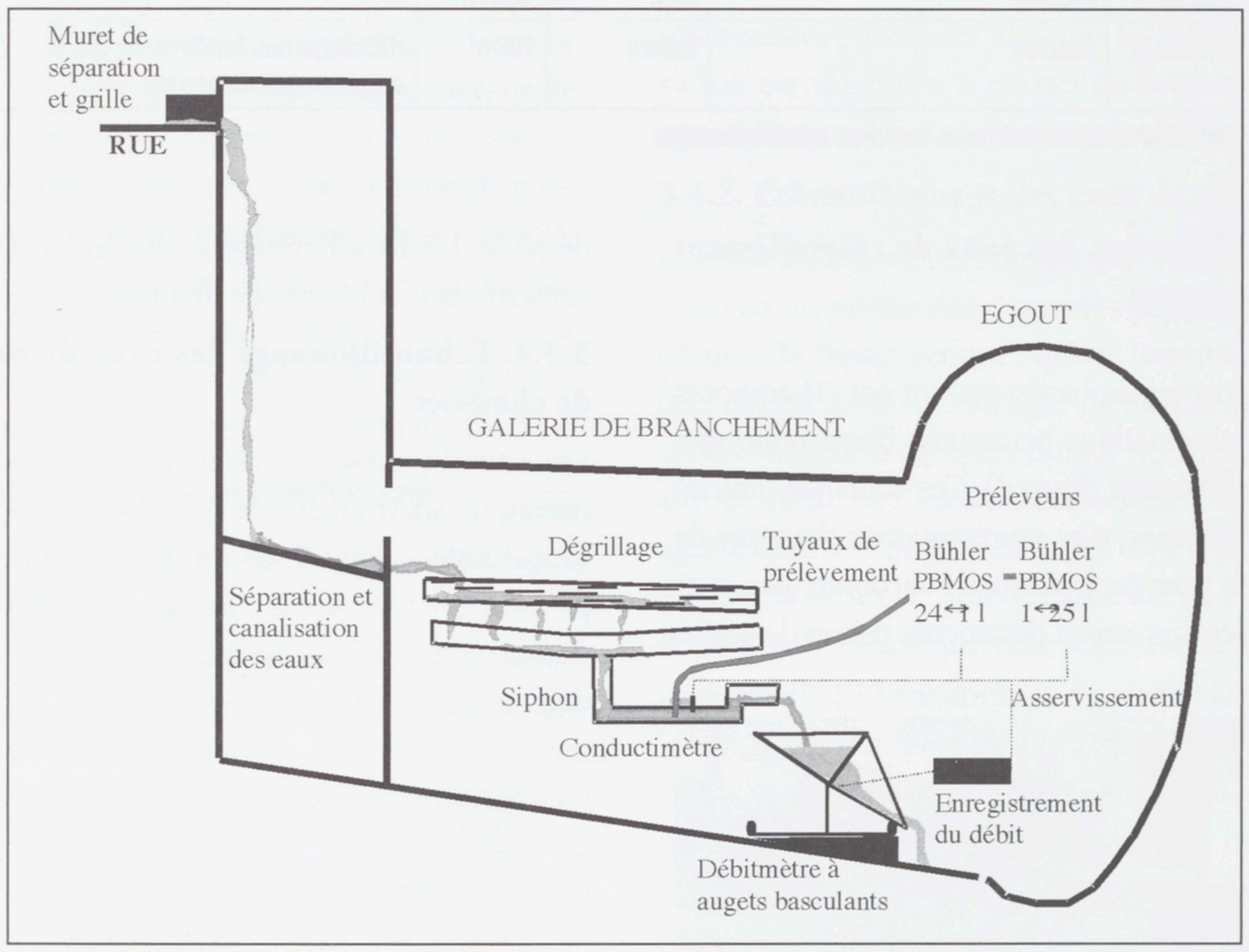


Figure 5. Équipement d'un avaloir pour l'étude des eaux de ruissellement de chaussée

Les conditions d'écoulement des eaux de pluie à l'intérieur de l'avaloir rendent la mesure du débit assez délicate : il s'agit de débits intermittents, faibles, mais variant très rapidement. L'écoulement est fortement turbulent, avec des vitesses importantes et des eaux pouvant être fortement chargées. Par ailleurs le matériel devait être mécaniquement robuste, peu encombrant, peu sensible à l'encrassement et à l'humidité et ne nécessitant pas ou peu d'alimentation électrique. Ces conditions de mesure ont porté notre choix vers un système de mesure du débit par augets basculants de 20 litres ou par déversoir triangulaire, suivant la surface de chaussée drainée.

Chaque avaloir est équipé de deux préleveurs automatiques Bühler-PBMOS : un préleveur multiflacons de 24x1 litre pour l'établissement de pollutogrammes, un préleveur monoflacon de 25 litres pour la mesure des vitesses de chute. Ces préleveurs ont été retenus pour leur robustesse, leur faible dimension, leur puissance de pompage et de purge, le volume des flacons, et leur fonctionnalité (mémorisation des heures de prélèvement, programmation simple et modulable). Ils sont asservis au débitmètre. L'échantillonnage est déclenché lorsqu'un écoulement de conductivité inférieure à 450 µS/cm est détecté dans l'avaloir, pour éviter de prélever les eaux de lavage. Chaque flacon de 1 litre est rempli par multiplexage de 3 prélèvements élémentaires de 300 ml. La fréquence de prélèvement est proportionnelle au volume écoulé, de sorte que l'échantillon global soit proportionnel au flux total écoulé.

3.5. Mesure des effluents de temps sec et de temps de pluie à l'exutoire du bassin versant

L'exutoire du bassin versant se situe sur le collecteur Rivoli, à 80 m à l'aval de l'affluence du collecteur Vieille du Temple et à moins de 20 m d'un local souterrain appartenant au Service de l'assainissement de la ville de Paris. La section de mesure est un ovoïde à banquettes de 3,7 m de hauteur et 2,1 m de largeur, muni d'une cunette de 1 m de hauteur et 1,2 m de largeur. Par temps sec, le niveau d'eau varie entre 19 et 31 cm, avec une vitesse d'écoulement de l'ordre de 0,3 à 0,4 m/s. Par temps de pluie, l'eau peut recouvrir les banquettes (la hauteur maximale calculée pour une pluie de fréquence 5 ans est de 1,2 m). Sa position, à l'aval d'un tronçon rectiligne de 80 m et sans affluence est favorable à la mesure du débit et au bon mélange de l'effluent.

Parmi les différentes techniques de mesure du débit utilisables en réseau d'assainissement, seule la mesure simultanée de la hauteur d'eau et de la vitesse de l'écoulement permettait d'atteindre la précision requise pour cette étude. Le matériel retenu pour l'exutoire du bassin versant du Marais est un débitmètre de marque Ultraflux, alliant des mesures de la vitesse de l'écoulement par temps de transit d'ondes ultrasonores et une mesure de la hauteur d'eau par deux capteurs : un ultrason aérien et un capteur de pression. La vitesse moyenne dans la section est calculée à partir des vitesses mesurées sur une à quatre horizontales situées à des hauteurs différentes. La redondance et la diversité des capteurs de hauteur d'eau assurent la fiabilité de la mesure de niveau. La relation entre hauteur d'eau et surface mouillée a été établie par un géomètre. Les données débitmétriques ont été enregistrées au pas de deux minutes et transmises par liaison modem au CEREVE. Cette liaison téléphonique permettait à tout moment de consulter les mesures, de vérifier l'état de fonctionnement de l'appareil et de modifier le paramétrage.

Le matériel choisi a l'avantage de présenter très peu d'obstacle à l'écoulement : les sondes de vitesse sont encastrées dans les parois, le capteur de pression est placé dans une cavité du mur à l'abri des effets cinétiques et l'ultrason aérien n'entre pas en contact avec l'effluent.

Par ailleurs, la mise à disposition par la ville de Paris d'un local technique situé à proximité immédiate de l'exutoire a permis l'installation au sec des centrales de mesure et des appareils de prélèvement ainsi que leur alimentation en 220 V. Seuls les tuyaux de prélèvement, les câbles et les sondes pénètrent dans le réseau.

Ce débitmètre asservit deux préleveurs automatiques. L'un muni de 24 flacons de 2,9 litres (Bühler PP92) sert à l'établissement de pollutogrammes ; l'autre muni d'un monoflacon de 70 litres (Bühler Vegamon 94) fournit un échantillon moyen de grand volume. Ces préleveurs ont été retenus pour leur puissance d'aspiration, assurant une vitesse de prélèvement de 0,8 m/s sur la distance de 18 m entre la prise d'eau et le local, mais aussi pour leur volume de prélèvement. Le volume de 700 ml des prélèvements élémentaires a été calculé de façon à réduire les biais dus à la ségrégation des particules pendant le transport. Les prélèvements sont déclenchés lorsque le niveau d'eau dépasse le niveau maximal de temps sec. La fréquence de prélèvement est proportionnelle au volume écoulé dans le collecteur, de façon à créer des échantillons moyens proportionnels au flux écoulé.

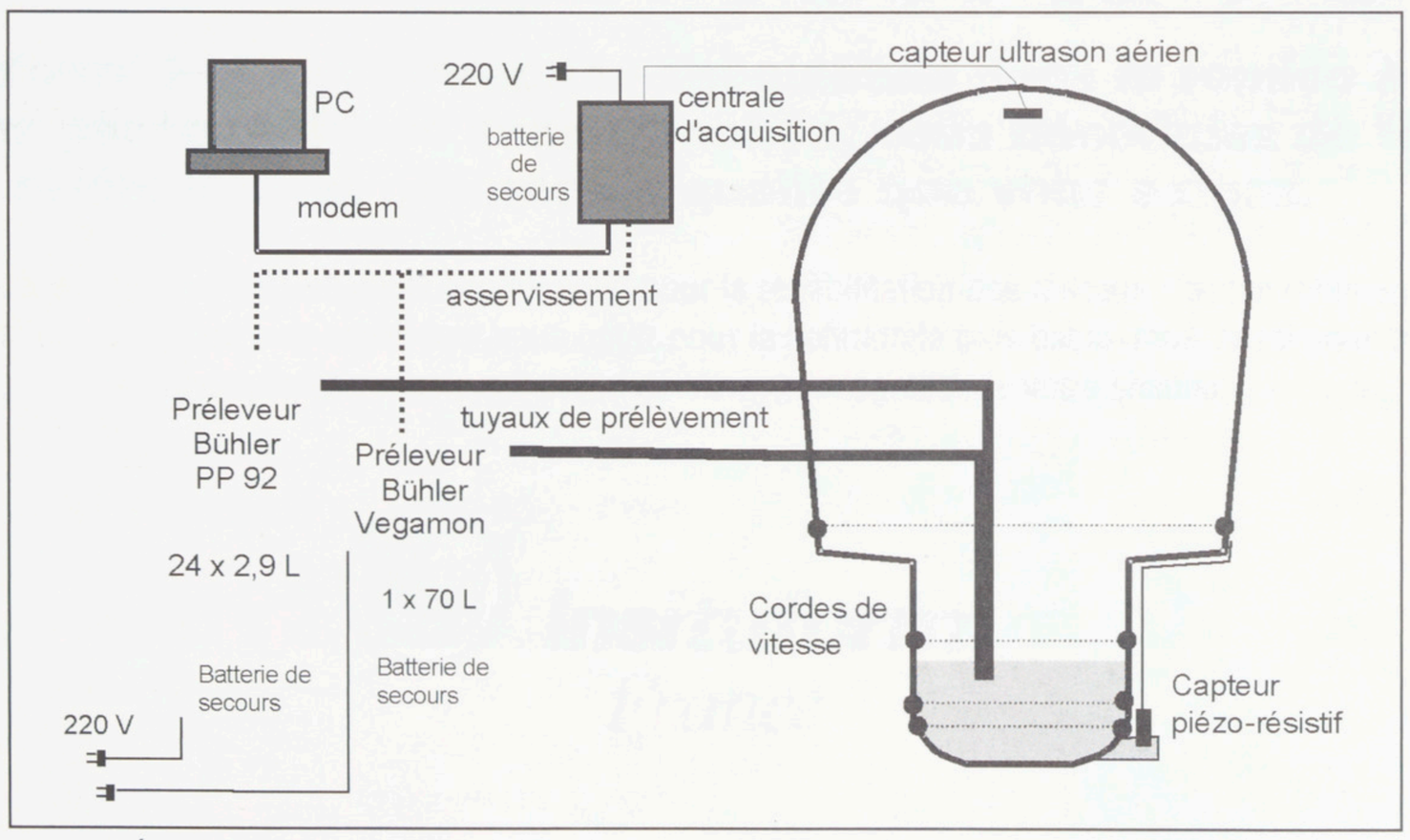


Figure 6. Équipement de l'exutoire

Le système de fixation de la prise d'eau par suspension qui a été retenu a l'avantage d'offrir peu d'obstacle à l'écoulement et donc de réduire les risques d'encrassement, de faire varier la hauteur de la prise d'eau en fonction de la hauteur d'eau, de favoriser l'autonettoyage de la prise d'eau grâce à un système de fixation très souple.

4. Conclusion

Le bassin versant expérimental du Marais se démarque à la fois par sa situation en centre ville et par un réseau de mesure dense et complet, permettant le suivi des eaux en temps de pluie à différents niveaux du cycle de l'eau dans la ville, depuis l'atmosphère jusqu'à l'exutoire d'un réseau unitaire en passant par les différents types d'eaux de ruissellement.
Des précautions importantes ont été prises pour assurer la fiabilité des mesures. La première année de recherche a été consacrée à une description méthodologique du site expérimental, tant en surface qu'en réseau, accompagnée d'une réflexion sur le choix des points de mesure, le choix des équipements et de leurs conditions d'installation. Cette phase préliminaire, trop souvent négligée lors de la mise en place de campagnes expérimentales, est une étape indispensable pour assurer la validité des mesures de pluie, de débit et de qualité, permettre leur extrapolation et leur interprétation.

Par ailleurs, la fiabilité des données expérimentales passe également par une maintenance régulière, lourde et coûteuse, de l'ensemble des équipements. Dans le cas du Marais, l'entretien des sites de mesure a été effectuée de façon hebdomadaire ainsi qu'à chaque prévision de pluie, monopolisant trois personnes durant une journée.

Bibliographie

CIAPONI C., MOISELLO U., PAPIRI S. (1993). "Rainfall measurements and spatial variability in a small urban catchment". Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 12-17 1993, Niagara Falls, p. 158-163.

GARNAUD S. (1999). "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain". Thèse de doctorat. École nationale des ponts et chaussées. 396 p. + annexes.

LEI J., SCHILLING W. (1993). "Requirements of spatial rainda-ta resolution in urban rainfall runoff simulation". Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 12-17 1993, Niagara Falls, p. 447-452.

MERTZ M.C., CHEBBO G., SAAD M. (1996). "Caractérisation et équipement du bassin versant expérimental Le Marais. Bassin versant expérimental du Marais. Rapport d'avancement. CERGRENE-LABAM, École nationale des ponts et chaussées, 106 p. + annexes.

9002

entreprise certifiée
ISO 9002

48

17/92-48 n° de l'avis
technique CSTB

350

kms de chemisage
en France

50

50 ans: durée de vie prouvée
du chemisage Insituform®

30

ans d'expérience dans
la réhabilitation de canalisations

La Force *des nombres.*

Avec Insituform® France, entreprise spécialisée dans la remise à neuf de canalisations par techniques sans tranchée, vous bénéficiez de toutes les références et critères de qualité que vous exigez.

Le procédé Insituform est un choix économique pour la réhabilitation des réseaux d'assainissement. Avec Insituform France, non seulement vous optez pour la solution la plus fiable, mais aussi pour une équipe de professionnels qui prend en charge l'intégralité de votre chantier.

Insituform
France

©1998 Insituform France

15 rue de Saint-Denis
93125 LA COURNEUVE CEDEX
Tél: 0 1 48 35 72 65
Fax: 0 1 48 35 72 88

Caractérisation des retombées atmosphériques de métaux traces en milieu urbain

■ S. GARNAUD, J.-M. MOUCHEL, G. CHEBBO, D.-R. THEVENOT

1. Introduction

Au sein de notre environnement, la pollution métallique, sous forme dissoute ou particulaire, est transportée par un vecteur essentiel qui est l'eau. Lors d'un événement pluvieux, la pluie lessive tout d'abord l'atmosphère, corrode les différentes surfaces urbaines (toitures, façades de bâtiments…) [FÖRSTER, 1990], entraîne ensuite les dépôts accumulés par temps sec sur les surfaces imperméables (toitures, chaussées, trottoirs), puis pénètre dans le réseau d'assainissement (unitaire ou séparatif) avant de rejoindre le milieu naturel. En région parisienne, lors de certains épisodes pluvieux, on assiste à des débordements du réseau de collecte unitaire directement en Seine. Ces RUTP (rejets urbains par temps de pluie) contiennent de fortes charges en différents polluants, en particulier en métaux traces, ces derniers étant majoritairement d'origine anthropique [ESTEBE, 1996]. D'après une étude sur les émissions d'éléments traces en Europe menée par PACYNA (1984), les sources anthropiques majeures de Cd, Cu, Pb et Zn sont les usines thermiques, la combustion de fioul, la combustion d'essence, la production primaire de métaux non ferreux et l'incinération d'ordures ménagères. Le *tableau I* présente l'importance relative de ces sources d'après les données sur les émissions de PACYNA (1984). Bien que cette synthèse soit assez ancienne, elle constitue la seule synthèse exhaustive à notre connaissance. L'estimation des quantités de plomb émis par la circulation automobile excède certainement les émissions actuelles.

	Cadmium	Cuivre	Plomb	Zinc
Usines thermiques	4 %	9 %	1 %	1 %
Combustion de fioule	6 %	13 %	1 %	2 %
Combustion d'essence	1 %	–	60 %	–
Production primaire de métal non-ferreux	80 %	54 %	22 %	64 %
Incinération d'ordures ménagères	3 %	2 %	1 %	7 %
Autres	6 %	22 %	15 %	26 %

Tableau I. Importance relative des sources d'émissions de métaux traces en Europe (d'après PACYNA, 1984)

Émis dans l'atmosphère, et principalement véhiculés par les aérosols [KOUTRAKIS, 1984], les métaux traces retombent sur la surface terrestre par l'intermédiaire des dépôts atmosphériques, se produisant par temps sec ou par temps de pluie. Ces apports métalliques par voie atmosphérique en milieu industriel ou urbain ont souvent été estimés [GRANIER, 1991 ; DANNECKER et al., 1990 ; HARRISON et JOHNSTON, 1985 ; TRIPATHI et al., 1993 ; KOZAK et al., 1993 ; PATTENDEN et al., 1982 ; ZOBRIST et al., 1993 ; VAN DAALEN, 1991 ; KAYA et TUNCEL, 1997], donnant des résultats très hétérogènes. Ces mesures ont le plus souvent été réalisées sur les retombées atmosphériques totales ou humides, la retombée sèche étant estimées soit par différence, soit à l'aide des concentrations atmosphériques et des vitesses de déposition théoriques [LOVETT, 1994 ; MIGON et al., 1991 ; TORSETH et SEMB, 1997 ; FLAMENT, 1985]. En effet, peu d'études ont échantillonné la retombée sèche [HEWITT et RASHED, 1991 ; ZOBRIST et al., 1993] du fait des problèmes techniques que cela engendre [MIGON et al., 1997]. Le principal problème est le choix de la surface et du matériau de collecte, ainsi que la géométrie du préleveur [GOLOMB et al., 1997]. D'après ZOBRIST et al. (1993), l'eau étant la surface naturelle majeure, elle apparaît être la plus adéquate pour appréhender ce qui se passe dans l'environnement, même s'il n'existe aucune surface de collecte qui simule idéalement les milieux naturels et urbains [GRANIER, 1991]. L'utilisation de l'eau comme surface de collecte peut entraîner une surestimation du dépôt sec du fait du captage de certaines particules qui auraient rebondi sur

une surface naturelle ou qui auraient pu être remise en suspension ultérieurement par le vent.

Cependant, la mesure distincte des retombées atmosphériques sèches et humides est nécessaire pour évaluer le mode de déposition préférentiel des éléments métalliques, facteur essentiel dans la compréhension du cycle biogéochimique de ces derniers [MIGON et al., 1997]. Afin d'approfondir les connaissances dans ce domaine, ce travail a eu pour objectif la mesure, en plusieurs sites de la région parisienne, des flux atmosphériques secs et humides du Cd, Cu, Pb et Zn. Les prélèvements en continu des deux types de retombées atmosphériques sur des pas de prélèvements hebdomadaires a permis d'étudier précisément la variabilité temporelle des flux secs et humides, ceux-ci étant usuellement reliés aux conditions météorologiques (direction et vitesse du vent, caractéristiques des événements pluvieux) et / ou aux caractéristiques des sites de mesure. Par ailleurs, ces mesures permettent d'estimer l'impact et la contribution des retombées atmosphériques sur la qualité des eaux de surface (rivière Seine), ainsi que les processus d'entraînement (mode de déposition sèche ou humide) majeurs des métaux traces.

2. Méthodes expérimentales

2.1 Choix et caractéristiques des sites d'échantillonnage

Quatre sites d'échantillonnage ont été choisis d'ouest en est de la région parisienne (*figure 1*). Le premier se situe dans la banlieue nord-ouest de Paris dans la ville Chatou (département des Yvelines) ; le deuxième est en plein cœur de Paris dans le quartier du Marais (3e et 4e arrondissements) ; le troisième se trouve à Créteil (département du Val-de-Marne), agglomération de la banlieue sud-est de Paris ; et le dernier est à 48 km au sud-est de Paris dans une clairière de la forêt de Fontainebleau. Ce dernier site est géré par l'Office national des forêts dans le cadre d'un programme de recherche sur le suivi à long terme des écosystèmes forestiers en France (Renecofor). Les caractéristiques des quatre sites ainsi que les périodes d'échantillonnage sont rassemblées dans le *tableau II*.

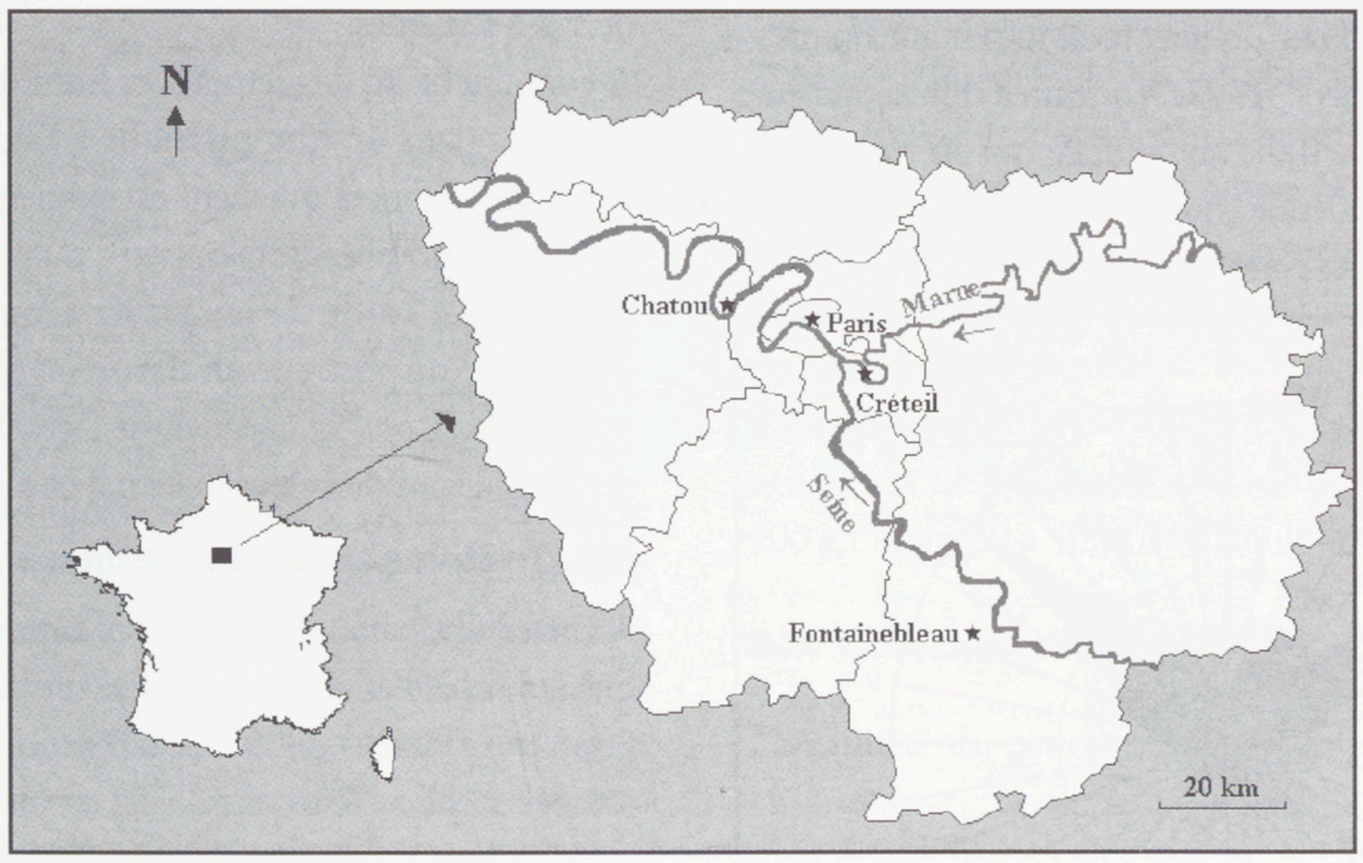


Figure 1. Emplacement des sites de prélèvements en région parisienne (H)

Site	Distance de Paris	Spécificité du site	Période de prélèvement	Nombre d'échantillons (type)
Chatou	10 km W	Herbe	14 fév. – 25 jul. 95	8 (W), 8 (D)
Créteil	5 km SE	Toit (15 m / sol)	10 nov. 94 – 17 jan. 95	6 (W), 6 (D)
Paris	Centre	Toit (15 m / sol)	21 mai 96 – 22 oct. 97	29 (W), 35 (D)
Fontainebleau	48 km SE	Clairière de forêt	18 sep. 96 – 9 déc. 97	35 (W), 35 (B)

Tableau II. Collecte des échantillons de dépôts humides (W), secs (D) ou totaux (B) en région parisienne

La France est soumise à un climat de type tempéré avec une dominance des vents d'ouest [ULRICH et WILLIOT, 1993]. À l'aide des données de Météo-France issues d'une station de mesure située à proximité (50 mètres à vol d'oiseau) de notre site de prélèvement à Paris, une rose des vents moyens (vitesse et direction) a été dessinée pour la période 1996-97 (*figure 2*). Durant cette période, 52 % des vents proviennent de l'ouest, la direction NE étant majoritaire. En fait, les directions et vitesses des vents sont très changeantes sur des pas de temps courts induisant des origines de masses d'air très diversifiées sur notre région d'étude.

La région parisienne est riche en sources d'émissions fixes et diffuses. En effet, trois usines d'incinération d'ordures ménagères sont opérationnelles en région parisienne (Issy-les-Moulineaux au sud-ouest de Paris, Ivry-sur-Seine au sud de Paris, et Saint-Ouen au nord de Paris), cette source est reconnue pour émettre des particules chargés en différents métaux traces [FAHRNI, 1991 ; GREENBERG et al., 1978]. Les autres sources potentielles sont les aéroports, les centrales thermiques, le chauffage individuel. La région parisienne est peu fournie en industries métallurgiques connues. Mais, un rejet industriel ou domestique non répertorié peut constituer un rejet local important (ministère de l'Environnement, 1992). La source diffuse majeure est constituée par le trafic automobile qui est très important en région parisienne (boulevard périphérique, nombreuses autoroutes et voies rapides).

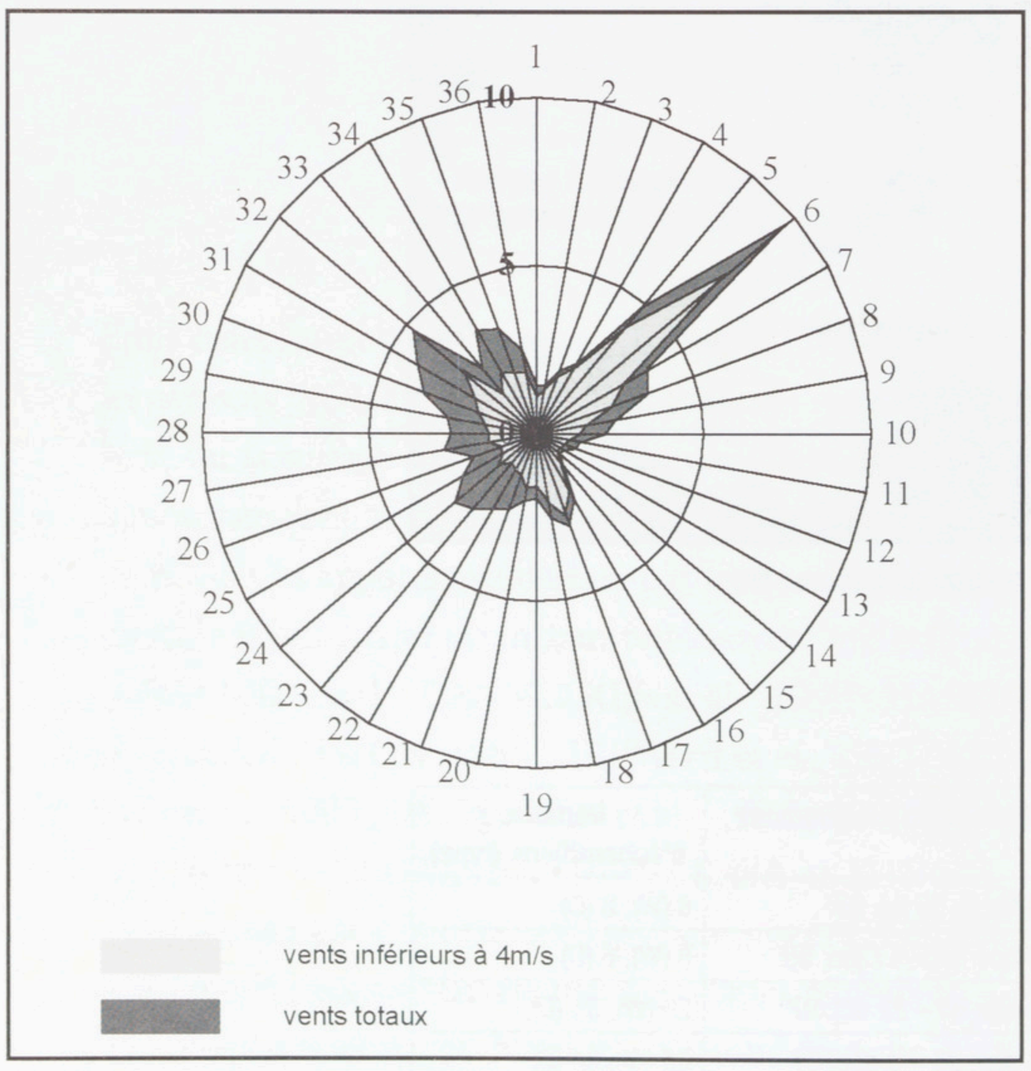


Figure 2. Direction des vents totaux et inférieurs à 4 m.s^{-1} sur le site de Paris en 1996-97 (fréquence exprimée en %, la direction 1 correspondant au nord)

2.2. Appareils de prélèvement

À Chatou, Créteil et Paris, les retombées sèches et humides ont été collectées distinctement à l'aide d'un appareil appelé «ARS 1000» (MTX-Italia SPA, Modane, Italy) (*figure 3*). C'est un préleveur automatique sur pieds (échantillonnage à 1,50 m du sol) composé de deux réceptacles en polyéthylène dont la surface ouverte est de 0,066 m^2, d'un couvercle amovible dont la position est assujettie électroniquement par un détecteur de précipitation. Par temps sec, les particules sont récupérées dans un film d'eau Milli-Q de 1 cm, hauteur maintenue constante tout au long de la période d'échantillonnage à l'aide d'une pompe et de deux réservoirs, le niveau d'eau étant contrôlé par une fibre optique. Afin de pouvoir connaître la position du couvercle et ainsi la durée de temps sec et de pluie, un système de contacts a été fabriqué et installé sur le préleveur. Avec une horloge interne, la mesure d'un courant de 0 ou 2 V est enregistré dans un boîtier de stockage Cr2m au pas de temps de 2 minutes. Avant utilisation, les différents composants plastiques (réceptacles d'échantillonnage) sont lavés par HNO_3 (Prolabo) dilué à 10 %, puis rincés à l'aide d'eau ultra-pure (MilliQ-Plus 185, Millipore). Les fréquences de prélèvement ont variées de 1 à 3 semaines.

À Fontainebleau, les retombées humides strictes ont été récoltées dans un film plastique à l'aide d'un préleveur APS dont le fonctionnement est similaire à celui de l'ARS 1000. Les retombées totales (sec + humide) ont été échantillonnées à l'aide de jauges de Owen (entonnoir de 0,0314 m^2 disposé sur un flacon en polyéthylène). Les prélèvements ont été effectués de façon hebdomadaire par des techniciens de l'Office national des forêts.

2.3. Traitement des échantillons

À Créteil et Chatou, les particules déposées par temps sec ont été récoltées dans un film d'eau acidifié par HNO_3 Suprapur (Merck) dilué à 1 %. Par contre, à Paris, la retombée sèche a été récoltée dans un film d'eau ultra-pure (MilliQ-Plus 185, Millipore) afin de permettre à la fois la mesure du pH, et la mesure des matières insolubles (MES) par filtration (V=500 ml) à travers un filtre Whatman GF/F (porosité de 0,7 µm). L'acidification du reste de l'échantillon est réalisée au laboratoire environ 1 heure après le prélèvement (HNO_3 1 %). Les échantillons sont stockés à 4°C dans des flacons en polyéthylène, préalablement lavés par HNO_3 10 % et rincés à l'eau ultra-pure. Deux réplicats de 20 ml d'échantillon subissent alors une digestion acide par un mélange d'acides Suprapur (Merck) (HNO_3 65 % (18 ml) + $HClO_4$ 70 % (2 ml)) dans des béchers en polyéthylène placés sur banc à sable à 105°C. Les

Figure 3. Echantillonneur «ARS 1000»

minéralisats sont ensuite récupérés par 30 ml d'HNO_3 1 N, centrifugés et stockés à 4°C.

À Créteil et Chatou, la retombée humide a été récoltée dans un réceptacle contenant au préalable de l'acide nitrique Suprapur (Merck). La concentration finale d'acide dans l'échantillon est toujours de 1 %. À Paris, l'échantillon de retombée humide est collectée dans un réceptacle vide, puis transporté au laboratoire. Alors, une filtration à 0,45 µm (Sartorius SM 11306, acétate de cellulose, diamètre 47 mm, préalablement lavés dans HCl 0,5 %) est immédiatement réalisée pour isoler les métaux dissous, et le filtrat est acidifié par HNO_3 jusqu'à 1%. Trois aliquotes de 50 ml de l'échantillon brut sont ensuite acidifiés par HNO_3 Suprapur jusqu'à 1% pour mesurer les métaux totaux. Les échantillons sont ensuite conservés à 4°C dans des flacons en polyéthylène préalablement lavés par HNO_3 10 % et rincés à l'eau ultra-pure. Quand le volume d'échantillon était suffisant, une mesure du pH et des matières insolubles (MES) est également réalisée par filtration de l'échantillon brut à travers un filtre Whatman GF/F (porosité de 0.7 µm).

Sur le lieu de prélèvement, les deux réceptacles sont rincés par 1 litre de HNO_3 Suprapur dilué à 10 % afin de récupérer les métaux éventuellement adsorbés sur la surface des réceptacles. L'eau de rinçage peut contenir des quantités significatives de métaux traces : on trouve (déciles inférieur et supérieur) 0 à 12 % du Cd particulaire, 7 à 30 % du Cu, 14 à 33 % du Pb et 2 à 9 % du Zn pour les 29 échantillons de dépôt sec ; 0 % du Cd total, 0 à 62 % du Cu, 15 à 66 % du Pb et 0 à 14 % du Zn pour les 22 échantillons de dépôt humide [GARNAUD et al., 1999]. Ces quantités de métaux adsorbés sur les parois sont très liées à la charge particulaire des échantillons, ce qui témoigne d'un processus d'adsorption physique plutôt que chimique sur les parois des réceptacles.

À Fontainebleau, les échantillons de retombées totales et humides ont été récoltés par les services de l'Office national des forêts de façon hebdomadaire dans des flacons en polyéthylène, stockés, puis envoyés au laboratoire une fois par mois. Dès leur arrivée, ces derniers étaient acidifiés par HNO_3 Suprapur à une concentration finale de 1 %.

2.4. Procédure analytique

Les concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn ont été déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique par atomisation électrothermique en salle blanche de classe 1000. Le spectrophotomètre d'absorption atomique utilisé (Perkin-Elmer, modèle 1100 B) fonctionne en mode four (HGA-700) sous flux d'argon comme gaz vecteur, avec un passeur d'échantillons automatique (AS-70) à 40 positions contenant des cupules de 2 ml de capacité. Lors du dosage de certains métaux (Cd, Pb), l'emploi d'un modificateur de matrice a été nécessaire : le di-hydrogéno-phosphate d'ammonium ($NH_4H_2PO_4$) (Merck, Suprapur). Le volume utilisé est de 1 à 2 µl d'une solution de $NH_4H_2PO_4$ à 100 $g.l^{-1}$ dans 30 à 40 µl d'échantillon analysé.

2.5. Validation de la méthode

La validité du protocole de digestion acide (HNO_3 / $HClO_4$) des échantillons a été contrôlé par l'utilisation de trois échantillons certifiés particulaires : le NIST 1648 (NIST, urban particulate matter, Gaythersburg, USA), les BCR 144R et 146R (Community Bureau of Reference, trace elements in sewage sludge from domestic and industrial origin, respectively, Brussels, Belgium). La validité des résultats a été certifiée par l'emploi de 3 standards dissous : le NIST 1643c (NIST, trace element in water, Gaythersburg, USA), le SPS-WW1 et SPS-SW2 (Spectra-Pure Standards, waste and surface water, respectively, Promochem, Molshelm, France). Les valeurs mesurées sont en accord avec celles certifiées, les écarts étant inférieurs à 10 % [BRIS et al., 1999].

3. Résultats et discussion

3.1. Flux atmosphériques métalliques de déposition totale

Les périodes d'échantillonnage n'étant pas concomitantes sur les quatre sites de mesures (sauf Paris et Fontainebleau), et surtout de durées de prélèvement différentes (de 1 à 3 semaines), des flux atmosphériques annuels de déposition totale ont été calculés. En effet, la manière la plus rigoureuse de procéder est d'analyser chaque période d'échantillonnage individuellement et de les sommer à l'échelle de l'année [THIBERT, 1994]. Les flux de déposition totale sont la somme des flux secs et humides. Le mode de calcul est ainsi le suivant avec Me symbolisant l'élément métallique considéré :

$$\text{Flux} = (\Sigma(Q_{Me})_{dry} + \Sigma(Q_{Me})_{wet}) \times \frac{365}{t_{sampling}} \times \frac{1}{0,066}$$

(en $mg.m^{-2}.an^{-1}$)

où $(Q_{Me})_{dry,wet} = [Me]_{sample} + [Me]_{desorption}$

(en mg)

Les flux atmosphériques de déposition totale du cadmium, cuivre, plomb et zinc mesurés au niveau des quatre sites urbains, ainsi que des valeurs relevées dans la littérature, sont rassemblés dans le *tableau III*. Quel que soit le site de prélèvement, les flux métalliques peuvent être classés de façon commune, à savoir Zn >> Pb > Cu >> Cd. D'autres études réalisées en milieux rural et urbain ont également observé ce classement [GRANIER, 1991 ; TRIPATHI et al., 1993 ; VAN DAALEN, 1991 ; CHESTER et al., 1990]. Sur les quatre sites étudiés, Créteil présente les flux totaux annuels les plus élevés quel que soit l'élément métallique considéré. En effet, de par sa situation géographique (*figure 1*), Créteil est à proximité des sources polluantes majeures (UIOM, trafic automobile). À l'inverse, Fontainebleau, site le plus éloigné de la région parisienne possède les flux les plus faibles caractéristiques d'un environnement urbain moins dense. En effet, il n'existe pas d'émissions polluantes majeures connues aux alentours de ce site de mesure.

D'après des études similaires, les flux atmosphériques de déposition totale en milieu urbain sont plus élevés qu'en milieu rural (*tableau III*). Ainsi ce travail montre que les flux de plomb de la région Ile-de-France peuvent être jusqu'à 10 fois supérieurs à ceux de la région méditerranéenne [CHESTER et al., 1990 ; MIGON et al., 1997]. Ceci traduit une pollution atmosphérique urbaine intense due à une forte activité industrielle environnante et un trafic routier soutenu. D'autre part, les flux atmosphériques totaux mesurés par GRANIER (1991) en cinq sites de la région parisienne en 1988 sont du même ordre de grandeur que nos valeurs, suggérant une constance dans les émissions métalliques globales à l'échelle de la région parisienne depuis une dizaine d'années.

Lieu	Type	Cd	Cu	Pb	Zn	Référence
Région parisienne	Urbain					Ce travail
• Chatou		0,34	7,9	32,5	71,1	
• Créteil		1,09	24,7	39,1	112,9	
• Paris		0,20	9,4	30,5	46,1	
• Fontainebleau		0,08	2,6	2,7	16,5	
Région parisienne	Urbain (moy)	1,39	–	36,1	85,0	GRANIER (1991)
Pays-Bas	Urbain	0,66	5,8	15,0	23,0	VAN DAALEN (1991)
Inde	Urbain	0,22	29,6	26,6	104,8	TRIPATHI et al. (1993)
Belgrade	Urbain (moy)	–	17,9	23,0	44,2	VUKMIROVIC et al. (1997)
Hambourg	Industriel (moy)	0,99	96,4	56,6	132,5	DANNECKER et al. (1990)
France	Côtier	0,33	2,6	3,7	–	CHESTER et al. (1990)
France	Côtier (moy)	0,07	2,2	3,3	80,3	MIGON et al. (1997)

Tableau III. Flux atmosphériques annuels de déposition totale en milieux urbain et rural (en $mg.m^{-2}.an^{-1}$)

3.2. Flux atmosphériques métalliques de déposition sèche et humide

À Chatou, Créteil et Paris, le collecteur de retombées atmosphériques a permis de distinguer les apports secs et humides à Paris ; les mesures de flux secs n'ont pu être effectuées à Fontainebleau du fait de l'absence d'échantillonnage individuel de cette composante atmosphérique. Pour les mêmes raisons que les flux de déposition totale, les calculs de flux secs et humides ont été évalués sur un pas de temps annuel. Les *tableaux IV* et *V* rassemblent les mesures faites durant cette étude et les rares données rele-

vées dans la littérature. Créteil présente les flux secs et humides les plus élevés, Chatou et Paris ayant des flux semblables. Sur le site de Fontainebleau, les flux humides sont légèrement inférieurs dans les cas du plomb et du zinc (origine typiquement urbaine), et équivalents dans le cas du cuivre. Le cadmium apparaît être un cas particulier avec un flux humide annuel à Fontainebleau exorbitant ; cette mesure doit être considérée avec la plus grande prudence. Les différences entre sites sont très marquées dans le cas des flux atmosphériques secs, les écarts étant plus faibles pour les flux atmosphériques humides. Ceci traduit une production métallique particulaire par la ville très hétérogène au sein de la région parisienne, sauf dans le cas du plomb qui présente des flux atmosphériques secs équivalents sur les 3 sites. La proximité des sources d'émission par rapport au site de prélèvement est certainement encore le facteur explicatif majeur de cette hétérogénéité.

Lieu	Type	Cd	Cu	Pb	Zn	Référence
Région parisienne	Urbain					Ce travail
• Chatou		0,27	5,4	20,5	47,6	
• Créteil		0,84	18,3	29,3	83,2	
• Paris		0,15	7,8	26,4	38,9	
Suisse	Urbain (moy)	0,15	3,3	5,8	14,2	ZOBRIST et al. (1993)
Belgrade	Urbain (moy)	–	4,7	9,5	9,5	VUKMIROVIC et al. (1997)
Inde	Urbain	0,18	29,6	26,6	104,8	TRIPATHI et al. (1993)
France	Côtier (moy)	0,04	1,5	2,6	41,6	MIGOn et al. (1997)
USA	Rural (moy)	0,04	–	1,1	2,6	LINDBERg et TURNER (1988)

Tableau IV. Flux atmosphériques annuels de déposition sèche en milieux urbain et rural (en $mg.m^{-2}.an^{-1}$)

Lieu	Type	Cd	Cu	Pb	Zn	Référence
Région parisienne	Urbain					Ce travail
• Chatou		0,07	2,5	12,0	23,5	
• Créteil		0,25	6,4	9,8	29,7	
• Paris		0,05	1,6	4,1	7,2	
• Fontainebleau		1,50	2,3	2,7	11,2	
Belgrade	Urbain (moy)	–	13,1	13,5	34,7	VUKMIROVIC *et al.* (1997)
Massachusetts	Mixte (moy)	0,15	0,4	0,7	2,6	GOLOMB et al. (1997)
Arcachon (France)	Rural	0,09	1,5	3,6	14,1	MANEUX et al. (1998)
Lewes (USA)	Côtier	0,22	0,7	3,7	8,0	CHURCH et al. (1984)
France	Côtier (moy)	0,04	0,7	0,7	38,7	MIGON et al. (1997)

Tableau V. Flux atmosphériques annuels de déposition humide en milieux urbain et rural ($mg.m^{-2}.an^{-1}$)

Les données comparatives de flux atmosphériques métalliques secs et humides mesurés en milieu urbain [TRIPATHI et al., 1993 ; VUKMIROVIC et al., 1997 ; ZOBRIST et al., 1993] sont rares et montrent une diversité importante. Cette dernière est reliée aux conditions locales spécifiques à chaque centre urbain (abondance plus ou moins forte des sources d'émissions, climat, densité du trafic automobile…). En comparant nos mesures de flux secs et humides mesurés à Paris avec les données de la littérature en milieux côtier et rural [MIGON et al., 1997 ; LINDBERG et TURNER, 1988 ; CHURCH et al., 198], les flux secs urbains sont de 4 à 30 fois supérieurs (en excluant le cas du zinc de MIGON et al. (1997) en Méditerranée synonyme d'une influence anthropique forte), tandis que les flux humides sont soit égaux, soit 2 à 17 fois supérieurs en centre ville. Ceci montre que la ville est une source considérable d'aérosols chargés en métaux, tant par la remise en suspension par le vent de particules déposées sur le sol que par les émissions des sources diffuses et fixes nombreuses sur le région parisienne (ministère de l'Environnement, 1992).

Afin de mieux définir les mécanismes de déposition atmosphérique des métaux traces, l'évaluation de la contribution de chaque type de retombée, à savoir l'importance relative du dépôt sec par rapport au dépôt humide, est nécessaire [GALLOWAY et al., 1982]. Le *tableau VI* présente la participation du dépôt sec au dépôt total calculée lors de cette étude, ainsi que les valeurs relevées dans la

littérature. Ces contributions du dépôt sec ont été calculées sur les trois sites en divisant le flux sec annuel par le flux total annuel. Nos observations montrent une participation importante du dépôt sec quel que soit l'élément métallique considéré (60 à 90 %), valeurs plus fortes que celles données par GALLOWAY et al. (1982) et REVITT et al. (1990). Toutefois, il faut noter que la méthode de prélèvement peut induire une surestimation de la contribution du dépôt sec. En effet, la récolte des particules sur une surface aqueuse supprime la remise en suspension naturelle par le vent ainsi que les phénomènes de rebondissement des particules au contact d'une surface urbaine. Par ailleurs, les valeurs calculées par GALLOWAY et al. (1982) sont issues d'une synthèse de mesure réalisées sur plusieurs sites urbains alors que notre étude porte sur une échelle spatiale nettement plus petite et ainsi certainement plus précise. Par contre, sur le littoral français des contributions similaires du dépôt sec ont été trouvées lors d'études récentes [MIGON et al., 1997 ; GUIEU, 1991]. Le Cd, Cu, Pb et Zn sont essentiellement déposés par voie sèche ce qui est lié d'une part à la forte production de particules issues des sources urbaines multiples, et d'autre part aux vitesses de déposition de ces métaux [MIGON et al., 1997]. Toutefois, dans le cas du cadmium et du zinc, on peut observer pour certaines périodes des contributions importante du dépôt humide (jusqu'à 70 %). Ceci pourrait être dû à la forte solubilité de ces deux éléments dans les eaux de pluie [CHESTER et al., 1994].

3.3. Évolution temporelle des flux atmosphériques secs, humides et totaux

Afin de déterminer des variations temporelles des flux atmosphériques secs, humides et totaux, l'analyse précise de ces derniers doit être faite sur un pas de temps plus court

Site	Cd	Cu	Pb	Zn	Référence
Paris	77	83	87	84	Ce travail
Créteil	77	74	75	74	
Chatou	79	68	63	67	
Urbain	60	–	20	50	GALLOWAY et al. (1982)
Urbain	46	61	21	23	REVITT et al. (1990)
Rural	40	–	30	40	GALLOWAY et al. (1982)
Côtier	40	50	60	70	GALLOWAY et al. (1982)
Côtier	50	73	81	52	MIGON et al. (1997)
Côtier	88	50	47	94	GUIEU (1991)

Tableau VI. Contribution de la fraction sèche au dépôt atmosphérique total (%)

que l'échelle annuelle. Ainsi, des flux journaliers exprimés en $\mu g.j^{-1}.m^{-2}$ ont été calculés sur les quatres sites de mesures sachant que la période de prélèvement variaient de 7 à 28 jours.

Dans le cas des flux atmosphériques totaux, on observe une grande dispersion dans le temps au sein d'un même site (*figure 4*). On obtient des ratios entre les valeurs maximales et minimales de 4 à 10 à Créteil, de 4 à 14 à Chatou, de 3 à 5 à Paris, et de 30 à 35 à Fontainebleau. La pollution environnante en bordure de Paris est plus homogène dans le temps qu'à Fontainebleau, site particulièrement sensible à une pollution ponctuelle. De telles variabilités ont souvent été observées en relation avec les conditions atmosphériques [HARRISON et JOHNSTON, 1985 ; DULAC et al., 198], les saisons [KOZAK et al., 1993] et l'existence de sources locales [ministère de l'Environnement, 1992].

Les flux atmosphériques secs et humides présentent également des variations temporelles importantes (*figure 5*), notamment les flux humides pour les éléments à très faible concentration (cas du cadmium et du cuivre). En effet, les

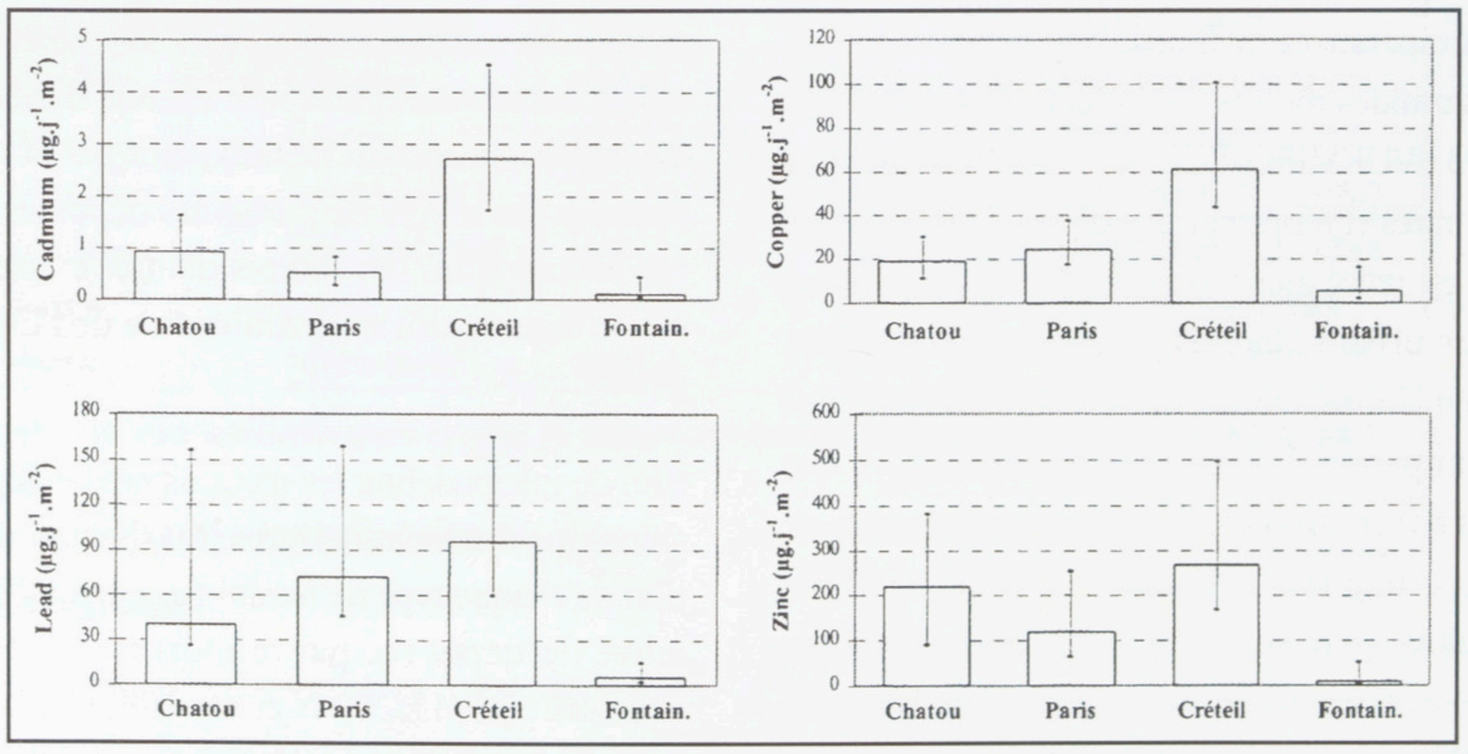


Figure 4. Flux atmosphériques de déposition totale de Cd, Cu, Pb et Zn au niveau de 4 sites urbains en région parisienne (1994 - 1997) (valeurs médianes, premier et dernier déciles)

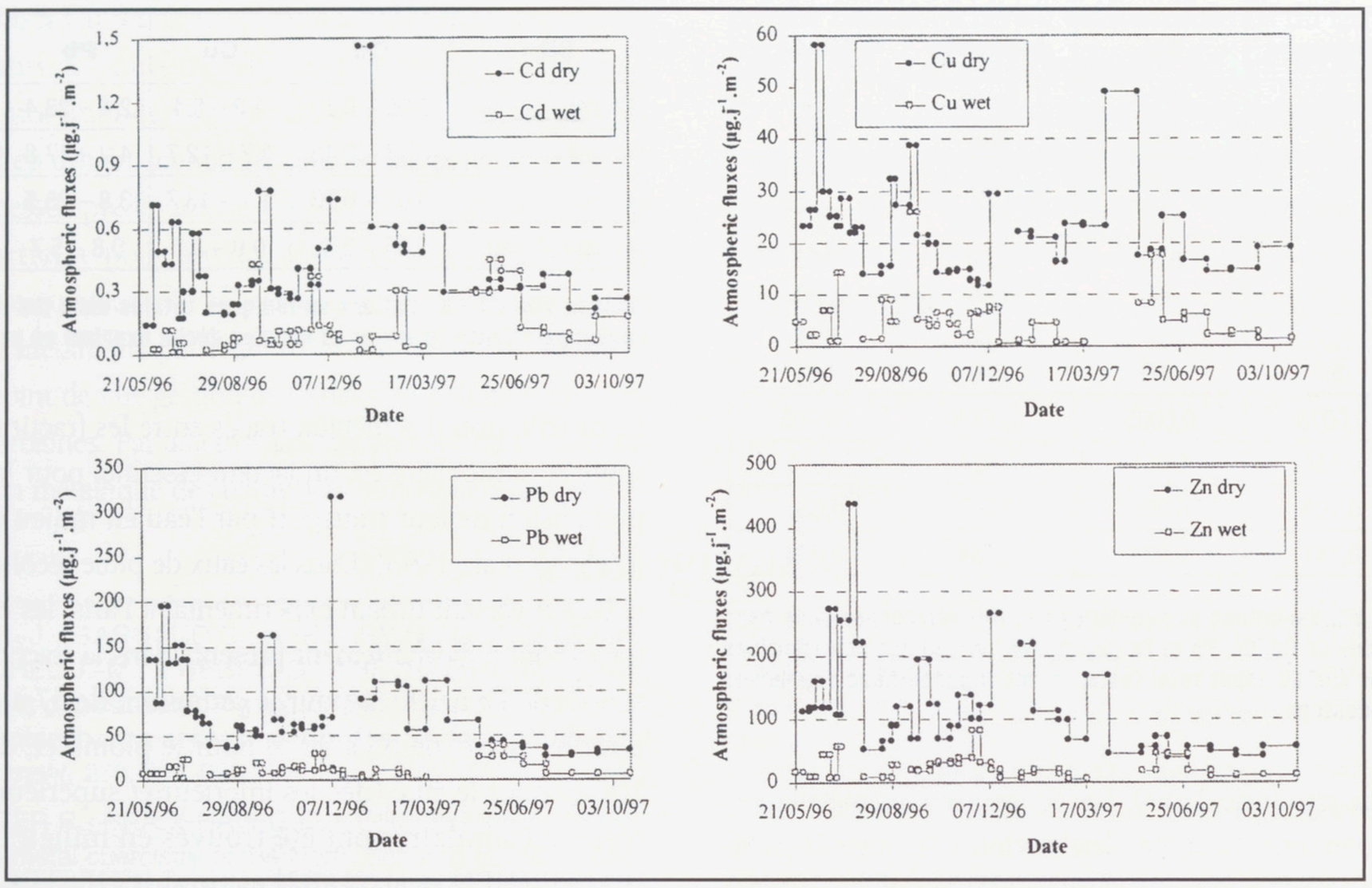


Figure 5. Évolution temporelle des flux secs et humides de Cd, Cu, Pb et Zn à Paris du 21/05/96 au 22/10/97

écarts entre les valeurs maximales et minimales sont forts : de 5 à 12 pour les flux secs et de 13 à 44 pour les flux humides. L'influence de la direction et de la vitesse des vents pour les périodes présentant les flux atmosphériques les plus forts n'a pu être clairement démontrée [MANEUX et al., 1998]. En effet, les flux les plus élevés, pour différentes périodes de prélèvement, peuvent correspondre à des directions et vitesses de vents variées. La banlieue parisienne apparaît être une région où les vents sont très perturbés avec des caractéristiques très variables, et ainsi difficiles à relier avec d'autres paramètres. Il est notamment difficile de désigner des sources de pollution responsables de ces flux importants, seules des hypothèses peuvent être faites.

La variablité temporelle des flux humide est sans doute à mettre en relation avec le caractère aléatoire de la pluie (intensité de la pluie, hauteur, conditions météorologiques précédentes) ; une telle variabilité est aussi observable pour les concentrations métalliques dans les eaux météorites [GARNAUD et al., 1999].

Afin d'étudier l'influence des saisons à Paris, les flux atmosphériques secs et humides, ainsi que les contributions du dépôt sec au dépôt total ont été calculé sur des pas de temps de 3 mois (90 jours) (*tableau VII*). Les flux atmosphériques secs des quatre métaux traces ne présentent pas de variations saisonnières significatives [GOLOMB et al., 1997] en relation avec une constance des émissions anthropiques majeures en région parisienne [PERSON et al., 1993]. Par contre, les flux atmosphériques humides sont sensiblement plus importants au printemps et en automne (dans le cas du zinc uniquement). Ceci peut être lié aux précipitations [MIGON et al., 1991 ; KAYA et TUNCEL, 1997], car durant notre période de prélèvement (1996-97), les précipitations moyennes journalières ont été nettement plus fortes au printemps (2,6 $mm.j^{-1}$) par rapport aux autres saisons (1,5 $mm.j^{-1}$ en été ; 1,4 $mm.j^{-1}$ en automne et 0,7 $mm.j^{-1}$ en hiver). Les forts flux atmosphériques humides de zinc en automne sont certainement dus en partie à la remise en route du chauffage urbain [KAYA et TUNCEL, 1997]. De plus, en hiver, la faible pluviosité induit des contributions du dépôt sec plus fortes. Ainsi, il apparaît nettement que les conditions météorologiques (pluviosité, durée de temps sec, ensoleillement) jouent un rôle prépondérant dans les modes de déposition des métaux traces en milieu urbain. Par ailleurs, la saison peut avoir un rôle important notamment lors de la comparaison de données ayant des périodes de prélèvement différentes. Donc, les différences de flux totaux observées au sein de nos quatre site peuvent être expliquées en partie par un effet saisonnier (sauf pour la comparaison entre Paris et Fontainebleau).

3.4. Concentrations métalliques dans les eaux de pluie

Les pluies collectées sur les différents sites de prélèvement présentent des hauteurs totales variables (de 2,0 à 27,2 mm) avec des périodes de retour inférieures à 1 an, excepté un événement survenu à Paris en août 1996 à Paris (pé-

	Printemps	Eté	Automne	Hiver
Cd_{dry}	0,002 (65)	0,002 (78)	0,002 (75)	0,004 (90)
Cu_{dry}	0,17 (83)	0,12 (79)	0,11 (81)	0,13 (92)
Pb_{dry}	0,47 (81)	0,31 (84)	0,50 (89)	0,53 (94)
Zn_{dry}	0,55 (80)	0,62 (87)	0,68 (81)	0,72 (91)
Cd_{wet}	0,0013	0,0005	0,0008	0,0005
Cu_{wet}	0,034	0,031	0,024	0,011
Pb_{wet}	0,108	0,060	0,065	0,036
Zn_{wet}	0,141	0,093	0,164	0,072

Tableau VII. Variations saisonnières des flux atmosphériques secs et humides de Cd, Cu, Pb et Zn (mg.saison^{-1}.m^{-2}) et des contributions du dépôt sec au dépôt total (valeurs entre parenthèse exprimées en pourcentage

riode de retour de 2 ans). Les concentrations métalliques totales, en tenant compte des fractions dissoutes et particulaires dans les eaux de pluie, présentent une variabilité temporelle importante, fait déjà observé dans d'autres régions urbaines [GALLOWAY et al., 1982 ; VAN DAALEN, 1991].

En considérant la grande variabilité des concentrations dans chaque série de données, les concentrations métalliques totales ne sont pas significativement différentes à Chatou et à Créteil (1994-1995), et à Paris et à Fontainebleau (1996-1997) (*tableau VIII*). Les périodes d'échantillonnage étant différentes pour les trois premiers sites, il est difficile d'émettre une comparaison fiable pour expliquer l'hétérogénéité de la contamination métallique des eaux de pluie en région parisienne. Par contre, pour les sites de Paris et de Fontainebleau séparés de 48 km, ayant des périodes de mesure semblables, nos résultats montrent que les concentrations métalliques totales de cuivre et de plomb sont significativement plus faibles à Fontainebleau. Du fait que le vent est un facteur essentiel dans la dispersion et le transport des polluants atmosphériques [GALLOWAY et al., 1982], et que ces derniers sont modérés et majoritairement en provenance de l'Ouest, il est probable que le site de Fontainebleau est sous l'influence de l'agglomération parisienne, comme cela a été montré pour certains gaz [ULRICH et WILLIOT, 1993]. À l'heure actuelle, nous n'avons pas d'explication par rapport aux fortes concentrations de cadmium mesurées dans les eaux de pluie à Fontainebleau : des mesures supplémentaires s'avèrent nécessaires pour essayer de déterminer la source de contamination locale ou l'existence d'un problème lié à la méthode de prélèvement.

Site	Cd	Cu	Pb	Zn
Chatou	0,05 – 0,13	1,2 – 5,4	2,1 – 28,4	9,5 – 74,4
Créteil	0,13 – 0,43	3,7 – 12,7	4,2 – 17,8	13,1 – 52,7
Paris	0,03 – 0,23	1,1 – 13,7	3,8 – 25,5	5,0 – 82,4
Fontainebleau	0,05 – 3,32	0,9 – 3,5	0,8 – 5,7	2 – 44,6

Tableau VIII. Concentrations métalliques totales dans les eaux de pluie en région parisienne (premier et dernier décile exprimé en µg.l^{-1})

La distribution des métaux traces entre les fractions dissoute et particulaire est un facteur essentiel pour la compréhension de leur transport par l'eau en milieu urbain [LOSNO et al., 1993]. Dans les eaux de pluie récoltées sur le bassin versant urbain expérimental à Paris, les métaux traces sont majoritairement présents dans la fraction dissoute : de 75 à 100 % pour le cadmium, de 57 à 100 % pour le cuivre, de 63 à 90 % pour le plomb et, de 84 à 100 % pour le zinc (déciles inférieur et supérieur). Des résultats similaires ont été trouvés en milieu urbain [PATTENDEN et al., 1982] et rural [CHESTER et al., 1994]. Cette dominance de la fraction dissoute est liée au faible pH des eaux de pluie ainsi qu'à leur faible concentration en matières en suspension. Dans le cas de Paris, le pH médian est de 4,5 et la concentration médiane en MES est de 0,2 mg.l-1.

4. Conclusion

La mesure en continu des flux atmosphériques secs et humides distinctement apparaît être une méthodologie essentielle pour l'étude des cycles bio-géochimiques métalliques en milieu urbain et pour mieux comprendre les processus gouvernant les retombées atmosphériques des métaux traces. En région parisienne, les flux atmosphériques totaux, secs et humides mesurés sur quatre sites présentent des variations temporelles importantes. Cette variabilité est à relier avec les conditions météorologiques (pluviométrie, ensoleillement) bien que l'influence de la direction et de la vitesse du vent n'a pu être clairement démontrée. Même si les flux métalliques sont plus importants à proximité des sources polluantes urbaines majeures (Créteil), les ordres de grandeur des flux atmosphériques sont sensiblement équivalents sur l'ensemble de la région (Créteil, Chatou et Paris), mais surtout nettement supérieurs au milieu rural. Le site de Fontainebleau, le plus éloigné de Paris, peut être considéré comme un site péri-urbain ayant des flux inférieurs aux trois sites de mesures précédents. Les apports atmosphériques secs et humides sont quantitativement différents en fonction de l'élément métallique considéré : on retrouve

Zn > Pb > Cu > Cd. Les flux atmosphériques secs sont constants au cours de l'année alors que les flux atmosphériques humides sont plus importants au printemps. En milieu urbain, le mode de déposition par voie sèche est le processus prédominant. En effet, le flux atmosphérique sec participe pour environ 80% au flux total pour les quatre métaux traces analysés. Cette connaissance d'un tel apport métallique particulaire en centre ville est essentiel d'un point de vue gestion des stocks de pollution des surfaces urbaines. Par ailleurs, le suivi en continu de la composition métallique des retombées atmosphériques est nécessaire d'un point de vue environnemental du fait du caractère toxique de ces derniers. En effet, les métaux traces sont essentiellement présents sous forme dissoute dans les eaux de pluie, et sont facilement relargables des particules sèches ; ils peuvent ainsi présenter un caractère toxique majeur pour le milieu naturel.

Remerciements

Les auteurs remercient le programme PIREN-Seine (CNRS GDR 1067) et le programme « Bassin versant urbain expérimental du Marais » ainsi que l'Office national des forêts pour la collecte d'échantillons de pluie.

Bibliographie

BRIS F.-J., GARNAUD S., APPERRY N., GONZALEZ A., MOUCHEL J.-M., CHEBBO G., THEVENOT D.R. (1999). « A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment ». *The Science of the Total Environment*, 235, 211-220.

CHESTER R., BRADSHAW G.F., CORCORAN P.A. (1994). « Trace metal chemistry of the North Sea particulate aerosol; concentrations, sources and sea water fates ». *Atmospheric Environment* 28, 2873-2883.

CHESTER R., NIMMO M., MURPHY K.J.T., NICOLAS E. (1990). « Atmospheric trace metals transported to the Western Mediterranean : data from a station on Cap Ferrat ». Rapport « EROS 2000 » (European River Ocean System), 2e Atelier sur le nord-ouest de la mer Méditerranée, Blanes, Espagne, 6-9 février, 597-612.

CHURCH T.M., TRAMONTANO J.M., SCUDLARK J.R., JICKELLS T.D., TOKOS J.J., KNAP A.H. et JR, GALLOWAY J.N. (1984). « The wet deposition of trace metals to the Western Atlantic ocean at the Mid-Atlantic coast and on Bermuda ». *Atmospheric Environment* 18, 2657-2664.

DANNECKER W., AU M., STECHMANN H. (1990). « Substance load in rainwater runoff from different streets in Hamburg ». *The Science of the Total Environment* 93, 385-392.

DULAC F., BUAT-MENARD P., ARNOLD M., EZAT U. (1987). « Atmospheric input of trace metals to the Western Mediterranean sea: 1. Factors controlling the variability of atmospheric concentrations ». *Journal of Geophysical Research* 92, 8437-8453.

ESTEBE A. (1996). « Impact de l'agglomération parisienne et de ses rejets de temps de pluie sur les concentrations en métaux des matières en suspension et des sédiments en Seine en période estivale ». Thèse de Doctorat, Université Parix XII – Val-de-Marne, France, 244 p. + annexes.

FAHRNI H.P. (1991). « Usines d'incinération des ordures ménagères et pollution atmosphérique : bilan actuel ». *Pollution Atmosphérique,* avril-juin 1991, 247-251.

FLAMENT P. (1985). « Les métaux traces associés aux aérosols atmosphériques : apports au milieu marin du littoral Nord-Pas de Calais ». Thèse de Doctorat, Université de Lille, France, 189 p + annexes.

FÖRSTER J. (1990). « Roof runoff : a source of pollutants in urban storm drainage systems ? ». Fifth international conference on urban storm drainage, Osaka (Japan), 469-474.

GALLOWAY J.N., THORNTON J.D., NORTON S.A., VOLCHOK H.L., Mc LEAN R.A.N. (1982). « Trace metals in atmospheric deposition: a review and assessment ». *Atmospheric Environment* 16, 1677-1700.

GARNAUD S., MOUCHEL J.-M., CHEBBO G., THEVENOT D.R. (1999) « Heavy metals in dry and wet atmospheric deposits in Paris district : comparison with urban runoff ». *The Science of the Total Environment,* 235, 235-245.

GOLOMB D., RYAN D., EBY N., UNDERHILL J., ZEMBA S. (1997) « Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts bay - I. Metals ». *Atmospheric Environment* 31, 1349-1359.

GRANIER L. (1991) « Apports atmosphériques en organochlorés à l'hydrosphère - Comparaison avec les métaux lourds ». Thèse de Doctorat, Université Paris VI, 160 p.

GREENBERG R.R., GORDON G.E., ZOLLER W.H., JACKO R.B., NEUENDORF D.W., YOST K.J. (1978) « Composition of particles emitted from the Nicosia Municipal Incinerator ». *Environmental Science and Technology* 12, 1329-1332.

GUIEU C. (1991). « Apports atmosphériques à la Méditerranée Nord-Occidentale ». Thèse de Doctorat, Université Paris VI, France, 225 p.

HARRISON R.M., JOHNSTON W.R. (1985). « Deposition fluxes of lead, cadmium, copper and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) on the verges of a major highway ». *The Science of the Total Environment* 46, 121-135.

HEWITT C.N., RASHED M.B. (1991). « The deposition of selected pollutants adjacent to a major rural highway ». *Atmospheric Environment* 25A, 979-983.

KAYA G., TUNCEL G. (1997). « Trace element and major ion composition of wet and dry deposition in Ankara, Turkey ». Atmospheric Environment 31, 3985-3998.

KOUTRAKIS P. (1984). « Physico-chimie de l'aérosol urbain : identification et quantification des principales sources par analyse multi-variable ». Thèse de Doctorat, Université Paris VII, 124 p. + annexes.

KOZAK Z., NIECKO J., KOZAK D. (1993). « Precipitation of heavy metals in the Leczna-Wlodawa lake region ». *The Science of the Total Environment* 133, 183-192.

LINDBERG S.E., TURNER R.R. (1988). « Factors influencing atmospheric deposition, stream export, and landscape accumulation of trace metals in forested watersheds ». *Water, Air, and Soil Pollution* 39, 123-156.

LOVETT G.M. (1994). « Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in N. America : an ecological perspective ». *Ecol. Appl*. 4 , 629-650.

MANEUX E., GROUSSET F.E., BUAT-MENARD P., LAVAUX G., RIMMELIN P. et LAPAQUELLERIE Y. (1998). « Temporal

patterns of the wet deposition of Zn, Cu, Ni, Cd and Pb : the Arcachon lagoon (France) ». *Water, Air, and Soil Pollution*, 1-26.

MIGON C., JOURNEL B., NICOLAS E. (1997). « Measurement of trace metal wet, dry and total atmospheric fluxes over the Ligurian sea ». *Atmospheric Environment* 31, 889-896.

MIGON C., MORELLI J., NICOLAS E., COPIN-MONTEGUT G. (1991). « Evaluation of total atmospheric deposition of Pb, Cd, Cu and Zn to the Ligurian Sea ». *The Science of the Total Environment* 105, 135-148.

Ministère de l'Environnement (1992). « Cartographie de la pollution industrielle : principaux rejets industriels (période 1989-1990) ». Rapport du Service de l'Environnement industriel, Direction de l'Eau et de la Prévention des pollutions et des risques, 90 p.

PACYNA J.M. (1984). « Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe ». *Atmospheric Environment* 18, 41-50.

PATTENDEN N.J., BRANSON J.R., FISHER E.M.R. (1982). « Trace elements measurements in wet and dry deposition and airborne particulate at an urban site ». Deposition of Atmospheric Pollutants H.-W. Georgii and J. Pankrath (eds.), 173-184.

PERSON A., PETIT-COVIAUX F., LE MOULLEC Y., FESTY B. (1993). « Contribution des principales sources en métaux et métalloïdes à la pollution particulaire de l'agglomération parisienne ». *Pollution Atmosphérique*, juillet-septembre 1993, 75-88.

REVITT D.M., HAMILTON R.S., WARREN R.S. (1990). « The transport of heavy metals within a small urban catchment ». *The Science of the Total Environment* 93, 359-373.

THIBERT S. (1994). « Exportations naturelles et anthropiques des ions majeurs et des éléments nutritifs dans le bassin de la Seine : approches méthodologiques ». Thèse de Doctorat, Université Paris VI, 199 pp.

TORSETH K., SEMB A. (1997). « Atmospheric deposition of nitrogen, sulfur and chloride in two watersheds located in southern Norway ». *Ambio* 26, 258-265.

TRIPATHI R.M., ASHAWA S.C.,KHANDEKAR R.N. (1993). « Atmospheric deposition of Pb, Cd, Cu and Zn in Bombay, India ». *Atmospheric Environment* 27B, 269-273.

ULRICH E., WILLIOT B. (1993). « Les dépôts atmosphériques en France de 1850 à 1990 ». *Rapport ONF - Ademe*, 154 p.

VAN DAALEN J. (1991). « Air quality and deposition of trace elements in the province of South-Holland ». *Atmospheric Environment* 25A, 691-698.

VUKMIROVIC Z., MARENDIC-MILJKOVIC J., RAJSIC S., TASIC M., NOVAKOVIC V. (1997). « Resuspension of trace metals in Belgrade under conditions of drastically reduced emission levels ». *Water, Air, and Soil Pollution* 93, 137-156.

ZOBRIST J., WERSIN P., JAQUES C., SIGG L., STUMM W. (1993). « Dry deposition measurements using water as a receptor : a chemical approach ». *Water, Air, and Soil Pollution* 71, 111-130.

CIFEC INFO 500 C

Désinfection des eaux

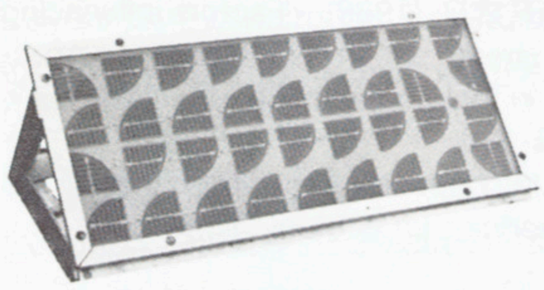
SOURCES,
CAPTAGES,
POINTS D'EAU ISOLÉS...
dépourvus ou non d'électricité

Nouveauté

STĒRĒCONOME

équipement de chloration proportionnelle avec ou sans raccordement au réseau électrique

POLYVALENT : **eau de Javel, hypochlorites, chlore gazeux**
AUTONOMIE ÉLECTRIQUE : 6 mois par batterie,
totale par panneau solaire ou réseau électrique



Panneau solaire

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

CIFEC Cie INDUSTRIELLE DE FILTRATION ET D'EQUIPEMENT CHIMIQUE
12 bis, rue du Commandant Pilot - 92200 NEUILLY-SUR-SEINE
Tél. : 01.46.40.49.49 - Télex 611 627 F - Télécopie : 01.46.40.00.87

primo

Caractérisation des eaux urbaines

■ M.C. GROMAIRE, A. GONZALEZ, S. GARNAUD, G. CHEBBO

1. Introduction

L'un des objectifs du programme de recherche "Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire" était la caractérisation fine de la pollution des différents types d'eaux produites en temps de pluie sur un bassin versant muni d'un réseau unitaire (eaux usées, eaux de ruissellement recueillies par différents types de surfaces urbaines, eaux pluviales à l'exutoire du réseau unitaire) et l'analyse de l'évolution de ces caractéristiques entre l'amont et l'aval du bassin versant.

Par « caractérisation » des eaux nous entendons ici :

- l'évaluation des concentrations en polluants (MES, MVS, DCO, DBO_5, métaux, hydrocarbures) en moyenne au cours d'un événement pluvieux et l'étude de leur variabilité en fonction des caractéristiques du site de mesure et des caractéristiques de l'événement pluvieux,
- l'étude de la répartition de ces polluants entre la phase dissoute (< 0,45 µm) et la phase particulaire,
- l'étude de la nature de particules transportées en suspension, en termes de vitesse de sédimentation et de teneur en polluants,
- l'analyse de la répartition des flux polluants au cours de l'événement pluvieux.

Les enjeux d'une telle caractérisation concernent :

- l'évaluation des impacts sur le milieu récepteur,
- le choix, la localisation et le dimensionnement des ouvrages de traitement,
- la caractérisation des boues résultant du traitement des eaux pluviales, valorisation potentielle de ces boues et impact éventuel sur le milieu récepteur.

Nous synthétiserons ici les principaux résultats obtenus en termes de caractérisation des différents types d'eaux urbaines sur le bassin versant expérimental du Marais à Paris.

2. Description de la campagne de mesure

2.1. Nombre et caractéristiques des événements étudiés

La campagne d'échantillonnage des eaux pluviales, sur le bassin du Marais, a été menée du 15 mai 1996 au 10 octobre 1997. Les périodes d'étude diffèrent cependant d'un site d'échantillonnage à un autre du fait de la mise en place progressive des équipements de mesure, des pannes, et de l'alternance dans les sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement.

L'événement pluvieux a été défini comme suit : précipitation d'une hauteur totale supérieure à 1 mm et séparée de l'événement précédent par une durée de temps sec d'au moins 30 min.

Le nombre d'événements pluvieux étudiés en termes de MES, MVS, DCO et DBO_5 est d'une soixantaine pour l'exutoire du bassin versant (voir caractéristiques en *tableau I*), quarante à cinquante pour les quatre toitures équipées initialement, dix à quinze pour les sept toitures complémentaires, une vingtaine pour chacune des chaussées et pour les deux cours imperméabilisées (Cbéton, Cpavé), huit pour la cour perméable (Cgravier). Le nombre d'événements pluvieux étudiés en termes de métaux et d'hydrocarbures est d'une vingtaine à l'exutoire et au niveau des quatre toitures initiales (voir caractéristiques en *tableau II*), trois à neuf événements au niveau des autres sites d'échantillonnage.

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h:mn)	Temps sec (j)
Minimum	1,3	0,7	1,2	1,2	1	0:06	0,02
Maximum	20,8	42	240	89,6	47,6	7:27	50,5
Médiane	5,9	3,7	20,6	12	5,9	1:45	0,9
Imax : intensité maximale sur la durée de remplissage d'un auget (0,2 mm) Imax5 : intensité maximale sur 5 mn Imax20 : intensité maximale sur 20 mn							

Tableau I. Caractéristiques des événements pluvieux étudiés à l'exutoire en termes de MES, MVS, DCO, DBO_5

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h:mn)	Temps sec (j)
Minimum	1,1	2,7	3,1	2,6	1,5	0:29	0,1
Maximum	26,7	21,6	240	89,6	36,6	6:56	50,5
Médiane	3,7	8,4	28,8	14,3	7,2	2:01	2,0
Imax : intensité maximale sur la durée de remplissage d'un auget (0,2 mm) Imax5 : intensité maximale sur 5 mn Imax20 : intensité maximale sur 20 mn							

Tableau II. Caractéristiques des événements pluvieux étudiés à l'exutoire en termes de métaux et hydrocarbures

Les eaux usées, à l'exutoire du bassin versant, ont été étudiées au cours de quatre campagnes de mesure, menées à différentes saisons, et concernant chacune 3 à 7 jours différents de la semaine. Chaque jour, 24 échantillons moyens horaires ont été collectés et analysés en termes de MES, MVS, DCO ET DBO_5. Pour les métaux, les hydrocarbures, ainsi que pour les vitesses de sédimentation, compte tenu de la lourdeur des analyses, ces 24 échantillons horaires ont été regroupés avant analyse en trois échantillons représentatifs des différentes périodes de la journée (nuit, pic matinal, après-midi). Ces données ont servi à évaluer les caractéristiques des eaux usées véhiculées durant les événements pluvieux en faisant l'hypothèse que les eaux usées produites durant un événement pluvieux sont identiques à celles produites par temps sec durant la même saison, à la même heure, le même jour de la semaine.

2.2. Protocoles d'analyses

L'étude portait sur les paramètres de pollution suivants : matières en suspension, matières volatiles en suspension, demande chimique en oxygène, demande biochimique en oxygène, hydrocarbures, métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb, zinc). La répartition des solides en suspension par classes de vitesse de chute et la répartition de la masse polluante au cours de l'événement pluvieux ont également été étudiées.

Les MES ont été déterminées par filtration suivant la norme AFNOR NFT90-105. Les filtres ont ensuite été calcinés à 525°C pour déterminer les MVS.

Les analyses de DCO et de DBO_5 ont été réalisées sur les fractions totales et dissoutes (après filtration à 0,45 µm). La DBO_5 a été mesurée suivant la norme AFNOR NFT90-103, tandis que pour la DCO nous avons utilisé la micro méthode HACH. Un test de comparaison entre la micro méthode et la méthode normalisée AFNOR NFT 90-101 a permis de valider l'utilisation de la micro méthode pour la mesure de DCO sur les échantillons du bassin versant du Marais.

L'analyse des métaux a été effectuée sur la fraction totale et la fraction dissoute. Le protocole de mesure des métaux dissous est le suivant : 50 ml d'échantillon brut sont filtrés à 0,45 µm, le filtrat est ensuite acidifié à pH 1 avec de l'acide nitrique concentré et conservé à 4°C avant l'analyse des métaux dissous par spectrophotométrie d'absorption atomique en mode four ou flamme. Le protocole de mesure des métaux totaux s'appuie sur une digestion acide de 20 ml d'échantillon brut par 2 ml d'acide perchlorique et 18 ml d'acide nitrique, dans un bécher en téflon. Le bécher est chauffé à 110° C sur un banc de sable jusqu'à siccité. Le résidu final est dissous dans 30 ml d'acide nitrique 1 N. Après 20 min de centrifugation à 3 000 g, le surnageant est stocké à 4°C avant l'analyse des métaux totaux par spectrométrie d'absorption atomique en mode four ou flamme.

L'analyse des hydrocarbures a été effectuée sur les fractions dissoutes et particulaires. Les hydrocarbures dissous et particulaires ont été séparés par filtrations successives d'un litre d'échantillon sur des filtres de porosité décroissante (2,7 µm à 0,45 µm). Les hydrocarbures dissous ont été extraits par addition de dichlorométhane. Les hydrocarbures particulaires ont été extraits au Soxhlet avec un mélange de dichlorométhane et de méthanol. Les extraits organiques concentrés sont ensuite séparés en classes de composés (hydrocarbures aliphatiques et hydrocarbures aromatiques) par chromatographie d'adsorption sur gel de silice. L'analyse est réalisée par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. Les concentrations d'hydrocarbures sont quantifiées par rapport aux abondances des standards perdeutérés ajoutés dans chaque échantillon avant extraction.

Les vitesses de sédimentation des particules ont été mesurées immédiatement après l'événement pluvieux au moyen de la colonne de sédimentation CERGRENE 95. Le principe de mesure repose sur la méthode de suspension homogène, avec mesure de la masse de particules décantées au pied de la colonne de sédimentation au bout de temps croissants. Le protocole suivi est détaillé dans [CHADIRAT et al., 1997].

2.3. Incertitudes sur les mesures des concentrations

Une attention particulière a été portée à l'évaluation de la qualité des mesures effectuées et l'estimation des incertitudes qui leur sont attachées. Les principales sources d'incertitude identifiées dans le cas de cette recherche sont synthétisées dans le *tableau III*. On notera que l'incertitude d'analyse ne représente dans la plupart des cas qu'une fraction de l'incertitude globale. Dans le cas des effluents de temps de pluie prélevés en réseau d'assainissement, les principales sources d'incertitudes sont dues aux modifications de l'échantillon induites par le système de prélèvement et au mode de constitution de l'échantillon moyen.

Malgré tout le soin apporté à la mise en place du dispositif expérimental, les incertitudes sur les concentrations moyennes et donc sur les masses mesurées s'avèrent importantes dans certains cas et il convient d'en tenir compte lors de l'interprétation des résultats. Elles sont maximales dans le cas des eaux de ruissellement des cours, où le système de prélèvement mis en place ne permettait pas la constitution d'un échantillon moyen proportionnel au volume écoulé ; très significatives pour les effluents de temps de pluie à l'exutoire, du fait des difficultés à assurer un prélèvement représentatif des effluents en réseau ; plus faibles dans le cas des eaux de ruissellement de toiture et de chaussée. Ces incertitudes sont constituées d'une incertitude aléatoire à laquelle s'ajoute dans le cas des échantillonnages au niveau des cours et de l'exutoire du bassin versant un biais systématique dû au système de prélèvement.

Les valeurs retenues pour les incertitudes sur les concentrations moyennes à l'échelle de l'événement pluvieux sont synthétisées en *tableau IV* et *tableau V*. L'erreur aléatoire est nettement plus élevée dans le cas des micropolluants — et ce d'autant plus que leur concentration est faible — que dans le cas des paramètres MES, MVS, DCO et DBO_5. Dans le cas des effluents de temps de pluie à l'exutoire du Marais, l'incertitude aléatoire sur les concentrations moyennes par événement pluvieux est estimée ± 14 % à ± 18 % pour les paramètres MES, MVS, DCO et DBO_5 et ± 20 % à ± 50 % pour les micropolluants. À cela s'ajoute dans le cas des MES, des MVS et des micropolluants un biais systématique de +12 % à +18 %.

Type de mesure		Principales sources d'incertitude
Concentration moyenne au cours d'un événement pluvieux	Toitures	Homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
	Cours	Constitution de l'échantillon « moyen » (discrétisation de l'événement à pas de temps fixe) + homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
	Chaussées	Homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
	Exutoire	Constitution de l'échantillon moyen (manque de prélèvement en tout début et en fin d'événement) + incertitude de prélèvement moyennée (hétérogénéité dans la section, ségrégation au niveau de la prise d'eau, contamination, modification au cours du transport…) + homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
Concentration pollutogramme	Chaussées	Analyse
	Exutoire	Incertitude de prélèvement (hétérogénéité dans la section, ségrégation au niveau de la prise d'eau, contamination, modification au cours du transport…) + analyse

Tableau III. Principales sources d'incertitude dans le cas du Marais

3. Concentrations en polluants dans les effluents de temps sec et de temps de pluie

3.1. Concentrations en matières en suspension et en matière oxydable

✣ Ordre de grandeur et comparaison avec les données de la littérature

Le *tableau VI* synthétise les ordres de grandeur des concentrations de MES, MVS, DCO et DBO_5 mesurées dans les différents effluents de temps de pluie du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux, ainsi que les concentrations des eaux usées transportées durant l'événement pluvieux dans le réseau.

On note que les concentrations en MES et en matière oxydable des eaux de ruissellement de toiture sont en général faibles et comparables aux valeurs citées dans la littérature. Des concentrations nettement plus significatives de MES, MVS, DCO et DBO_5 ont été mesurées pour les eaux de ruissellement de voirie et, dans une moindre mesure, pour les eaux de ruissellement des cours intérieures. Alors que les concentrations en DCO et en DBO_5 des eaux de ruissellement de voirie du Marais se situent dans la frange supérieure des valeurs citées dans la littérature, les concentrations en MES sont quant à elles globalement in-

		cadmium	Cuivre	Plomb	zinc	Hydrocarbures
Toitures	Tranche 1	0 ± 40 %	0 ± 46 %	0 ± 23 %	0 ± 16 %	0 ± 30 %
Chaussées	Tranche 2	0 ± 13 %	0 ± 12 %	0 ± 8 %	0 ± 6 %	
	Tranche 3	0 ± 6 %	0 ± 5 %			
Cours	Tranche 1	-21 ± 51 %	-21 ± 56 %	-21 ± 39 %	-21 ± 35 %	-21 ± 43 %
	Tranche 2	-21 ± 34 %	-21 ± 33 %	-21 ± 32 %	-21 ± 32 %	
	Tranche 3	-21 ± 32 %	-21 ± 31 %			
Exutoire temps de pluie	Tranche 1	18 ± 45 %	18 ± 50 %	18 ± 30 %	18 ± 25 %	18 ± 36 %
	Tranche 2	18 ± 23 %	18 ± 23 %	18 ± 21 %	18 ± 20 %	
	Tranche 3	18 ± 20 %	18 ± 20 %			
Exutoire temps sec	1 h-8 h Tranche 1	-14 ± 51 %	-14 ± 56 %	-14 ± 40 %	-14 ± 36 %	-14 ± 44 %
	1 h-8 h Tranche 2	-14 ± 35 %	-14 ± 34 %	-14 ± 33 %	-14 ± 33 %	
	1 h-8 h Tranche 3	-14 ± 33 %	-14 ± 32 %			
	8 h-16 h et 16 h-1 h Tranche 1	10 ± 42 %	10 ± 48 %	10 ± 27 %	10 ± 21 %	10 ± 33 %
	8 h-16 h et 16 h-1 h Tranche 2	10 ± 18 %	10 ± 18 %	10 ± 15 %	10 ± 14 %	
	8 h-16 h et 16 h-1 h Tranche 3	10 ± 14 %	10 ± 14 %			

	Cadmium	Cuivre	Plomb	Zinc
Tranche 1	< 1,6 µg/l	< 70 µg/l	< 500 µg/l	< 6 000 µg/l
Tranche 2	1,6 à 5 µg/l	70 à 300 µg/l	> 500 µg/l	> 6 000 µg/l
Tranche 3	> 5 µg/l	> 300 µg/l		

Tableau IV. Estimation de l'incertitude globale au seuil de confiance de 95 % (Cmesuré-Créel)/Créel) sur les concentrations moyennes en micropolluants au cours d'un événement (a ± b : a = erreur systématique ; b = erreur aléatoire)

Site de mesure	MES, MVS	DCO, DBO5	DCO d	DBO5 d
Toitures et chaussées	0 ± 6 %	0 ± 5 %	0 ± 6 %	0 ± 10 %
Cours	-21 ± 32 %	-16 ± 27 %	-5 ± 28 %	-5 ± 29 %
Exutoire temps de pluie	18 ± 18 %	6 ± 17 %	-3 ± 14 %	-3 ± 16 %
Exutoire temps sec	12 ± 13 %	0 ± 13 %	0 ± 6 %	0 ± 10 %

Tableau V. Estimation de l'incertitude globale au seuil de confiance de 95 % (Cmesuré-Créel)/Créel) sur la concentration moyenne en MES, MVS, DCO et DBO_5 au cours d'un événement (a ± b : a = erreur systématique ; b = erreur aléatoire)

férieures aux valeurs de la littérature [HERRMANN et al., 1992 ; XANTHOPOULOS et HAHN, 1993 ; DELETIC et MAKSIMOVIC, 1998]. Cette différence peut s'expliquer par le nettoyage intensif des voiries à Paris : un balayage humide des caniveaux est effectué quotidiennement, trottoirs et caniveaux sont nettoyés avec un jet d'eau sous pression deux à cinq fois par semaine, de plus une aspiratrice circule dans la plupart des rues cinq jours par semaine. Elle pourrait également s'expliquer par la situation du bassin versant en plein centre ville, dans une zone présentant très peu de surfaces perméables, ces surfaces perméables pouvant constituer une source importante de particules en suspension. Les concentrations en DCO et DBO_5 plus élevées seraient alors à relier à une nature plus organique des particules entraînées par le ruissellement en centre ville, comparé au ruissellement en zone périphérique.

	Paramètre	MES (mg.l^{-1})			MVS (mg.l^{-1})			DCO (mg.l^{-1})			DBO5 (mg.l^{-1})		
	Décile	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90%	10 %	50 %	90 %
Ruiss. toitures	Marais	6	17	74	3	7	26	12	27	73	2	4	13
	Littérature (1)	(5) - (30)			-			(3) - (40)					
Ruiss. cours	Marais	13	40	152	8	23	64	31	63	213	6	14	29
Ruiss. voirie	Marais	53	97	276	29	51	152	74	135	391	15	31	71
	Littérature (2)	(45) - (937)			-			(77) - (146)					
Exutoire pluie	Marais	121	221	519	87	140	331	190	331	639	81	139	262
	Littérature (3)	(152) - (670)			-			(114) - (570)			(48)- (270)		
Eaux usées		100	147	206	88	127	172	231	370	462	108	175	222

(1) SAKAKIBARA , 1996 ; SHINODA , 1990 ; ARTIERES, 1987 ; BOLLER, 1997 ; XANTHOPOULOS et HAHN, 1993.

(2) CONSTANT, 1995 ; RANCHET et al., 1993 ; BALADES et al., 1994 ; GAUTIER, 1998 ; XANTHOPOULOS et HAHN., 1993, HERRMANN et al., 1992.

(3) HOGHLAND et al., 1984 ; GEIGER, 1986 ; SAGET, 1994.

Tableau VI. Ordres de grandeur des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO_5 mesurés dans les différents effluents de temps de pluie et dans les eaux usées du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux

Les concentrations en MES, MVS, DCO et DBO_5 mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant du Marais sont comparables aux valeurs trouvées dans la littérature pour des réseaux unitaires [HOGHLAND et al., 1984 ; GEIGER, 1986 ; SAGET, 1994]. Ces concentrations, qui sont dans la plupart des cas nettement supérieures à celles mesurées pour les eaux de ruissellement mais aussi supérieures ou équivalentes à celles mesurées pour les eaux usées de temps sec, confirment d'une part l'importance de la pollution des rejets unitaires de temps de pluie et font apparaître un enrichissement de l'effluent en particules et en matières oxydables au cours du transfert dans le réseau unitaire.

✣ Variabilité des concentrations en fonction du site de mesure

Dans le cas des eaux de ruissellement de toiture, l'ordre de grandeur de ces concentrations en MES, MVS, DCO, DBO_5 est identique d'un site de mesure à un autre. Pour les cours et les chaussées, des différences significatives de concentration en MES, MVS, DCO et DBO_5 ont été observées en fonction du site d'échantillonnage.

La charge des eaux de ruissellement de voirie semble dépendre de la fréquentation globale de la rue, des difficultés de circulation et de l'importance des activités commerciales. Cependant, nous n'avons pas pu établir de relation claire entre les concentrations mesurées et les paramètres caractéristiques de la rue tels que l'importance du trafic automobile.

Dans le cas des eaux de ruissellement des cours intérieures, les résultats dépendent du matériau de couverture de la cour et des pratiques locales. L'entraînement de terre et de gravillons conduit à des concentrations en MES très élevées (jusqu'à 490 mg/l) dans le cas de la cour en gazon et gravier (Cgravier), avec des teneurs faibles en matières volatiles. Les eaux de ruissellement de la cour Cbéton présentent des concentrations médianes en particules et en matières oxydables deux fois supérieures à celles de la cour Cpavé. Cet écart peut être relié à la présence d'arbres et de pigeons dans la cour bétonnée, et aux différences des pratiques de nettoyage.

3.2. Concentrations en métaux lourds et en hydrocarbures

✣ Ordres de grandeurs des concentrations

Le *tableau VII* synthétise les ordres de grandeurs des concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn mesurées dans les différents effluents de temps de pluie du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux, ainsi que les concentrations des eaux usées transportées durant l'événement pluvieux dans le réseau.

Dans le cas des métaux lourds et contrairement aux autres polluants étudiés, les concentrations les plus élevées parmi les différents effluents de temps de pluie, ont été obtenues pour les eaux de ruissellement de toiture. Ce phénomène est particulièrement marqué pour le zinc et le plomb, pour lesquels la concentration médiane des eaux de ruissellement de toiture est 4 à 6 fois supérieure à la concentration médiane des eaux de ruissellement de cour ou de chaussée et 2 fois supérieure à la concentration médiane mesurée par temps de pluie à l'exutoire. Il s'explique

par la corrosion des parties métalliques des toitures, notamment toitures en zinc et éléments décoratifs ou étanchéités en plomb.

Les eaux usées constituent une source mineure de plomb et de zinc durant l'événement pluvieux, avec des concentrations médianes 10 fois inférieures à celles mesurées pour l'effluent unitaire de temps de pluie, et 20 à 30 fois inférieures aux concentrations médianes mesurées pour les eaux de ruissellement de toiture. Les concentrations dans les eaux usées sont plus significatives, en comparaison avec les eaux de ruissellement, en ce qui concerne le cadmium et surtout le cuivre. Le cuivre présent dans les eaux usées peut être attribué à la corrosion des tuyauteries d'eau potable à l'intérieur des habitations.

Pour les hydrocarbures, les ordres de grandeur des concentrations moyennes par événement sont comparables dans les différents types d'eaux étudiés.

✣ Comparaison avec les données de la littérature

La comparaison des concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement du Marais avec les valeurs citées dans la littérature est assez délicate du fait de la forte dispersion des données bibliographiques. Ces concentrations dépendent en effet d'un grand nombre de paramètres notamment, dans le cas des toitures, de la nature des matériaux de couverture et de l'environnement du toit, dans le cas des chaussées de la fréquentation, du mode d'occupation du sol, de l'état de la voirie, des pratiques de nettoyage... mais aussi des caractéristiques des événements pluvieux étudiés.

	Paramètre	Cd (µg.l^{-1})			Cu (µg.l^{-1})			Pb (µg.l^{-1})			Zn (µg.l^{-1})		
	Décile	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
Ruiss. toitures	Marais	0,2	0,7	4,5	14	43	240	76	392	2 458	582	2 998	12 357
	Littérature (1)	(0,2) - (1,0)			(4) - (235)			(16) - (150)			(24) - (2 500)		
Ruiss. cours	Marais	0,3	0,8	1,2	15	27	50	63	112	228	78	577	1 375
Ruiss. voirie	Marais	0,2	0,5	1,0	37	63	103	98	138	268	327	560	1661
	Littérature (2)	(1,4) - (13)			(76) - (184)			(98) - (525)			(103) - (1 300)		
Exutoire	Marais	0,8	1,5	3,3	58	117	208	132	211	377	1 024	1 530	3 343
	Littérature (3)	(7) - (43)			(180) - (380)			(100) - (510)			(350) - (2 000)		
Eaux usées		0,08	0,3	0,3	35	73	93	5	12	16	63	156	199
(1) XANTHOPOULOS et HAHN, 1993 ; VAN DAM et al., 1986 ; BOLLER, 1997 ; CHANG et CROWLEY, 1993.													
(2) CONSTANT, 1995 ; GAUTIER, 1998 ; DANNEKER et al., 1990 ; XANTHOPOULOS et HAHN, 1993 ; HERRMANN et al., 1992.													
(3) HOGHLAND et al., 1984 ; SAGET, 1994.													

Tableau VII. Ordres de grandeurs des concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn mesurées dans les différents effluents de temps de pluie et dans les eaux usées du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux

	Paramètre	Hydrocarbures (µg.l^{-1})		
	Décile	10 %	50 %	90 %
Ruiss. toitures	Marais	223	692	2 054
Ruiss. cours	Marais	220	753	2 398
Ruiss. voirie	Marais	324	867	4 691
	littérature (2)	(110) - (11 000)		
Exutoire	Marais	566	873	3 039
	littérature (3)	(2 900) - (6 100)		
Eaux usées		510	1 053	1 547
(2): CONSTANT, 1995 ; GAUTIER, 1998 ; XANTHOPOULOS et HAHN, 1993.				
(3): SAGET, 1994.				

Tableau VIII. Ordres de grandeurs des concentrations d'hydrocarbures mesurées dans les différents effluents de temps de pluie et dans les eaux usées du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux

Pour les eaux de toiture du Marais, on remarque globalement que les concentrations en cadmium et en zinc sont dans la fourchette haute des valeurs bibliographiques alors que les concentrations en plomb sont supérieures dans l'ensemble aux valeurs citées dans la littérature.

Les concentrations en cadmium dans les eaux de ruissellement des chaussées du Marais sont dans la fourchette basse des valeurs bibliographiques, tandis que les concentrations en cuivre, zinc, plomb et hydrocarbures des eaux de voirie sont globalement comparables aux valeurs bibliographiques.

Les concentrations en cuivre, plomb et zinc dans les effluents unitaires de temps de pluie à l'exutoire du Marais sont comparables aux valeurs citées dans la littérature. Seul le cadmium présente des concentrations nettement plus faibles que celles qui avaient été mesurées jusqu'à présent. Cette différence s'explique sans doute par les efforts importants consentis ces dernières années pour réduire la production urbaine de ce métal. Les concentrations en hydrocarbures des eaux pluviales à l'exutoire du Marais sont dans l'ensemble inférieures aux valeurs de la

littérature, ce qui peut s'expliquer par l'absence quasi totale d'activités industrielles sur le bassin du Marais.

✣ Variabilité des concentrations en fonction du site de mesure

En fait, les concentrations en métaux dans les eaux de ruissellement de toitures du Marais varient dans une large gamme d'un site d'échantillonnage à un autre en fonction des matériaux utilisés pour la couverture de la toiture. Des concentrations en zinc et en cadmium extrêmement élevées ont été mesurées pour les toits en zinc. Ce phénomène, également cité par FÖRSTER (1996), s'explique par la corrosion des plaques de zinc de couverture et dans une moindre mesure par la corrosion du zinc des gouttières. Rappelons que le cadmium constitue une impureté des produits de la métallurgie du zinc et constitue de ce fait un des produits de la corrosion du zinc. Les très fortes concentrations en plomb mesurées sur certains toits en ardoise s'expliquent par l'usage de plomb, sur ces toitures, pour réaliser des travaux accessoires : étanchéités, faîtages, entourages de fenêtres, chatières, chéneaux… Les concentrations en cuivre varient peu d'un toit à un autre pour les toitures ne présentant pas de parties en cuivre. En revanche, des concentrations nettement plus élevées ont été mesurées pour les toitures munies de gouttières et descentes de gouttière en cuivre et sont attribuables à la corrosion.

Dans le cas des hydrocarbures, bien que des différences d'un facteur deux apparaissent en termes de concentration médiane d'une toiture à une autre, nous n'avons pas pu établir de relation entre la nature de la toiture et la concentration en hydrocarbures. Les différences sont sans doute imputables à l'environnement de la toiture.

Bien que des différences de concentrations significatives aient été notées d'un site de chaussée à un autre, il n'a là encore pas été possible d'établir de relation claire entre les concentrations en métaux ou en hydrocarbures dans le ruissellement et les caractéristiques de la rue étudiée. Dans le cas des eaux de ruissellement de cours, les résultats sont relativement stables d'un site à un autre pour le cuivre et en plomb. Pour le cadmium et le zinc en revanche, les concentrations mesurées sont nettement plus faibles pour la cour perméable que pour les deux cours imperméables.

4. Répartition des polluants entre la phase dissoute et la phase particulaire

Au niveau des eaux de ruissellement du Marais, la distribution des polluants entre la phase particulaire et la phase dissoute est extrêmement fluctuante d'un échantillon à un autre et d'une pluie à une autre (*tableau IX*). Seuls le plomb et les hydrocarbures sont majoritairement sous forme particulaire pour la plupart des échantillons.

Dans les eaux de ruissellement de chaussée, et pour 90 % des échantillons moyens analysés, plus de 90 % de la concentration totale en plomb est sous forme particulaire, tandis que la proportion de cadmium, d'hydrocarbures, de DCO et de DBO_5 liée aux particules est supérieure à 50 %. En revanche, pour le zinc et le cuivre les fortes divergences d'un site à un autre ne permettent pas de dégager des tendances. Des résultats comparables ont été obtenus au niveau des cours. Dans le cas du ruissellement de toiture la proportion de polluants sous forme dissoute est plus élevée, voire majoritaire. Elle représente, en médiane, 90 % de la charge en zinc des eaux de toiture, 70 % du cadmium, 50 % du cuivre et de la DBO_5 et 40 % de la DCO.

Dans le cas des eaux de ruissellement du Marais, et contrairement à ce qui a pu être mesuré par CHEBBO (1992) pour les effluents à la sortie d'un réseau séparatif, les particules en suspension ne constituent donc pas toujours le principal vecteur de pollution et la proportion de pollution sous forme dissoute est loin d'être négligeable. Un traitement de ces eaux de ruissellement qui viserait uniquement l'élimination des MES, par décantation ou filtration, conduirait certes à une réduction assez importante des flux de plomb et d'hydrocarbures mais serait d'une efficacité tout à fait aléatoire pour la réduction des flux de matière organique, de cadmium, de cuivre et de zinc.

En revanche, les particules sont le principal vecteur de pollution organique, de métaux et d'hydrocarbures dans les eaux de temps de pluie à l'exutoire du bassin versant. La proportion de DCO (respectivement de DBO_5) liée aux particules en moyenne sur l'événement pluvieux est supérieure à 73 % (respectivement à 65 %) dans 90 % des cas, et supérieure à 80 % dans 50 % des cas. La proportion de cadmium, cuivre et plomb liée aux particules est supérieure à 90 % pour 90 % des événements pluvieux étudiés. La proportion de zinc et d'hydrocarbures liés aux particules est supérieure respectivement à 67 % et à 70 %, dans 90 % des événements étudiés. Ces résultats obtenus pour un grand nombre d'événements pluvieux corroborent les valeurs mesurées par [CHEBBO, 1992] pour un nombre restreint de pluies. Ils confirment qu'un traitement des effluents unitaires de temps de pluie visant à éliminer les matières en suspension permettrait également de réduire efficacement la pollution en matière organique, en métaux et en hydrocarbures, et ce en particulier pour les événements les plus chargés.

La comparaison des proportions de polluants sous forme particulaire dans les différents types d'eaux de ruissellement, dans les eaux usées et dans les effluents de temps de pluie à l'exutoire fait apparaître une évolution de la distribution dissous-particulaire durant le transfert en réseau (*tableau IX*), avec une augmentation de la proportion de polluants sous forme particulaire. Cette évolution, qui est peu marquée pour les hydrocarbures et le plomb, est perceptible pour les matières oxydables et particulièrement nette pour le zinc, le cadmium et le cuivre.

	Ruissellement toiture			Ruissellement cours			Ruissellement voirie			Exutoire			Eaux usées		
Décile	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
% DCO	34	59	81	39	58	76	56	74	85	73	82	91	62	66	74
% DBO5	25	49	73	36	58	77	47	66	79	65	80	90	62	64	73
% HC	53	86	98	58	91	98	56	84	98	70	82	95	82	83	84
% Cd	6	28	73	41	90	99	56	83	94	93	99	100	100	100	100
% Cu	10	51	82	37	65	84	3	67	86	91	96	99	91	93	94
% Pb	46	85	96	74	92	97	90	97	99	90	97	99	74	83	85
% Zn	1	11	40	14	46	90	18	52	81	67	88	98	78	81	82

Tableau IX. Pourcentage de polluants sous forme particulaire

5. Caractéristiques des particules en suspension

5.1. Vitesses de sédimentation

Les solides en suspension dans les eaux de ruissellement du Marais, avant transfert en réseau, présentent des vitesses de chute relativement faibles dans l'ensemble et extrêmement variables d'un événement à un autre (*figure 1*), ce qui rend difficile la mise en œuvre de processus de traitement basés sur la décantation. Cette faible décantabilité signifie par ailleurs qu'une fraction élevée des particules en suspension dans les eaux de ruissellement n'est pas susceptible de sédimenter dans le réseau d'assainissement et ne ferait qu'y transiter vers le milieu récepteur.

Les vitesses de sédimentation mesurées pour les eaux de temps de pluie à l'exutoire du bassin versant sont nettement supérieures à celles des eaux usées et supérieures à celles des eaux de ruissellement. Cette augmentation est à relier à l'importance et à la nature des particules érodées à l'intérieur du réseau durant l'événement pluvieux. Les vitesses de chute mesurées par temps de pluie à l'exutoire du Marais restent cependant inférieures aux valeurs mesurées par [CHEBBO, 1992] pour les effluents de temps de pluie de plusieurs réseaux unitaires et séparatifs. La vitesse de chute médiane V50 varie, dans 80 % des cas, entre 0,4 et 2,1 m/h et une proportion de 17 à 39 % des particules décante avec une vitesse de chute inférieure à 0,07 m/h. Les vitesses de sédimentation des matières volatiles diffèrent peu de celles des matières en suspension.

L'écart constaté par rapport aux données de la littérature, et notamment par rapport aux vitesses de chute mesurées par [CHEBBO, 1992] pourrait être imputable aux différences des appareils et des protocoles de mesure. En effet, les travaux de [LUCAS-AIGUIER et al., 1998] ont mis en évidence l'influence importante de la procédure de séparations par classes de vitesses de chute sur la valeur des résultats. [AIGUIER et al., 1996] ont démontré que les mesures de vitesses de chute pouvaient être biaisées du fait de modifications rapides des caractéristiques des particules durant le stockage de l'échantillon ou, dans certains cas, du fait du prétraitement de l'échantillon. Les vitesses de chute mesurées sont également susceptibles de varier en fonction de la masse de solides introduite dans la colonne et de la nature de l'eau dans laquelle les particules décantent. Ces observations ont conduit au développement d'un nouveau protocole de mesure des vitesses de chute, le protocole CERGRENE 95, qui a été employé dans cette étude [CHADIRAT et al., 1997]. Les mesures ont été effectuées immédiatement après le prélèvement, sans aucun prétraitement de l'échantillon.

Cependant, les vitesses de chute plus faibles mesurées sur le site du Marais pourraient également être spécifiques à ce site. Ce résultat signifierait que les vitesses de sédimentation sont susceptibles de varier fortement d'un site à un autre. Il convient donc d'être très prudent dans l'extrapolation des mesures à d'autres bassins versants.

Nous avons également noté une forte variabilité des distributions par classes de vitesses de chute en fonction des caractéristiques de l'événement pluvieux. Les différences par rapport aux données bibliographiques qui correspondent

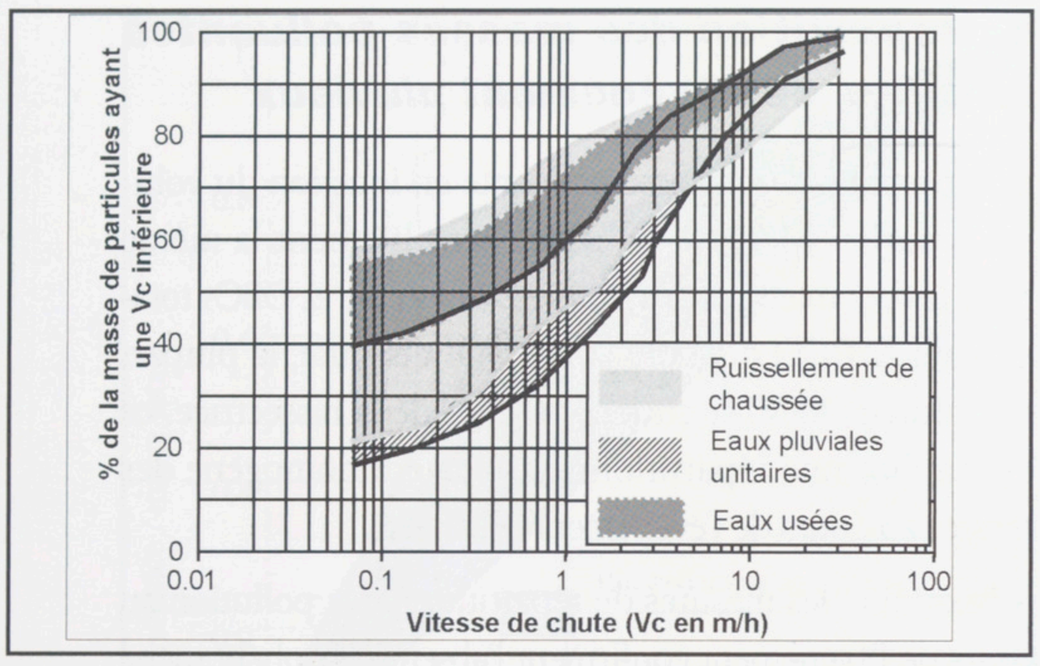


Figure 1. distributions des vitesses de chute des particules dans les eaux usées de temps sec, les eaux de ruissellement de chaussée et les effluents de temps de pluie à l'exutoire du réseau (fuseaux correspondant à 80 % des événements pluvieux

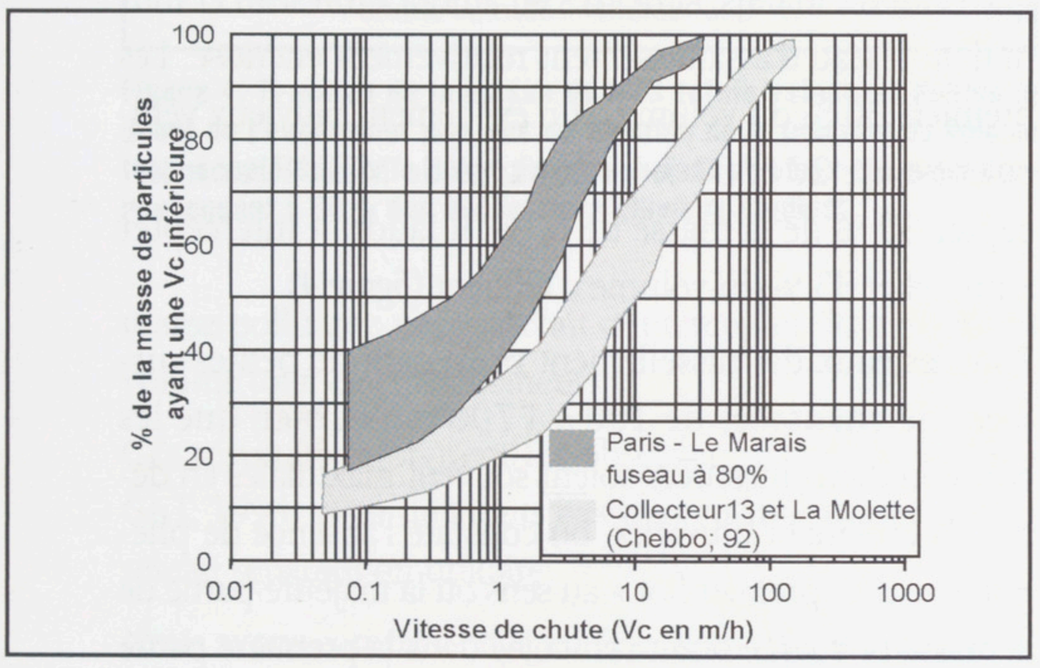


Figure 2. Distribution des vitesses de chute dans les effluents unitaires de temps de pluie ; comparaison avec les données de [CHEBBO, 1992]

à un faible nombre d'événements pluvieux pourraient être partiellement imputables aux différences dans les caractéristiques des événements pluvieux. On constate par ailleurs qu'il existe une relation linéaire entre le V50 et la concentration en MES, phénomène qui avait déjà été observé par [CHEBBO, 1992]. Il semble que les pluies entraînant les charges de MES les plus élevées véhiculent également une plus grande proportion de solides facilement décantables.

5.2. Teneurs en polluants des particules

Les solides en suspension dans les effluents de temps de pluie du Marais sont caractérisés par un pourcentage important de matières volatiles (en médiane de 44 % à 66 % suivant le type de ruissellement), des teneurs importantes en hydrocarbures et des teneurs très élevées en métaux (*tableau X*). Parmi les différents types d'effluents de temps de pluie, les particules issues du ruissellement de toiture sont les plus contaminées en métaux et hydrocarbures, tandis que les particules de l'exutoire présentent les plus fortes teneurs en matière organique.

Des différences de nature des particules ont été mises en évidence entre les MES du ruissellement de toiture et les MES du ruissellement des chaussées et des cours. Les solides en suspension dans le ruissellement de toiture sont de nature plus minérale et présentent des teneurs plus élevées en métaux et en hydrocarbures que ceux des deux autres types de surfaces urbaines (*tableau XI*). Les teneurs en métaux extrêmement élevées pour certaines toitures (jusqu'à 232 mg/g de zinc et 173 mg/g de plomb) et globalement supérieures à ce qui a été mesuré par [ARTIERES, 1987] sont à relier à l'usage de ces métaux pour certains éléments de la couverture du toit. Les particules en suspension dans les eaux de ruissellement des cours et des chaussées sont plus organiques avec un taux median de matières volatiles autour de 60 %. Les teneurs en métaux lourds et en hydrocarbures sont plus faibles que pour les eaux de toitures mais restent cependant significatives. Alors que les teneurs métalliques des MES du ruissellement de chaussée sont comparables aux valeurs citées jusqu'à présent dans la bibliographie (*tableau XI*), les teneurs en hydrocarbures paraissent nettement plus élevées.

		Ruissellement toiture			Ruissellement cours			Ruissellement voirie			Exutoire			Eaux usées		
	Décile	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
g/g	MVS/MES	0,29	0,44	0,58	0,18	0,66	0,73	0,45	0,58	0,66	0,55	0,68	0,78	0,82	0,86	0,9
	DCOp/MES	0,45	0,77	1,49	0,25	1,06	1,80	0,72	1,05	1,44	0,92	1,23	1,48	1,48	1,62	1,63
	DBO5p/MES	0,04	0,10	0,25	0.08	0,13	0,37	0,10	0,19	0,36	0,3	0,47	0,65	0,67	0,76	0,91
mg/g	Hcpart/MES	4,5	21,0	78,4	2,6	9,2	70,2	2,7	6,4	41,6	1,3	3,6	13,0	3,5	5,5	6,5
	Cdpart/MES	0,002	0,011	0,073	0,001	0,01	0,017	0,003	0,004	0,008	0,004	0,008	0,011	0,001	0,002	0,002
	Cupart/MES	0,2	1,2	4,1	0,1	0,3	0,8	0,01	0,5	0,9	0,4	0,5	0,7	0,4	0,4	0,5
	Pbpart/MES	4,6	12,1	54,8	0,5	1.4	5.9	1,0	1,8	2,7	0,6	0,9	1,6	0,05	0,06	0,07
	Znpart/MES	0,8	10,5	104,2	0,7	3,4	13,5	1,8	3,3	5,9	4,7	6,9	9,0	0,7	0,7	0,9

Tableau X. Teneurs en matière organique, en hydrocarbures et en métaux lourds des particules en suspension dans les effluents de temps de pluie du Marais

	Cd	Cu	Pb	Zn	Hc
Toitures d'Entzheim [ARTIERES ; 87]	0,004	0,034	-	2,2	-
Chaussées [HERRMANN et al. ; 92], [BALADES et al. ; 94], [MONTREJAUD-VIGNOLES et al. ; 95], [GAUTIER ; 98]	0,006 à 0,04	0,16 à 0,4	0,2 à 2,5	0,6 à 14	1,4 à 2
Effuents unitaires de temps de pluie [MICHELBACH et al. ; 92]	0,001 à 0,006	0,07 à 0,19	0,03 à 0,29	1,14 à 1,88	-

Tableau XI. Données bibliographiques concernant les teneurs en métaux et hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de toitures et de chaussées, et dans les effluents unitaires de temps de pluie (teneurs en mg/g)

À l'exutoire, le taux de matières volatiles des particules de temps de pluie est de l'ordre de 50 à 80 %, ce qui est supérieur aux teneurs mesurées pour les particules des eaux de ruissellement et reste inférieur à celles des eaux de temps sec. Les teneurs en métaux sont élevées, en particulier pour le plomb et le zinc, et sont supérieures aux teneurs mesurées à Bad Mergendheim par [MICHELBACH et al., 1992]. Les teneurs métalliques des MES de temps de pluie sont supérieures d'un facteur 3 pour le cadmium et d'un facteur 10 pour le plomb et le zinc aux teneurs des MES de temps sec. Les teneurs en plomb et en zinc sont fréquemment supérieures à la valeur maximale autorisée pour l'utilisation agricole des boues, ce qui souligne le problème du devenir des boues résultant d'une épuration des eaux de temps de pluie.

6. Répartition des masses polluantes au cours de l'événement pluvieux

La répartition de la masse polluante en fonction du volume (courbes M(V), *figure 3*) est sensiblement la même pour les paramètres MES, MVS, DCO totale et DBO_5 totale. Pour la DCO dissoute et la DBO_5 dissoute, la plupart des courbes M(V) se situent proches de la bissectrice, ce qui traduit une répartition relativement homogène des masses au cours de l'événement pluvieux.

A l'exutoire, les mesures de répartition de la pollution au cours de l'événement confirment l'absence de phénomène de premier flot systématique qui justifierait de ne traiter que la première fraction du volume écoulé, y compris dans le cas d'un bassin versant unitaire de petite taille tel que celui du Marais, situé très en amont du réseau et muni d'un réseau d'assainissement relativement encrassé. Les premiers 30 % du volume d'un événement pluvieux véhiculent entre 20 et 60 % de la masse de MES. Pour intercepter 80 % de la masse de MES, il faudrait intercepter entre 54 et 83 % du volume d'effluent (*figure 4*).

Pour les eaux de ruissellement provenant de petites surfaces de chaussées de 100 à 1 700 m², et bien que les concentrations mesurées soient souvent maximales en début d'événement pluvieux, on constate l'absence de phénomène de « premier flot » au sens où la majeure partie de la masse polluante serait véhiculée dans la première partie du volume écoulé (*figure 4*). Dans 80 % des cas, les premiers 30 % du volume ruisselé véhiculent entre 30 % et 55 % de la masse polluante et l'interception de 80 % de la

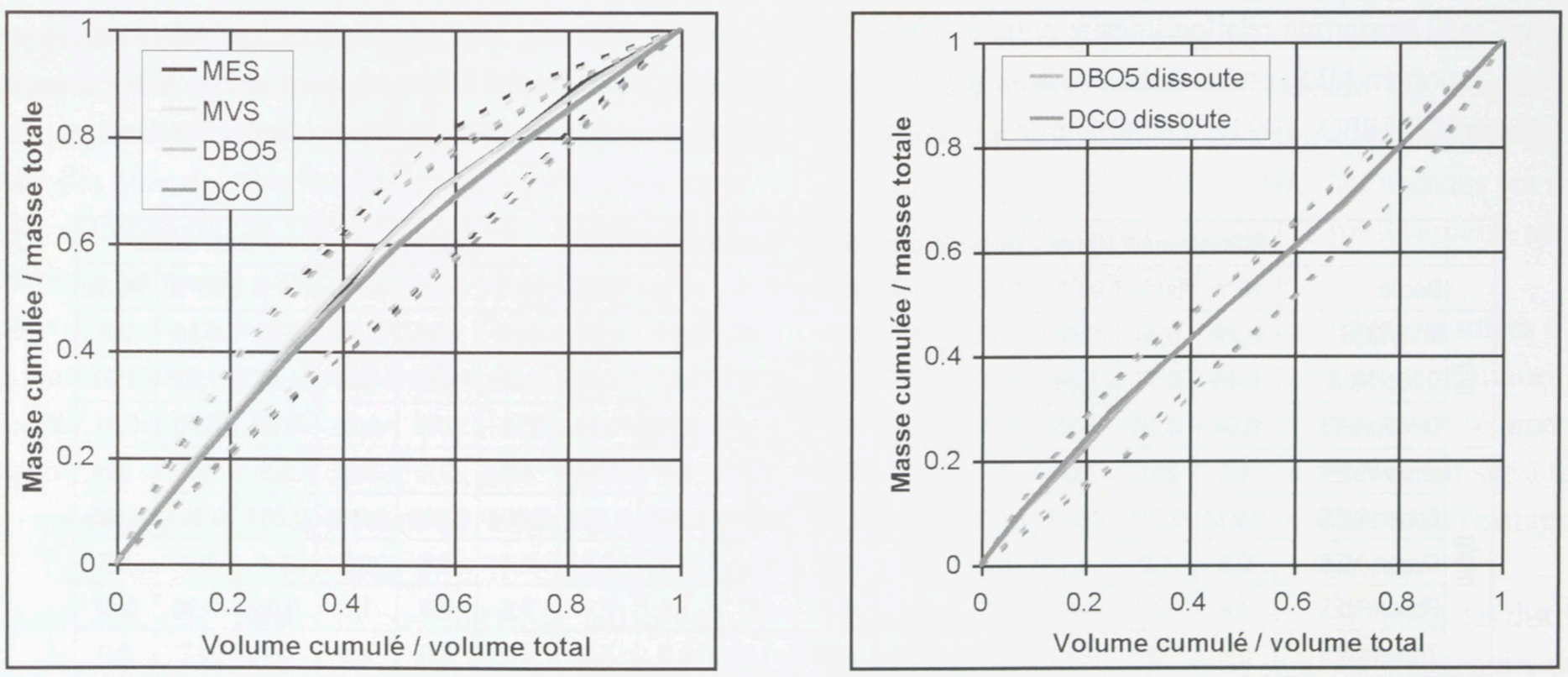


Figure 3. Répartition des masses de MES, MVS, DCO, DBO_5 transférées à l'exutoire au cours d'un événement pluvieux en fonction de la fraction du volume écoulé (fuseaux contenant 80 % des événements pluvieux étudiés et courbes médianes)

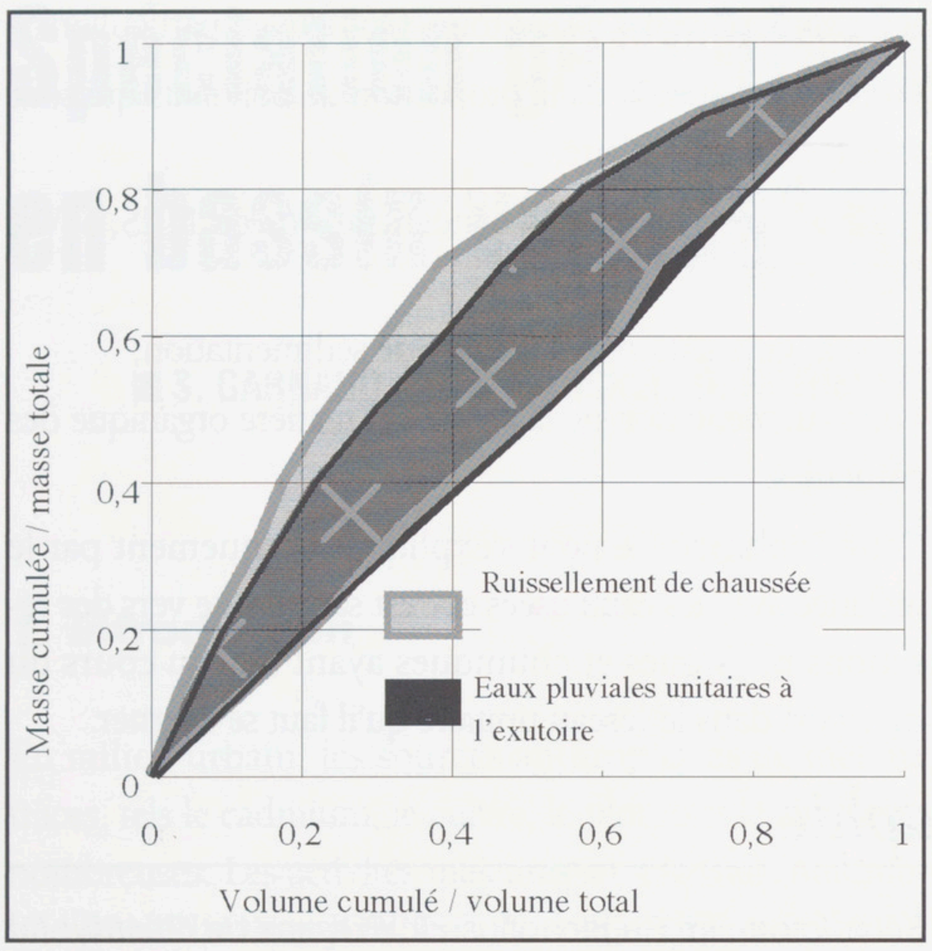


Figure 4. Fraction de la masse de MES totale véhiculée depuis le début de l'événement pluvieux en fonction de la fraction du volume total écoulé depuis le début de l'événement pluvieux (fuseaux correspondant à 80 % des événements pluvieux étudiés)

masse polluante nécessiterait d'intercepter 50 à 80 % du volume total de ruissellement.

Ces résultats rejoignent les observations faites par [SAGET, 1994] pour différents bassins versants, que ce soit en réseau séparatif ou unitaire.

Nous avons comparé en *figure 5* le fuseau de courbes M(V) obtenu pour les eaux de ruissellement des chaussées du Marais, avec le fuseau établi par [SAGET, 1994] pour les eaux pluviales à l'exutoire des sept réseaux séparatifs de la base QASTOR, drainant des bassins versants dont la surface imperméabilisée est comprise entre 18 et 65 ha. On note que le fuseau de courbes M(V) mesurées à l'exutoire de toutes petites surfaces telles que celle drainée par un avaloir est tout à fait comparable à celui mesuré à l'exutoire de bassins versants de plusieurs dizaines d'hectare. Par ailleurs, les courbes M(V) mesurées à l'exutoire du Marais sont, dans l'ensemble, un peu plus éloignées de la diagonale que celles des réseaux unitaires de la base QASTOR, indiquant une répartition un peu moins uniforme de la masse sur l'ensemble du volume écoulé. Cependant, la différence entre les deux fuseaux de courbes est faible et dans les deux cas on peut conclure à l'absence d'un phénomène de « premier flot » pour au moins 90 % des événements pluvieux. Ces comparaisons montrent que la taille du bassin versant n'est pas un facteur déterminant vis-à-vis du phénomène de premier flot.

Conclusion

Concernant les effluents de temps de pluie à l'exutoire du réseau unitaire les résultats obtenus sur le bassin versant du Marais confirment globalement ceux des études antérieures, en terme d'importance des flux polluants, de nature des polluants et de répartition des flux au cours de l'événement pluvieux :

- les particules en suspension sont le principal vecteur de pollution des eaux pluviales unitaires ;
- ces particules sédimentent avec des vitesses de chute nettement supérieure à celles des eaux usées de temps sec. Il convient cependant de préciser que les vitesses de sédimentation mesurées à l'exutoire du Marais sont inférieures d'un facteur 10 à celles mesurées par [CHEBBO, 1992] pour les effluents de temps de pluie de plusieurs réseaux unitaires et séparatifs ;
- on n'observe pas de phénomène de premier flot systématique qui justifierait de ne traiter que la première fraction du volume écoulé.

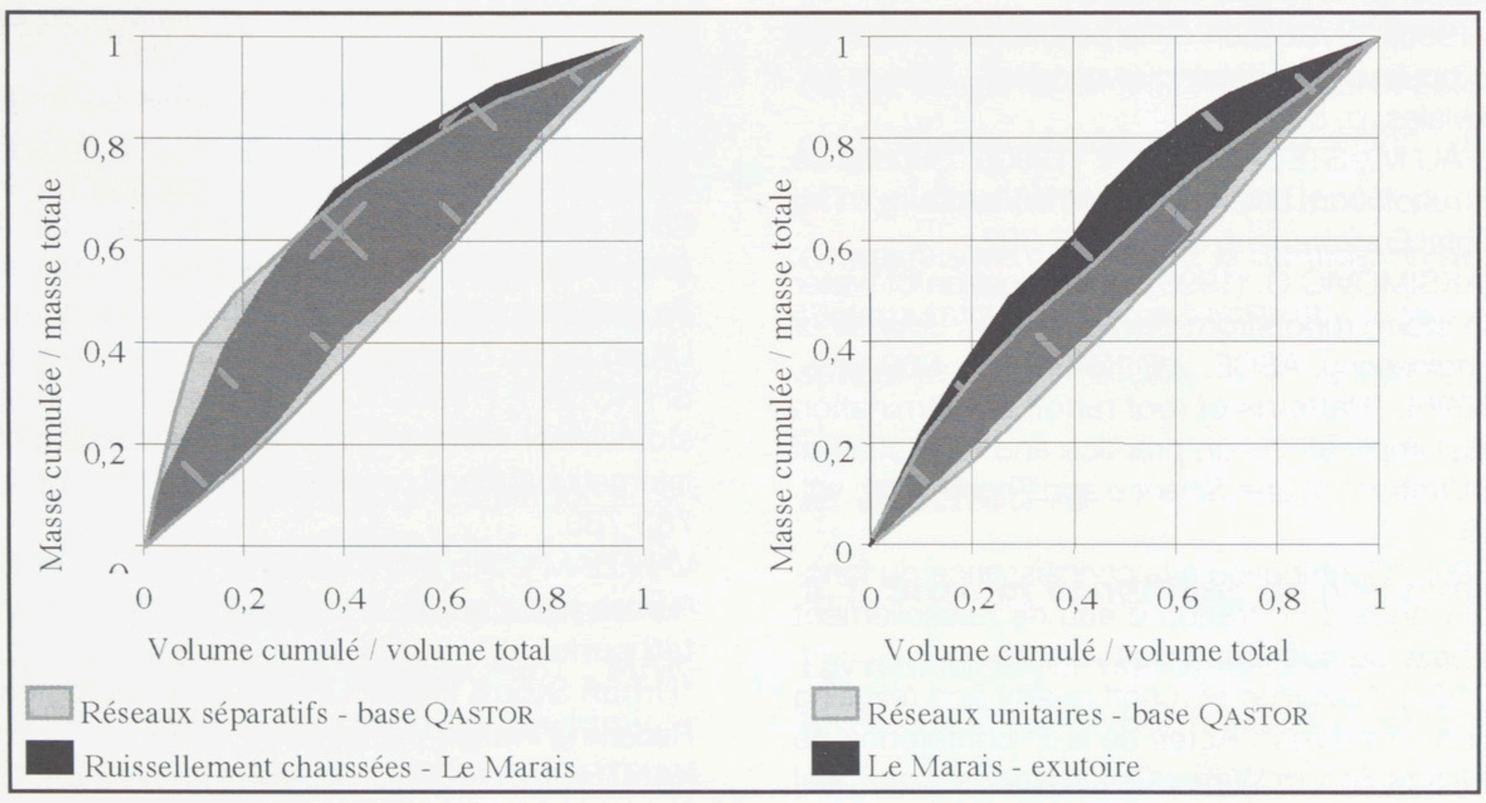


Figure 5. Comparaison des fuseaux de courbes M(V) mesurés dans les eaux de ruissellement et les eaux unitaires du Marais avec ceux calculés par [SAGET, 1994] pour les réseaux séparatifs et unitaires de la base QASTOR

L'étude des eaux de ruissellement du Marais confirme la pollution relativement importante des eaux de ruissellement de voirie mais montre par ailleurs que les eaux de ruissellement de toiture qui sont assez peu chargées en particules et en matière organique, constituent une source considérable d'hydrocarbures et surtout de métaux via la corrosion des parties métalliques des toits. La caractérisation des eaux de ruissellement a mis en évidence une proportion relativement importante de polluants sous forme dissoute et des vitesses de sédimentation des particules en suspension assez faibles.

On observe par ailleurs une évolution de la qualité des effluents entre les eaux de ruissellement à l'entrée du réseau et les eaux pluviales à l'exutoire. On note en particulier :

- une augmentation de la proportion de polluants qui sont sous forme particulaire,
- une augmentation des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO_5,
- une augmentation des vitesses de sédimentation,
- une augmentation de la teneur en matière organique des particules.

Cette évolution ne peut s'expliquer uniquement par le mélange avec les eaux usées et c'est sans doute vers des réactions physiques et chimiques ayant lieu au cours du transport dans le réseau unitaire qu'il faut se tourner.

Bibliographie

AIGUIER E., CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., HEDGES P., TYACK N. (1996). "Methods for determining the settling velocity profiles of solids in storm sewage". *Wat. Sci. Tech.*, 33(9), 117-125.

ARTIERES O. (1987). "Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire". Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, Enitrts, 214 p.

BALADES J.D., GUICHARD Th., LEGRET M., MADIEC H. (1994). "Gestion de la pollution des eaux pluviales par chaussées réservoirs en milieu urbain". *TSM*, n° 11, p. 631-638.

BOLLER M. (1997). "Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems". *Water Science and Technology,* vol. 35, n° 9 p. 77-87.

CHADIRAT S., LUCAS E., CHEBBO G. (1997). "Protocole de fractionnement par classes de vitesses de chute des solides en suspension des effluents urbains de temps sec et de temps de pluie. Protocoles CERGRENE 95 et CERGRENE -CTIA 96". Rapport d'avancement. CERGRENE-LABAM et Agence de l'eau Seine Normandie, 15 p.

CHANG M., CROWLEY C. (1993). "Preliminary observations on water quality of storm runoff from four selected residential roofs". *Water Resources Bulletin*, vol. 29, n° 5, p. 777-783.

CHEBBO G. (1992). "Solides des rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité". Thèse de doctorat. Ecole nationale des ponts et chaussées. 413 p. + annexes

CONSTANT A. (1995). "Evaluation de la pollution des eaux de ruissellement du boulevard périphérique parisien". *TSM* n° 11, Spécial Eaux pluviales, p. 809-810.

DANNEKER W., AU M., STECHMANN H. (1990). "Substance load in rainwater runoff from different streets in Hamburg". *The Science of the Total Environment*, 93, p. 385-392.

DELETIC A., MAKSIMOVIC C. (1998). "Investigation of water quality factors in storm runoff from paved areas". *Journal of Environmental Engineering,* ASCE, vol. 124, n° 9, p. 869-879.

FÖRSTER J. (1996). "Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and infiltration". *Water Science and Technology*, vol. 33, n° 6 p. 39-48.

GAUTIER A. (1998). "Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain". Thèse de doctorat, Insa Lyon, 204 p.

GEIGER W. F. (1986). "Variation of runoff quality and resulting pollutant retention strategies". Actes de la 2e conférence de Wageningen "Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters", p. 71-91.

HERRMANN R., DAUB J., STRIEBEL T. (1992). Qualitative Beurteilung der Niederschlagabflüsse. Publié dans : Schadstoffe im Regenabfluss II. *Presses de l'Institut für Siedlungswasserwirtschaft*, Université de Karlsruhe, volume 64, p. 113-145.

HOGHLAND W., BERNDTSSON R., LARSON M. (1984). "Estimation of quality and pollution load of combined sewer overflow discharge". Actes de la 3e Conférence Internationale " Urban Storm Drainage ", Göteborg, 4 – 8 juin, Suède, vol. 3, p. 841–850.

LUCAS-AIGUIER E., CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., GAGNE B., HEDGES P. (1998). "Analysis of the methods for determining the settling characteristics of sewage and stormwater solids". *Water Science and Technology*, vol. 37, n° 1, p. 53-60.

MICHELBACH S., WÖRHLE C. (1992). "Settleable solids in a combined sewer system-measurement, quantity, characteristics". *Water Science and Technology*, vol. 25, n° 8, p. 181-188.

MONTREJAUD-VIGNOLES M., HERREMANS L. (1995). "Les métaux : où se trouvent-ils ?" *TSM* n° 11, spécial Eaux pluviales, p. 807.

RANCHET J., PENAUD F., LE GRAND R., CONSTANT A., OBRY P., SOUDIEU B. (1993). "Comparaison d'une chaussée pavée et d'une chaussée drainante du point de vue de leur comportement hydraulique et de leur impact sur la dépollution des eaux de pluie". *Bulletin de liaison du Laboratoire des Ponts et Chaussées,* n° 188, p. 67-71.

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, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 227 p. + annexes.

SAKAKIBARA T. (1996). "Roof runoff storm water quality". Proceeding of ICUSD '96, 7th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 9-13, Hannover. p. 157-162.

SHINODA T. (1990). "Comparative study on surface runoff by stormwater infiltration facilities". Proceeding of Icusd '90, 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka. p. 783-788.

VAN DAM C.H., SCHOLTER M., VAN DE VEN F.H.M. (1989). "Urban water quality in Lelystad ; rainfall and runoff from selected surfaces". Actes de la 2e conférence de Wageningen "Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters", p. 25-37.

XANTHOPOULOS C., HAHN H.H. (1993). "Anthropogenic pollutants wash-off from street surfaces". Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on urban storm drainage, sept 12-17, 1993, Niagara Falls. p. 417-422.

Spéciation géochimique des métaux traces en bassin versant urbain

■ S. GARNAUD, J.-M. MOUCHEL, D. R. THEVENOT

1. Introduction

En milieu urbain, les sources anthropiques de métaux traces, tels le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc, sont nombreuses. Les activités majeures sont le trafic automobile [HARRISON et JOHNSTON, 1985 ; LEE et TOURAY, 1997 ; VUKMIROVIC et al., 1997], les activités industrielles [WADGE et HUTTON, 1987] et les usines d'incinération d'ordures ménagères [WADGE et HUTTON, 1987 ; TYMEN et al., 1990]. La compréhension du transport des métaux traces en milieu urbain, depuis l'atmosphère jusqu'au milieu naturel (la rivière), est très importante car certains métaux sont très toxiques et ces derniers peuvent s'accumuler dans les écosystèmes aquatiques. La toxicité des métaux, ainsi que leurs modalités de transport et de bio-accumulation, sont contrôlées par leurs états physique (forme dissoute ou particulaire) et chimique [DONARD et ASTRUC, 1997]. Dans les eaux de ruissellement urbaines, les métaux sont majoritairement adsorbés sur les particules, les matières en suspension (MES) ou les dépôts [HARRISON et JOHNSTON, 1985]. Mais, la mesure seule des métaux particulaires totaux n'est pas suffisante pour comprendre leur impact sur l'environnement [SALOMONS et FÖRSTNER, 1980]. Ainsi, des extractions successives des métaux particulaires, communément dénommées schéma de spéciation, permettent d'apprécier la capacité de désorption d'un métal et ainsi de comprendre sa mobilité et sa bio-disponibilité [BRENNAN, 1991 ; TESSIER et al., 1979 ; LAKE et al., 1984]. De nombreux schémas de spéciation ont été proposés [TESSIER et al., 1979 ; SALOMONS et FÖRSTNER, 1980 ; MEGUELLATI, 1982] et discutés notamment pour le manque de sélectivité des réactifs employés [TIPPING et al., 1985 ; RAPIN et al., 1986] et la possibilité de ré-adsorption des métaux relargués [KHEBOIAN et BAUER, 1987 ; MARTIN et al., 1987]. Néanmoins, la répartition géochimique des métaux traces a été étudiée sur divers échantillons urbains, à savoir les aérosols [LEBRETON et THEVENOT, 1992], les eaux de ruissellement [LARA-CAZENAVE, 1994 ; FLORES-RODRIGUEZ et al., 1994], les dépôts [FERGUSSON et RYAN, 1984 ; STONE et MARSALEK, 1996], les sols à proximités des autoroutes [LEE et TOURAY, 1997] et les effluents ou les boues de stations d'épuration [BRENNAN, 1991 ; VANNI et al., 1997]. Le schéma de spéciation proposé par [TESSIER et al., 1979] est le plus fréquemment employé et paraît être le protocole standard pour des échantillons prélevés en milieu urbain.

Des travaux antérieurs en milieu urbain ont montré une baisse de la mobilité des métaux particulaires lors du transport des solides de l'atmosphère jusqu'aux eaux usées [FLORES-RODRIGUEZ, 1992]. À l'inverse de cette précédente étude qui comparait des échantillons prélevés au niveau de différents bassins versants, ce papier présente les résultats de spéciation d'échantillons collectés en 1997-1998 sur le même bassin versant urbain expérimental "Le Marais" à Paris [GROMAIRE-MERTZ et al., 1996]. Les distributions de 4 métaux particulaires (Cd, Cu, Pb et Zn) ont été réalisées sur des dépôts de rue (trottoir, caniveau et chaussée), sur des particules contenues dans les eaux de ruissellement de chaussée (avaloir), sur des dépôts en réseau d'assainissement unitaire et sur des particules transportées à l'exutoire du bassin versant par temps sec ou par temps de pluie. Ces résultats ont été comparés avec ceux obtenus précédemment en région parisienne sur des aérosols et des particules prélevées dans la Seine. Ces comparaisons confirment la diminution de la mobilité des métaux traces durant le transport des particules de l'atmosphère jusqu'à la rivière.

2. Méthodes

2.1. Sites et conditions de prélèvement

Les dépôts de rue ont été prélevés le 24 février 1998, au niveau de la rue de Béarn *(figure 1)*, sur le trottoir, dans le caniveau et sur la chaussée, en utilisant un nettoyeur de type "sol et moquette" (Karcher 555c) équipé d'un jet d'eau permettant de récolter les particules par voie

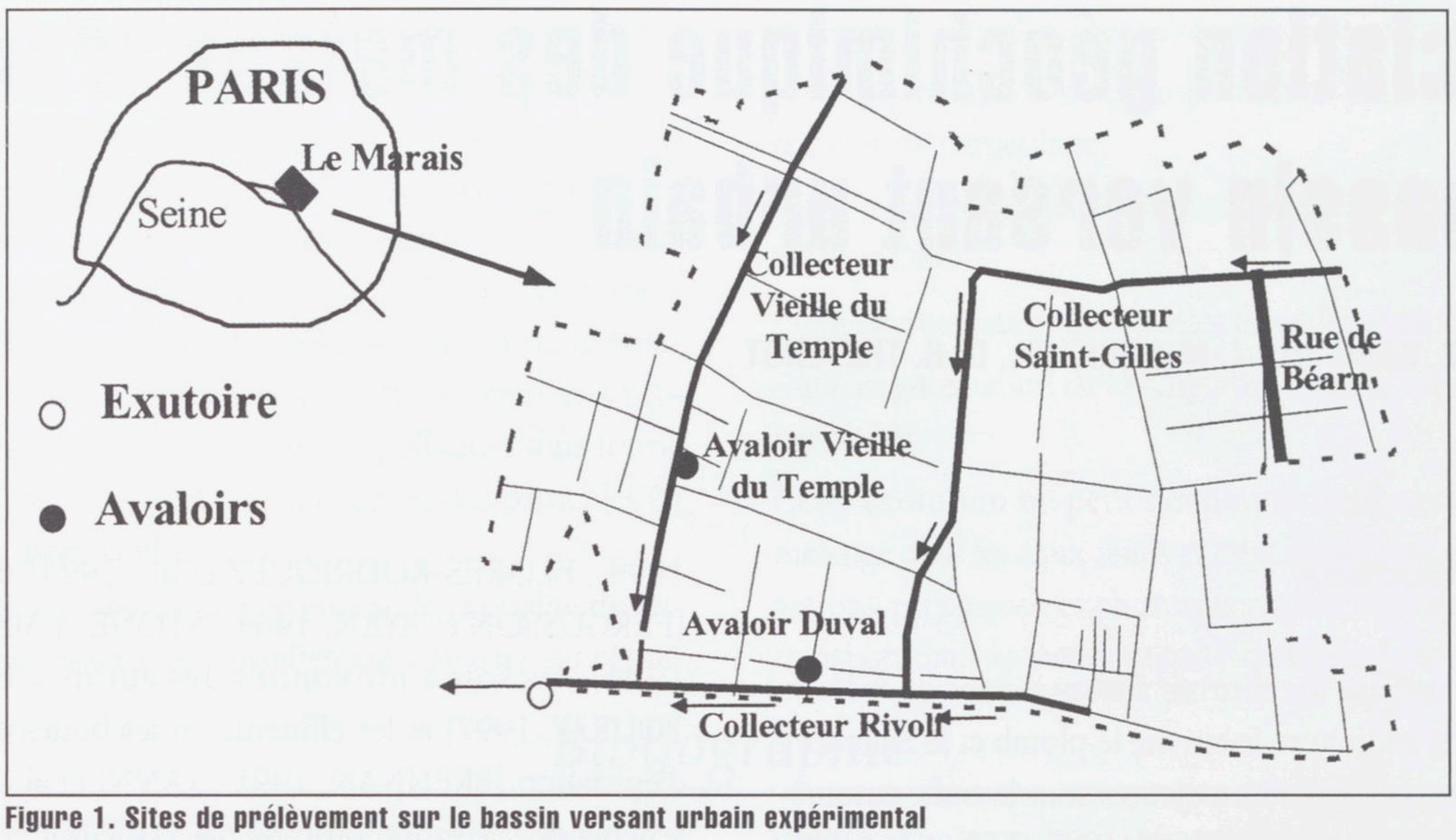


Figure 1. Sites de prélèvement sur le bassin versant urbain expérimental

humide. Pour améliorer la collecte des particules par cette méthode, un brossage manuel de la surface, après humidification, a été effectué avant aspiration [BRIS et al., 1999].

Des échantillons de 25 litres d'eaux de ruissellement ont été collectés automatiquement au niveau des avaloirs Duval et Vieille du Temple *(figure 1)* pendant trois événements pluvieux consécutifs du 7 novembre 1997 (période sèche précédente : 1,8 j ; durée totale de précipitation : 8 h ; intensité maximale : 7,1 $mm.h^{-1}$).

Les échantillons de dépôts de réseau d'assainissement unitaire ont été prélevés dans les collecteurs Vieille du Temple et Saint-Gilles le 10 septembre 1997 et les 6 et 13 janvier 1998 en utilisant une pelle à sédiments [AHYERRE, 1999].

À l'exutoire du bassin versant *(figure 1)*, 30 litres d'eaux usées ont été prélevés automatiquement par temps sec (le 7 novembre 1997 de 10 à 13 heures) et par temps de pluie (le 6 novembre 1997).

2.2. Mesure des métaux particulaires

Chaque échantillon, sauf les dépôts en réseau d'assainissement, a été totalement centrifugé dans un seul pot (30 min, 4 000 rpm, 4 °C) afin de séparer les particules et le résidu a été manuellement homogénéisé en utilisant une spatule en porcelaine. Les dépôts en réseau ont été préalablement tamisés à 400 µm et les particules fines ont été récupérées par centrifugation comme précédemment. Les particules supérieures à 400 µm ont été analysées (appelées par la suite "dépôt grossier") après avoir ôté manuellement les débris majeurs supérieurs à 10 mm (verre, plastique...).

Les métaux totaux particulaires ont été mesurés après une digestion de 0,5 à 1 g d'échantillons secs à l'aide d'un mélange d'acides concentrés fluorhydrique et perchlorique (10:2 v/v) à 110°C jusqu'à évaporation complète. Le résidu est récupéré dans de l'acide nitrique 1 M.

Les extractions séquentielles ont été effectuées selon le schéma de Tessier [TESSIER et al., 1979] légèrement modifié : le chlorure de magnésium a été remplacé par de l'acétate d'ammonium 1 M [FLORES-RODRIGUEZ, 1992] *(tableau I)*. Cette spéciation a été effectuée sur des duplicata de 2 à 4 g de particules (poids humide) dans des tubes en polyéthylène. Après chaque extraction, les tubes sont centrifugés (4 000 rpm, 4 °C) pendant 15 minutes. Le surnageant est transféré dans un flacon en polyéthylène. Chaque résidu solide est rincé avec 10 ml d'eau ultrapure (Milli-Q 185 plus Millipore) et l'ensemble des tubes est de nouveau centrifugé dans les mêmes conditions que précédemment. Le surnageant de ce rinçage est ajouté au surnageant précédent. Les métaux traces sont mesurés par spectrophotométrie d'absorption atomique en mode flamme ou en mode four électrothermique.

3. Résultats et discussion

3.1. Validation

3.1.1. Métaux totaux particulaires (sur des échantillons secs)

Le protocole de digestion acide (mesure des métaux totaux) pour les dépôts urbains et les particules contenues dans les eaux de ruissellement a été validé en utilisant un échantillon certifié, le NIST 1648 ("Urban Particulate

Fraction extraite	Réactifs utilisés	Conditions opératoires
Echangeable	20 ml $CH_3CO_2NH_4$ 1 M - pH 7	2 h, agitation, température ambiante
Acido-soluble	20 ml CH_3CO_2H/CH_3CO_2Na 1M - pH 5	2 h, agitation, température ambiante
Réductible	20 ml NH_2OH,HCl 0,04 M dans CH_3CO_2H 25 % - pH 2 10 ml $CH_3CO_2NH_4$ 3,5M	5 h, agitation à 86°C 1 h, agitation, température ambiante
Oxydable	10 ml H_2O_2 30 % dans 10 ml HNO_3 0,02 M + 6 ml H_2O_2 30 % + 20 ml $CH_3CO_2NH_4$ 1 M dans HNO_3 6 %	3 h, agitation à 96°C 2 h, agitation à 96°C 1 h, agitation, température ambiante
Résiduelle	10 ml HF concentré et 2 ml $HClO_4$ concentré + 2 ml $HClO_4$ concentré + 30 ml HNO_3 1 M	5 min à 110°C 110°C jusqu'à siccité Reprise du résidu

Tableau I. Conditions appliquées lors des extractions séquentielles

Matter", NIST Gaithersburg, USA). Les teneurs métalliques mesurées sur des échantillons secs (n = 6) sont très voisines des valeurs certifiées, les différences moyennes atteignant -4, -7, +1 et -1 % pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn respectivement.

Comme les particules urbaines présentent un fort caractère hétérogène [FERGUSSON et RYAN, 1984 ; BRIS et al., 1999 ; GARNAUD et al., 1999], l'ensemble des digestions et des extractions séquentielles a été dupliqué. La valeur médiane de la dispersion des duplicata pour les métaux particulaires totaux atteint 20, 40, 35 et 21 % pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn respectivement (n = 52 pour le Cu, le Pb et le Zn, et 23 pour le Cd).

3.1.2. Extractions séquentielles (sur des échantillons humides)

À l'heure actuelle, il n'existe pas d'échantillon certifié pour valider les schémas de spéciation [QUEVAUVILLER et al., 1994 ; LEE et TOURAY, 1997]. Par conséquent, afin de valider le protocole d'extraction séquentiel utilisé lors de cette étude, trois types de comparaison ont été entreprises à partir des résultats obtenus sur les duplicata.

Quand l'on s'intéresse spécifiquement à chaque fraction extraite, la valeur de la dispersion moyenne atteint 30-50, 10-25, 10-40, 10-20 et 10-30 % pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn dans les phases échangeable, acido-soluble, réductible, oxydable et résiduelle, respectivement.

De plus, la dispersion moyenne des duplicata concernant la somme des 5 fractions extraites par spéciation atteint seulement 8, 12, 7 et 6 % pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn respectivement (n = 23).

Enfin, nous avons comparé les quantités métalliques déterminées d'une part à l'aide de la digestion acide totale et, d'autre part, par la somme des 5 fractions extraites successivement [LEE et TOURAY, 1997]. Une telle comparaison indique généralement une différence inférieure à 60 % [MA et RAO, 1997 ; TACK et al., 1996 ; LEBRETON et THEVENOT, 1992 ; BRENNAN, 1991 ; GOUWS et COETZEE, 1997]. La valeur médiane de la différence entre la somme des 5 fractions et la quantité de métal totale atteint, pour les 23 échantillons dupliqués, 97, 115, 140 et 110 % pour le Cd, le Cu, le Pb et le Zn respectivement. L'amplitude de cette différence est probablement due à la très forte hétérogénéité des particules urbaines recueillies. En effet, il est très difficile de séparer ou de constituer des fractions homogènes du fait de la présence de nombreuses fibres.

3.2. Teneurs métalliques particulaires totales

Les teneurs métalliques totales des différentes particules collectées *(tableau II)* sont similaires à celles rassemblées par [ELLIS et REVITT, 1982] et peu différentes de celles déterminées à Paris dans les rejets urbains de temps de pluie par les déversoirs d'orage [ESTEBE, 1996]. Les teneurs en cadmium, en plomb et en zinc sont deux fois plus faibles dans les dépôts grossiers (fraction > 400 µm) que dans les fines particules (fraction < 400 µm). Par contre, les teneurs en cuivre sont 4 fois plus élevées dans les dépôts grossiers. Les particules en suspension collectées à l'exutoire du bassin versant pendant un événement pluvieux présentent de fortes teneurs en Cd et Zn par comparaison aux autres échantillons, ce qui est probablement représentatif de la présence de sources de particules chargée en ces métaux par temps de pluie. Un tel résultat n'est pas dû à un problème d'échantillonnage car les teneurs de Cd et de Zn dans les particules en suspension collectées à l'exutoire du bassin versant, sur 22 événements pluvieux, sont de 3 à 14 et de 3 900 à 12 100 $mg.kg^{-1}$ MS, respectivement [GARNAUD, 1999]. Les teneurs métalliques mesurées par extractions séquen-

Site	n	Cd	Cu	Pb	Zn
Bassin Versant Urbain Expérimental (Paris)					
Retombées atmosphériques sèches[1]	35	21,6	1 488	4 090	5 183
Particules de rue (trottoir, caniveau et chaussée)	6	4,8	360	2 000	2 900
Particules de ruissellement de rue (avaloirs)	38	4,0	500	1 750	3 300
Dépôt fin de réseau (3 collecteurs)	11	5,1	908	1 936	4 320
Dépôt grossier de réseau (3 collecteurs)	11	1,9	189	1 369	3 022
Exutoire (temps sec)	7	2,0	552	107	1 038
Exutoire (temps de pluie)	20	8,0	500	900	6 900
Matières en suspension en Seine[2]					
Alfortville (1995)	4	1,2	105	155	340
Suresnes (1995)	3	-	220	245	530
Chatou (1995)	3	-	240	280	710
Déversoirs d'orage de l'agglomération parisienne					
Déversoir de Clichy (1992-1993)[3]	8	5,2	615	658	6 500
Déversoir de La Briche (1992-1993)[3]	3	7,3	501	543	2 590
Particules non contaminées du bassin versant de la Seine[2]	-	0,35	15	25	80

Tableau II. Teneurs métalliques particulaires totales des dépôts urbains et des particules contenues dans les eaux de ruissellement (valeurs médianes en mg.kg^{-1} MS) : chaque échantillon a été dupliqué pour la digestion acide totale

tielles sont donc bien représentatives de l'ensemble des prélèvements effectués sur le bassin versant. La comparaison de ces teneurs métalliques particulaires (Cd, Cu, Pb et Zn) avec celles des dépôts urbains, des particules du ruissellement et les particules non contaminées du bassin versant de la Seine [THEVENOT et al., 1998] démontre l'impact prépondérant des activités urbaines sur la contamination des particules *(tableau II)*.

3.3. Extractions séquentielles

Afin de suivre l'évolution de la mobilité des métaux pendant le transport des particules urbaines depuis l'atmosphère jusqu'au milieu aquatique récepteur, les résultats des extractions séquentielles sont présentées pour 7 catégories d'échantillons en utilisant les valeurs moyennes des distributions métalliques *(figure 2)* :

❶ aérosols collectés sur le boulevard périphérique de Paris, porte d'Asnières, 1989 [LEBRETON et THEVENOT, 1992],

❷ dépôts urbains : moyenne des échantillons prélevés sur la rue de Béarn (chaussée, caniveau et trottoir) et les échantillons prélevés au niveau des avaloirs Duval et Vieille du Temple,

❸ sols prélevés à proximité d'une route [LEE et TOURAY, 1998],

❹ dépôts prélevés en réseau d'assainissement unitaire (moyenne des échantillons collectés dans les collecteurs Saint-Gilles, Vieille du Temple et Rivoli, pour les fractions fines et grossières),

❺ particules prélevées à l'exutoire du bassin versant par temps sec,

❻ particules prélevées à l'exutoire du bassin versant par temps de pluie,

❼ matières en suspension de la Seine prélevées à l'aide de trappes dans la région parisienne : Alfortville, Suresnes et Chatou en 1995 (moyenne des 3 sites) [TACONET, 1996].

La distribution du cuivre varie peu lors du transport des particules : des dépôts urbains jusqu'aux eaux de ruissellement et même jusqu'à la Seine, il est majoritairement contenu dans les fractions oxydable et résiduelle *(figure 2)*. Ce comportement particulier a souvent été observé [LAKE et al., 1984 ; STONE et MARSALEK, 1996] ; il s'explique par la grande affinité du cuivre pour la matière organique.

Les métaux présents dans les aérosols urbains (site 1) présentent la plus forte mobilité, le cadmium et le zinc, par exemple, étant majoritairement dans la fraction échangeable (88 % et 63 %). Le plomb, quant à lui, présente la plus faible mobilité (fraction échangeable de 30 %).

Pour les dépôts urbains et pour les particules des eaux de ruissellement (site 2), la moitié du plomb et du zinc est contenue dans la fraction acido-soluble, la moitié du cadmium étant à la fois dans les fractions échangeable et acido-soluble. Cette distribution est très voisine de celle observée par [LEE et TOURAY, 1998] (site 3). La somme de ces deux fractions est habituellement considérée comme biodisponible [MA et RAO, 1997] : les métaux contenus dans ces fractions peuvent en effet être facilement désorbés par un effet de sel ou une acidification du milieu.

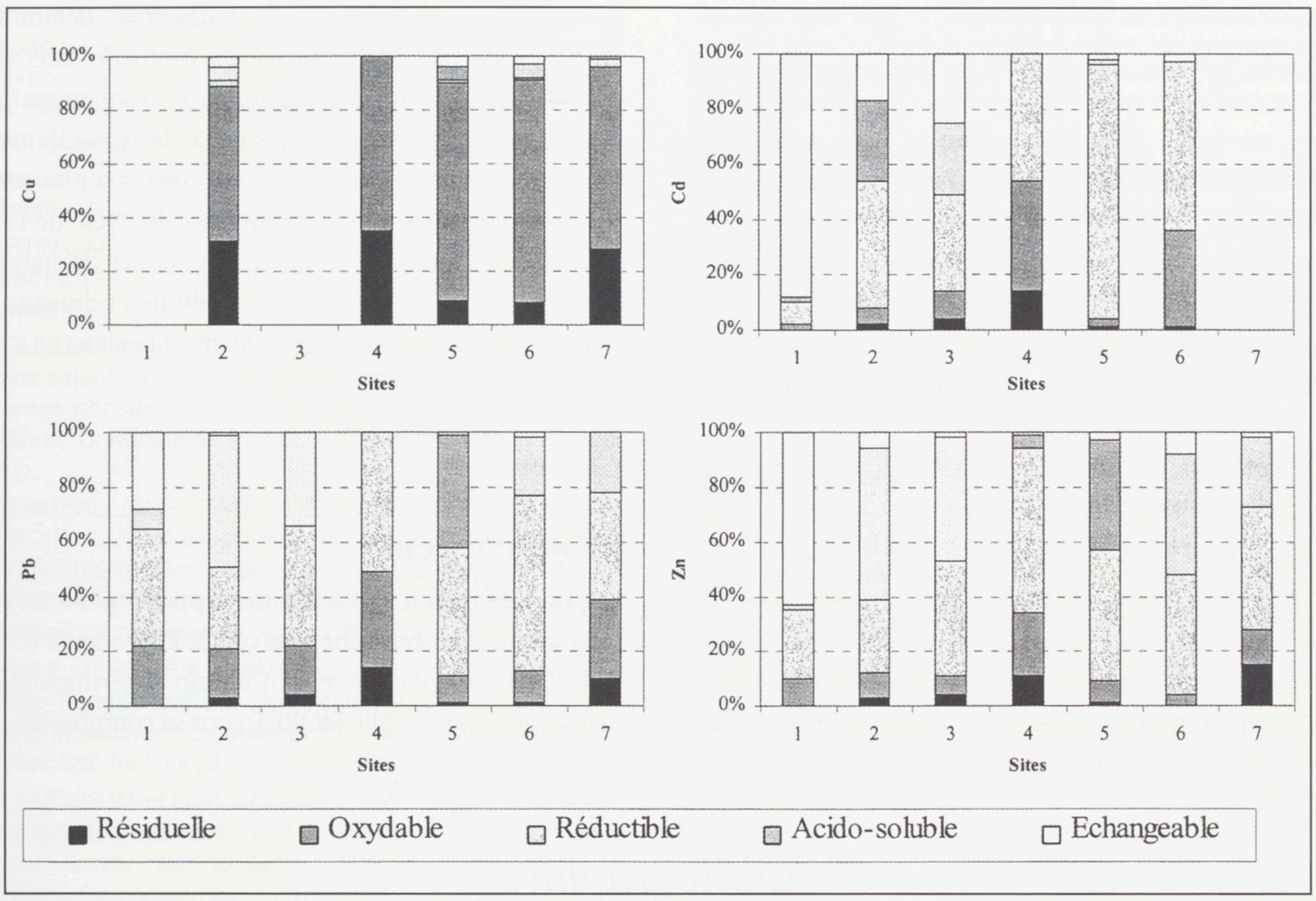


Figure 2. Distribution du Cd, du Cu, du Pb et du Zn particulaire en bassin versant urbain (voir le texte pour la signification du code des sites de collecte des échantillons)

Les dépôts prélevés en réseau d'assainissement (site 4) présentent des mobilités du Cd, du Pb et du Zn beaucoup plus faibles que celles observées pour les particules entrant dans le réseau d'assainissement (site 2). Les fractions échangeable et acido-soluble ont pratiquement disparu par suite du contact prolongé de ces particules avec les eaux usées.

La comparaison des teneurs en Cd, en Pb et en Zn des particules transitant à l'exutoire du bassin versant par temps sec (site 5) et par temps de pluie (site 6) montre clairement une augmentation de ces dernières par temps de pluie du fait des apports par les eaux de ruissellement et par le réseau. Cette augmentation apparaît comme essentiellement due à l'apparition ou à l'augmentation des métaux dans les phases réductible et oxydable. De plus, un bilan entrées-sortie du bassin versant urbain du Marais a montré une fixation des métaux dissous sur les particules et une resuspension des métaux particulaires entraînés par les forts débits de temps de pluie [GARNAUD, 1999]. L'augmentation par temps de pluie des fractions réductible et oxydable dans les particules collectées à l'exutoire serait reliée à la forte teneur métallique dans ces phases des dépôts du réseau.

Les teneurs métalliques des particules prélevées en Seine (site 7) sont bien plus faibles que celles mesurées par temps de pluie du fait d'un apport en matières en suspension par les bassins versants ruraux en amont de l'agglomération parisienne. Il y a alors un relargage progressif des métaux contenus dans les fractions les plus labiles ce qui engendre une importance relative plus grande des métaux dans les fractions oxydable et résiduelle.

4. Conclusion

Les particules collectées sur le bassin versant urbain expérimental du Marais présentent une forte hétérogénéité démontrée par la dispersion importante des duplicata lors de la mesure des métaux totaux et de la spéciation. Néanmoins, la comparaison des distributions métalliques lors du transport des particules en milieu urbain, de l'atmosphère à la rivière, montre clairement une évolution de la mobilité des métaux traces. Fortement labiles (fraction échangeable) dans les aérosols atmosphériques [LEBRETON et THÉVENOT, 1992], le cadmium, le plomb et le zinc restent bio-disponibles au niveau des dépôts de rue et des eaux de ruissellement, mais deviennent stables dans les particules du réseau

d'assainissement et de la rivière. Une telle évolution est reliée au relargage des fractions mobiles des métaux lors du transport des particules par l'eau. Par ailleurs, les teneurs en matière organique varient de façon importante lors du transport des particules. Tandis que la médiane des matières volatiles en suspension (MVS) atteint 20 % au niveau des dépôts secs atmosphériques, cette dernière augmente pour atteindre respectivement 54 et 68 % pour les eaux de ruissellement et les particules transportées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant [GROMAIRE-MERTZ, 1998].

En conclusion, la mobilité des métaux particulaires peut être ordonnée de la façon suivante :

- Cu << Cd < Pb < Zn
- et, dépôts en réseau < exutoire < dépôts urbains << aérosols.

De tels résultats, observés par [FLORES-RODRIGUEZ et al., 1994] en comparant des particules urbaines prélevées sur différents bassins versants, sont désormais démontrés sur un bassin versant unique dans le centre de Paris. Ces résultats sont important pour limiter les contaminations métalliques apportées par les eaux de ruissellement urbaines. En effet, les métaux traces présents sur les particules récupérées à différents niveaux du cycle de l'eau dans la ville (toitures, dépôts de rue, boues de stations d'épuration) n'ont pas la même mobilité et doivent en conséquence nécessiter des traitements différents.

Remerciements

Les auteurs remercient le soutien apporté par les deux programmes de recherche, à savoir le PIREN-Seine (CNRS GDR 1874) et le Bassin versant urbain expérimental du Marais, ainsi que Cyrille MORET pour sa contribution.

Bibliographie

AHYERRE M. (1999). "Bilans et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire". Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI, 250 p.

BRENNAN B. (1991). "Chemical partitioning et remobilization of heavy metals from sewage sludge dumped in Dublin bay". *Wat. Res.,* 25 (10), 1193 – 1198.

BRIS F.-J., GARNAUD S., APPERRY N., GONZALEZ A., MOUCHEL J.-M., CHEBBO G. et THEVENOT D.R. (1999). "A street deposit sampling method for metal et hydrocarbon contamination assessment". *Sci. Tot. Environ.,* 235, 211-220.

DONARD O.F.X. et ASTRUC M. (1997). "Spéciation des métaux et métalloïdes : mythe ou réalité ?" *Analusis,* 25 (2), 14-17.

ELLIS J. B. et REVITT M. (1982). "Incidence of heavy metals street surface sediments : solubility et grain size studies". *Wat., Air, Soil Poll.,* 17, 87 - 100.

ESTEBE A. (1996). "Impact de l'agglomération parisienne et de ses rejets de temps de pluie sur les concentrations en métaux des matières en suspension et des sédiments en Seine en période estivale". Thèse de doctorat, Université Paris XII – Val-de-Marne, France, 244 p.

FERGUSSON J.E. et RYAN D.E. (1984). "The elemental composition of street dust from large et small urban areas related to city type, source et particle size". *Sci. Tot. Environ.*, 34, 101-116.

FLORES-RODRIGUEZ J. (1992). "Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain: caractéristiques physico-chimiques". Thèse de Doctorat, Université Paris XII - Val-de-Marne, France, 229 p.

FLORES-RODRIGUEZ J., BUSSY A.-L. et THEVENOT D.R. (1994). "Toxic metals in urban runoff: physico-chemical mobility assessment using speciation schemes". *Wat. Sci. Tech.,* 29 (1-2), 83-93.

GARNAUD S. (1999). "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain". Thèse de Doctorat, ENPC, 396 p. + annexes.

GARNAUD S., MOUCHEL J.-M., CHEBBO G. et THEVENOT D.R. (1999). "Heavy metal concentrations in dry et wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff". *Sci. Tot. Environ.,* 235, 235-245.

GOUWS K. et COETZEE P.P. (1997). "Determination et partitioning of heavy metals in sediments of the Vaal Dam System by sequential extraction". *Water SA,* 23 (3), 217-226.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., CHEBBO G. et SAAD M. (1996). "Origins et characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems : the experimental urban catchment "Le Marais" in Paris". *Wat. Sci. Technol.*, 37 (1), 35-43.

GROMAIRE-MERTZ M.-C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : origines et caractéristiques". Thèse de Doctorat, ENPC, 507 p.+ annexes.

HARRISON R.M. et JOHNSTON W.R. (1985). "Deposition fluxes of lead, cadmium, copper et polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) on the verges of a major highway". *Sci. Tot. Environ.,* 46, 121 - 135.

KHEBOIAN C. et BAUER C.F. (1987). "Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediment". *Anal. Chem.,* 59, 1417-1423.

LAKE D.L., KIRK P.W.W. et LESTER J.N. (1984). "Fractionation, characterization et speciation of heavy metals in sewage sludge et sludge-amended soils : a review". *J. Environ. Qual.,* 13, 175-183.

LARA-CAZENAVE M.-B. (1994). "Spéciation des métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb et zinc) dans les eaux de ruissellement". Thèse de Doctorat, Université de Pau et des Pays de l'Adour, France, 138 p.

LEBRETON L. et THEVENOT D.R. (1992). "Metal pollution release by road aerosols". *Environ. Tech.*, 13 , 35-44.

LEE P.-K. et TOURAY J.-C. (1997). "Mise en solution de métaux lourds (Zn, Cd, Pb) par lessivage de sols et de sédiments pollués en domaine autoroutier : approche expérimentale". *Hydrogéol.*, (1), 3-11.

LEE P.-K. et TOURAY J.-C. (1998). "Characteristics of a polluted artificial soil located along a motorway et effects of acidification on the leaching behavior of heavy metals (Pb, Zn, Cd)". *Wat. Res.,* 32 (11), 3425-3435.

MA L.Q. et RAO G.N. (1997). "Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel et zinc in contamined soils". *J. Environ. Qual.,* 26 (1), 259-264.

MARTIN J.M., NIREL P. et THOMAS A.J. (1987). "Sequential extraction techniques : promises et problems". *Marine Chemistry,* 22, 313-341.

MEGUELLATI N. (1982). "Mise au point d'un schéma d'extractions sélectives des polluants métalliques associés aux diverses phases constitutives des sédiments". Thèse de Doctorat, Université de Pau et des Pays de l'Adour, France, 109 p.

QUEVAUVILLER P., RAURET G., MUNTAU H., URE A.M., RUBIO R., LOPEZ-SANCHEZ J.F., FIEDLER H.D. et GRIEPINK B. (1994). "Evaluation of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metals content in sediments". *Fresenius J. Anal. Chem.,* 349, 808-814.

RAPIN F., TESSIER A., CAMPBELL P.G.C. et CARIGNAN R. (1986). "Potentiel artifacts in the determination of metal partitioning in sediment by a sequential extraction procedure". *Environ. Sci. Technol.*, 20, 836-840.

SALOMONS W. et FÖRSTNER U. (1980). "Trace metal analysis on polluted sediments, Part 2 : evaluation of environmental impact". *Environ. Technol. Lett.,* 1, 506-517.

STONE M. et MARSALEK J. (1996). "Trace metal composition et speciation in street sediment : Sault Ste Marie, Canada". *Wat., Air, Soil Poll.,* 87, 149-169.

TACK F.M.G., VOSSIUS H.A.H. et VERLOO M.G. (1996). "A comparison between sediment metal fractions, obtained from sequential extraction et estimated from single extractions". *Intern. J. Environ. Anal. Chem.,* 63, 61-66.

TACONET J. (1996). "Métaux fixés sur les matières en suspension dans le bassin de la Seine : évolution des teneurs et des mobilités". Rapport de maîtrise de science et technique "Sanitaire et Environnement", Université Paris XII - Val-de-Marne, 73 p.

TESSIER A., CAMPBELL P.G.C. et BISSON M. (1979). "Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals". *Anal. Chem*., 51 (7), 844-851.

THEVENOT D.R., MEYBECK M., CHESTERIKOFF A. et CHEVREUIL M. (1998). "Chap. 9. Métaux : sources multiples et accumulation, in La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, Meybeck M. éd., *Elsevier*, Paris, 391-437.

TIPPING E., HETHERINGTON N.B. et HILTON J. (1985). "Artifacts in the use of selective chemical extraction to determine distributions of metals between oxides of manganese et iron". *Anal. Chem.,* 57, 1944-1946.

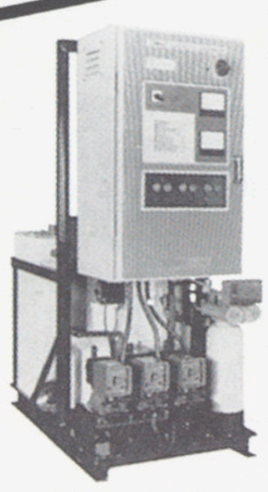
TYMEN G., FOLL A., HENAFF P. et LAIZNE J.P. (1990). "Impact sur l'environnement d'une usine de traitement de résidus urbains : cas de l'UIOM de Brest". *Poll. Atm.*, Avril – Juin, 153 - 166.

VANNI A., Gennaro M.C., Cignetti A., PETRONIO B.M., PETRUZZELLI G. et LIBERATORI A. (1997). "Heavy metal speciation in anaerobic municipal sludge : comparaison between single et sequential extraction". *J. Environ. Sci. Health,* A32 (5), 1467-1489.

VUKMIROVIC Z., MARENDIC-MILJKOVIC J., RAJSIC S., TASIC M. et NOVAKOVIC V. (1997). "Resuspension of trace metals in Belgrade under conditions of drastically reduced emission levels". *Wat., Air, et Soil Poll.,* 93, 137-156.

WADGE A. et HUTTON M. (1987). "Cadmium et lead concentrations in suspended particulate matter emitted from a U.K. refuse incinerator". *Sci. Tot. Environ.,* 67, 91-95.

NOUVEAU



Electro-chloration monobloc
2,5 kg/jour

Désinfection des eaux potables, industrielles, usées, de piscine.

ELECTRO-CHLORATION CIFEC®

Unités de fabrication de chlore par électrolyse in situ
24 modèles de 100 g/h à 29 kg/h

AVANTAGES
- Electrodes garanties 5 ans
- Montage des électrodes en parallèle évitant la surchauffe de la saumure et donc la formation des chlorates
- Sécurité accrue par ventilation forcée
- Cellule à flux ascensionnel évitant l'accumulation de l'hydrogène dans le générateur.

Notice gratuite sur demande à CIFEC. Préciser votre spécialité.

CIFEC Cie INDUSTRIELLE DE FILTRATION ET D'ÉQUIPEMENT CHIMIQUE
12 bis, rue du Commandant-Pilot - 92200 NEUILLY-SUR-SEINE
Tél. : 01.46.40.49.49 - Télex 611 627 F - Télécopie : 01.46.40.00.87

Distribution des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques

■ R. MOILLERON, A. GONZALEZ, D. R. THEVENOT

1. Introduction

Les hydrocarbures sont émis dans l'environnement par des processus naturels – car présents à l'état naturel dans des dérivés du charbon et du pétrole ou émis lors de feux de forêt et d'herbage et de l'activité volcanique – ou anthropiques. Il apparaît que les hydrocarbures d'origine anthropique prennent progressivement le pas sur ceux d'origine naturelle. Cette évolution a été mise en évidence grâce à la réalisation de carottes tout autour du globe. Ce phénomène est logiquement accentué aux endroits où l'industrialisation et l'urbanisation sont les plus développées. Toutefois il est nécessaire de distinguer les hydrocarbures aliphatiques et les hydrocarbures aromatiques lorsqu'une étude environnementale est conduite. En effet, ces familles de micropolluants organiques ont des comportements très distincts tant sur le plan de la réactivité que sur celui de la toxicité.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent une famille de composés chimiques constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène dont la structure des molécules comprend au moins deux anneaux aromatiques insaturés. La famille des HAP comprend environ une centaine de substances qui diffèrent entre elles par le nombre d'anneaux et leur position respective. L'appellation HAP total est généralement utilisée pour représenter un ensemble de 12 à 21 HAP. Devant l'impossibilité de mesurer l'ensemble des HAPs, l'agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) a établi une liste de 16 HAPs définis comme étant prioritaires. Cette liste, fondée sur des études toxicologiques, comprend des composés qui intègrent des molécules allant de 2 à 6 cycles aromatiques *(figure 1)* et considérées comme posant un problème pour l'environnement. La toxicité dépend très fortement de la molécule et de la dose considérée [ABOUL-KASIM et

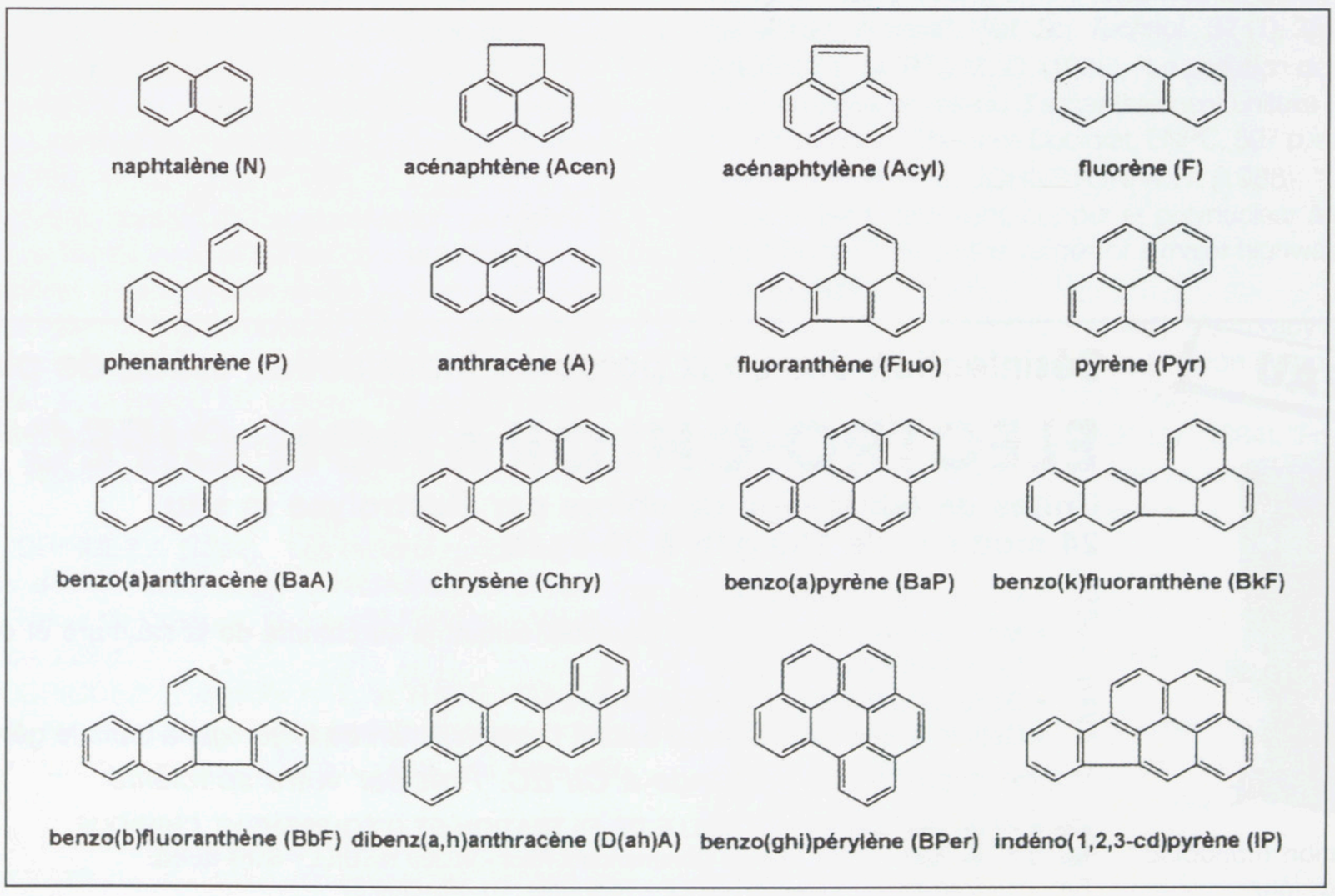


Figure 1. Liste des 16 HAP recherchés

SIMONEIT, 1995]. Certaines molécules telles que le dibenzo[*ah*]anthracène, le benzo[*a*]pyrène, l'indéno [*1,2,3-cd*]pyrène et le benzo[*a*]anthracène sont particulièrement toxiques et ont des effets cancérigènes et mutagènes [ABOUL-KASIM et SIMONEIT, 1995 ; BOXALL et MALTBY, 1995 ; BUDZINSKI et al., 1997 ; BAUMARD et al., 1998].

Les propriétés physico-chimiques des HAP et leur aromaticité, rendent difficile leur biodégradation et ceci d'autant plus que le nombre de cycles aromatiques est élevé. Par ailleurs, la cinétique de biodégradation est d'autant plus lente que le nombre de cycles est élevé [OLLIVON et al., 1995 ; WANG et al., 1997 ; ZENG et VISTA, 1997]. Leur persistance résulte de leur difficile biodégradabilité. La pollution des HAP est généralement caractérisée par la concentration totale en HAP (en référence à la liste des 16 HAP de l'EPA) et par leur répartition individuelle. Les HAP proviennent principalement des processus de pyrolyse et en particulier de la combustion incomplète de la matière organique. Ils sont présents dans l'ensemble des compartiments environnementaux, où ils se retrouvent sous forme de mélanges complexes.

À l'opposé, les hydrocarbures aliphatiques ou n-alcanes sont constitués d'une chaîne linaire saturée du type C_nH_{2n+2}. Trois sources potentielles sont distinguées pour les aliphatiques :

- les carburants et lubrifiants automobiles que l'on retrouve dans les eaux de ruissellement urbaines,
- les hydrocarbures utilisés comme solvants au niveau domestique ou artisanal que l'on retrouve soit dans les eaux usées, soit dans les eaux de ruissellement,
- les produits pétroliers des sites industriels de production, de stockage ou de transformation que l'on retrouve anormalement dans les eaux usées ou le ruissellement [JAUZEIN et al., 1995].

La toxicité de ces composés est moindre par rapport à celle des HAP. De plus, ces composés, une fois émis dans l'environnement sont plus sensibles aux phénomènes d'altération et sont donc moins persistants dans le milieu. Cependant les films huileux et quelquefois colorés qui se forment à la surface de l'eau, en diminuant la capacité de réoxygénation de l'eau et en enrobant les floculats, gênent les opérations de coagulation et de filtration dans les stations d'épuration [JAUZEIN et al., 1995]. Par ailleurs, une forte teneur en hydrocarbures entraîne des odeurs et des saveurs désagréables permettant de détecter rapidement les pollutions.

La détermination des teneurs en hydrocarbures aliphatiques et aromatiques sur les différents échantillons collectés sur le "bassin versant urbain expérimental" (BVUE) du Marais a été conduite selon deux approches différentes. En effet, la première approche, où l'on raisonne en termes de concentrations globales – en distinguant les aromatiques et les aliphatiques –, avait pour objectif de permettre le calcul de flux à l'échelle du BVUE lors d'un événement pluvial. La seconde approche, se focalisant sur la répartition moléculaire au sein des deux classes d'hydrocarbures, devait permettre d'appréhender les résultats en tentant d'identifier les sources primaires de ces micropolluants. Les différentes mesures portant sur l'analyse des hydrocarbures ont été réalisées sur 19 événements pluvieux dont les caractéristiques sont fournies dans le *tableau I.*

2. Protocoles d'analyses des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques

2.1. Conditionnement du matériel d'extraction

Afin d'éviter toute contamination de la verrerie utilisée lors de l'extraction des hydrocarbures, plusieurs précautions ont été utilisées. L'ensemble des solvants organiques (dichlorométhane, méthanol, hexane) ont été purifiés par distillation avant usage. La verrerie a été traitée comme suit : nettoyage dans une solution de Decon (Prolabo) à 5 % avec de l'eau osmosée (Milli-Ro 5 Plus, Millipore) suivi d'un rinçage à l'eau osmosée avant grillage dans un four 2 heures à 450°C pour éliminer toute trace d'impuretés organiques.

	Intensité moyenne ($mm.h^{-1}$)	**Hauteur totale** (mm)	**Durée** (min)	**Période de temps sec précédente** (jours)
d10	1,6	2,9	40	0,7
d50	3,7	8,6	99	3,5
d90	16,8	18,3	294	12,5
min	1,1	3,0	29	0,1
max	26,7	21,6	416	50,1

Tableau I. Caractéristiques des 19 événements pluvieux étudiés

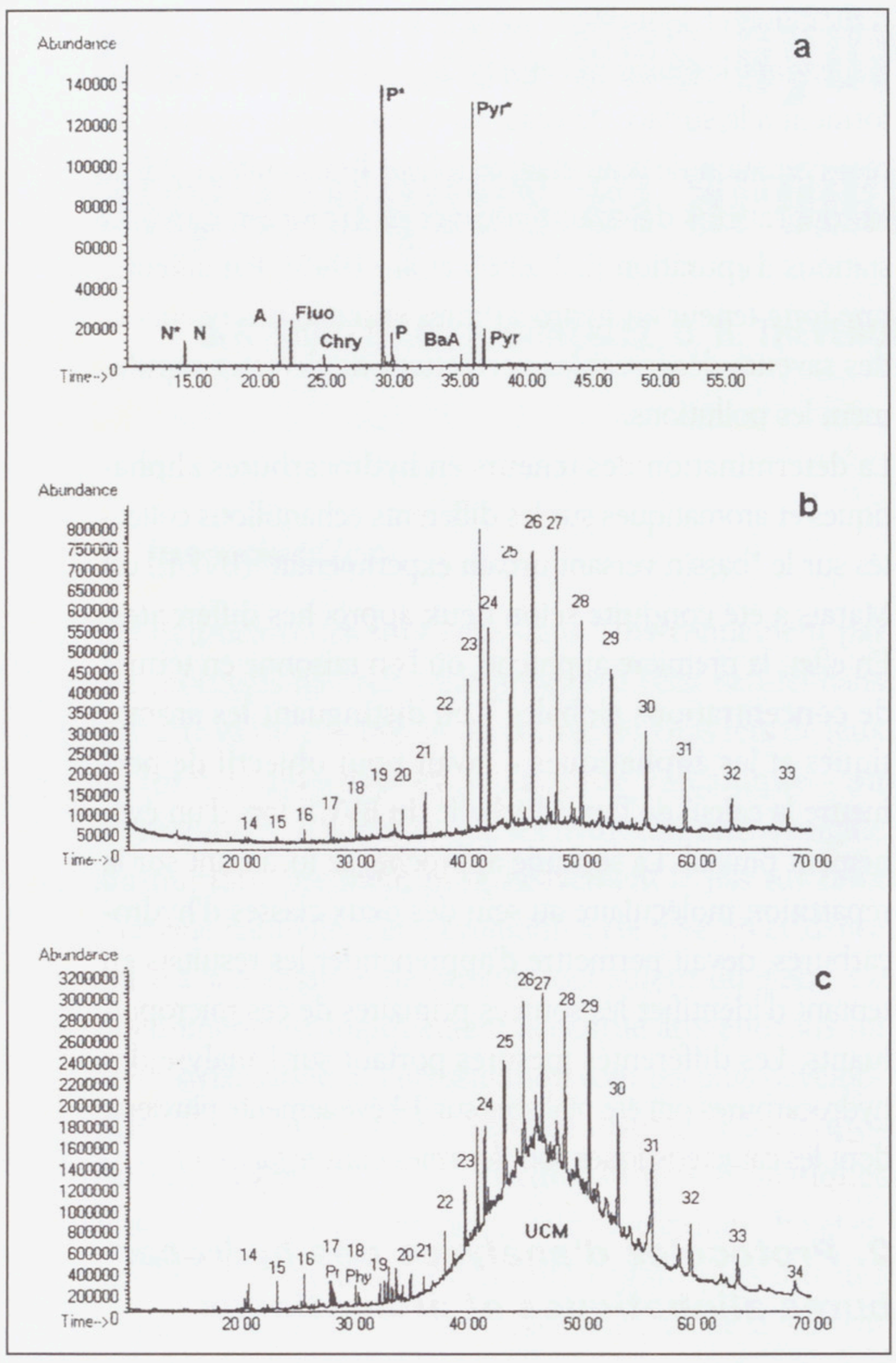


Figure 2. Chromatogrammes : de la fraction aromatique particulaire à l'exutoire (a), des fractions aliphatique dissoute (b) et particulaire (c) pour la toiture ardoise. Les chiffres font références au nombre de carbones des n-alcanes, Pr au pristane, Phy au phytane, N au naphtalène, A à l'anthracène, Fluo au fluoranthène, Chry au chrysène, P au phénanthrène, BaA au benzo[*a*]anthracène et Pyr au pyrène

2.2. Séparation des phases dissoute et particulaire

Pour les échantillons de ruissellement, la prise d'essai est de 1 l. La première étape consiste en une filtration sur une succession de filtres traités préalablement de porosité décroissante, de 2,7 µm (GF/F, Whatman) jusqu'à 0,45 µm (Millipore), dans le but se séparer la phase dissoute de la phase particulaire. Les filtres sont ensuite séchés à 40°C jusqu'à poids constant. Avant d'extraire les hydrocarbures dans les phases dissoute et particulaire, des étalons internes deutériés sont ajoutés. Pour les hydrocarbures aromatiques, le naphtalène D8, le phénanthrène D10, le pyrène D10, le benzo[*a*]pyrène D12, le benzo[*ghi*]pérylène D12, et pour les hydrocarbures aliphatiques, le dodécane D26, le tétracosane D50 et le triacontane D62.

2.3. Extraction des hydrocarbures dissous

Les hydrocarbures dissous ont été extraits par extraction liquide-liquide classique dans une ampoule à décanter de 2 l par quatre extractions successives avec 30 ml de CH_2Cl_2 (Merck). Avant la dernière extraction, le pH est ajusté à 2 par ajout de H_2SO_4 (Merck). Le temps d'agitation est de 10 min pour chaque fraction. Les quatre fractions organiques sont ensuite combinées, séchées sur $CaCl_2$ (Prolabo) et concentrées à 5 ml avec un évaporateur rotatif (Büchi) à température ambiante sous vide. La fraction ainsi obtenue est évaporée à sec sous flux d'azote (N5.0, Linde Gaz).

L'extrait sec est repris dans 500 µl d'hexane (Merck). La séparation des hydrocarbures aliphatiques des hydrocarbures aromatiques contenus dans cet aliquote est réalisée sur une colonne de verre (5,5 mm de diamètre par 30 cm de longueur), contenant 2 g de silice activée (Aldrich, 70-230 mesh, 60 Å), en éluant respectivement, après conditionnement, avec 4 ml d'hexane puis 6 ml d'un mélange/hexaneCH_2Cl_2 (80/20, v/v). La silice est activée à 450°C pendant 2 h et conservée à 100°C avant utilisation. Les hydrocarbures aliphatiques sont élués avec l'hexane (F1) et les hydrocarbures aromatiques avec le mélange hexane-CH_2Cl_2 (F2). F1 et F2 sont ensuite évaporés jusqu'à un volume de 50-100 µl sous flux d'azote avant quantification.

2.4. Extraction des hydrocarbures particulaires

Les hydrocarbures particulaires, fixés sur les MES ou présents dans des solides urbains (dépôts prélevés sur les chaussées ou au cœur du réseau), ont été extraits durant 24 h par extraction soxhlet avec 250 ml d'un mélange CH_2Cl_2/MeOH (80/20, v/v). L'extrait est ensuite concentré à sec comme décrit précédemment pour les hydrocarbures dissous puis récupéré dans 500 µl d'hexane. Cet aliquote est déposé en tête d'une colonne de verre (30 cm x 5,5 mm DI), contenant en queue de colonne une couche de 500 mg de cuivre activé (Aldrich, poudre, ~ 40 mesh, 99,5 %), pour éliminer toute interférence due aux composés sulfurés, et en tête de colonne une couche de 2 g de silice activée pour séparer les hydrocarbures aliphatiques des hydrocarbures aromatiques. La suite de la séparation est identique à celle décrite pour les hydrocarbures dissous.

2.5. Analyse chromatographique par CG-MS

Les hydrocarbures, aliphatiques et aromatiques, sont quantifiés par chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-MS) sur un appareil GCD 1800 A (Hewlett Packard). La colonne utilisée est une colonne ca-

pillaire PONA (50 m x 0,20 mm DI). Le gaz vecteur est de l'hydrogène (qualité 5.6, Linde Gaz) à un débit de 1,0 ml/min. L'injecteur est à 300°C, le volume injecté est de 1 µl. La température est programmée de 70 à 300°C avec une rampe de température de 5°C/min. La température du détecteur est fixée à 280°C. La quantification des hydrocarbures est réalisée par l'intermédiaire des étalons standards internes suivant l'équation :

$$C_x = \frac{A_D}{A_x} \cdot C_D \qquad \text{équation (1)}$$

où C_x, A_x et C_D, A_D sont les concentrations et les aires des pics correspondants respectivement à l'hydrocarbure à quantifier et à l'étalon interne deutérié. L'utilisation de plusieurs étalons internes deutériés permet de prendre en compte la variation de sensibilité d'un hydrocarbure à l'autre, en effet l'aire A_D, dans l'équation (1), est relative à un étalon interne spécifique d'une partie du chromatogramme. L'extraction et la procédure de quantification ont été validée par l'utilisation d'un échantillon certifié : le sédiment marin SRM1941a (NIST) [GONZALEZ et al., 1999].

3. Distribution des hydrocarbures dans les effluents de temps sec et de temps de pluie

3.1. Préambule

Le *tableau II* synthétise les niveaux de concentration relevés pour les hydrocarbures aliphatiques totaux (HAT) et les HAP à la fois dans les eaux de ruissellement et à l'exutoire par temps sec et par temps de pluie [GONZALEZ, 2001]. Les HAT désignent la somme des hydrocarbures aliphatiques résolus (HAR) ou non (UCM). En effet, la méthode de quantification par CG-MS conduit à l'obtention de deux classes d'hydrocarbures aliphatiques, qui seront explicitées par la suite, comme le montrent les chromatogrammes de la *figure 2*. Cette distinction est réalisée afin que la concentration totale (HAT) ainsi obtenue puisse être assimilée à la valeur mesurée par la méthode AFNOR NFT 94-110 (extraction au CCl_4 et quantification par infrarouge de l'indice $-CH_2$).

Il ressort du *tableau II* que les hydrocarbures aliphatiques totaux sont très nettement majoritaires dans les eaux de ruissellement du Marais ; il existe trois ordres de grandeur de différence entre les concentrations en HAT et celles en HAP. Ces derniers ne représentent que 0,05% de la concentration totale en hydrocarbures. Enfin, il serait hasardeux, compte tenu de la toxicité des HAP, de ne raisonner que sur les concentrations totales en hydrocarbures à savoir la somme des aliphatiques et des aromatiques. Ainsi, l'exploitation de nos résultats a été conduite en distinguant les hydrocarbures aliphatiques des aromatiques pour prendre en considération les spécificités des deux familles d'hydrocarbures. Toutefois les HAP ont été l'objet d'une attention plus particulière. Alors que certains auteurs [FÖRSTER, 1990 ; XANTHOPOULOS et HAHN, 1993] expriment leurs résultats en présentant des valeurs moyennes, nous commenterons nos résultats sur la base des valeurs médianes et des déciles inférieurs et supérieurs, respectivement d50, d10 et d90 dans les tableaux

Sites			HAT (µg/l)			HAP (ng/l)		
		n	d10	d50	d90	d10	d50	d90
Toitures	Tuile Rouge (TTROUGE)	19	130	345	1 942	<1	24	724
	Tuile Brune (TTBRUNE)	23	71	426	2 561	<1	50	717
	Tuile Ardoise (TTARDOISE)	42	127	422	1 733	<1	16	487
	Tuile Zinc (TTZN)	33	224	847	2 327	<1	22	687
Cours	Bétonnée	9	290	790	3 462	<1	<1	2 235
	Pavée	6	186	297	1 541	<1	54	671
Avaloirs	Turenne (TUR)	11	267	813	3 748	<1	<1	375
	Duval (DUV)	10	120	393	925	<1	157	1 382
	Vieille du Temple (VDT)	11	386	1 359	4 032	82	215	1 114
Exutoire	Temps sec (TS)	46	251	767	1 989	<1	<1	973
	Temps de pluie (TP)	19	318	704	2 243	<1	66	877

Tableau II. Concentrations en HAT (µg/l) et HAP (ng/l) dans les échantillons du BVUE

et les figures. Ainsi la variabilité des résultats d'un événement à un autre sera prise en considération.

3.2. Cas des hydrocarbures aliphatiques

3.2.1. Concentration totale en aliphatiques

Le *tableau II* montre que la variabilité spatiale, d'un site de mesure à un autre au sein d'un type d'échantillons, est nettement plus faible que la variabilité temporelle d'un événement pluvieux à un autre. Pour les toitures par exemple, les concentrations relevées, d'une pluie à une autre, s'échelonnent entre 70 et 2 500 µg/l pour les HAT, soit sur presque trois ordres de grandeur, alors que les valeurs médianes, d'un type de toitures à un autre, se situent entre 300 et 900 µg/l. Cette observation se confirme pour l'ensemble des sites : toitures, cours et avaloirs. Il ne ressort pas de spécificité due au site d'échantillonnage. Sur le site du Marais, les concentrations mesurées pour les HAT, comprises entre 297 et 1 359 µg/l, sont comparables à celles de la littérature pour des études, plus ou moins similaires, conduites en milieu urbain. À titre de comparaison, la bibliographie fournit des valeurs comprises entre 412 et 1 154 µg/l pour Madrid [BOMBOI et HERNANDEZ, 1991], 360 et 1 100 µg/l pour Londres [GAVENS et al., 1982]. Par ailleurs, à l'exutoire, les niveaux de HAT relevés sont très homogènes tant par temps de pluie que par temps sec. Les eaux usées de temps sec contiendraient autant d'hydrocarbures aliphatiques que les eaux de ruissellement.

3.2.2. Répartition dissous-particulaire

Le *tableau III* synthétise les informations sur la répartition des hydrocarbures aliphatiques entre phases dissoute et particulaire, qu'ils soient résolus ou non. Seule la fraction particulaire a mis en évidence la présence d'une portion non résolue importante sur les chromatogrammes. Il s'agit de l'aire comprise sous la ligne de base comme indiqué sur la *figure 2*. Les études environnementales, utilisant la chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse, conduisent souvent à cette « bosse » appelée UCM (pour Unresolved Complex Mixture de l'acronyme anglo-saxon). L'UCM serait un mélange complexe d'isomères et d'homologues d'alcanes ramifiés ou cycliques [ABOULKASIM et SIMONEIT, 1996]. Ce mélange constitue la fraction des hydrocarbures aliphatiques non résolus par opposition à l'aire des pics chromatographiques parfaitement résolus et identifiés.

Pour les eaux de ruissellement, la fraction dissoute est très nettement minoritaire, les valeurs médianes sont toujours inférieures à 20 %. La prise en considération de 80 % des événements étudiés, à savoir la fourchette définie par les déciles inférieurs et supérieurs, soulignent que la proportion en hydrocarbures dissous est au mieux toujours inférieure à 30 %. La répartition des hydrocarbures aliphatiques entre les fractions particulaire et dissoute confirment la forte affinité des hydrocarbures pour les matières en suspension dans les eaux de ruissellement urbaines [GAVENS et al., 1982 ; HOFFMAN et al., 1982] ; 85 % des aliphatiques mesurés sur le site du Marais sont sous forme particulaire.

La fraction particulaire est majoritairement composée d'hydrocarbures non résolus ; l'UCM représente environ 75 % de la concentration totale en hydrocarbures aliphatiques. Pour 80 % des événements, l'UCM est au mini-

Sites			D HAR (%)			P HAR (%)			P UCM (%)		
		n	d10	d50	d90	d10	d50	d90	d10	d50	d90
Toitures	TTROUGE	19	2	10	26	2	5	27	41	84	92
	TTBRUNE	23	5	18	51	2	9	31	38	66	88
	TTARDOISE	42	2	12	33	1	7	29	46	75	95
	TTZN	33	5	18	35	3	14	39	40	61	87
Cours	Bétonnée	9	4	11	37	2	9	29	53	71	91
	Pavée	6	2	8	33	4	9	28	54	70	91
Avaloirs	TUR	11	6	13	48	3	8	19	44	75	81
	DUV	10	4	20	36	3	8	22	52	72	84
	VDT	11	2	10	29	2	6	18	68	77	91
Exutoire	Temps sec (TS)	46	1	9	30	3	10	33	51	75	92
	Temps de pluie (TP)	19	3	13	29	2	6	10	60	78	93

Tableau III. Répartition des hydrocarbures aliphatiques résolus dissous (D HAR) ou particulaires (P HAR) et non résolus particulaires (P UCM) dans les échantillons du BVUE (100% = DHAR + PHAR + PUCM)

mum toujours de l'ordre de 50 %. Lors des travaux conduits à Madrid, l'UCM atteignait 80 % [BOMBOI et HERNANDEZ, 1991]. Pour l'exutoire, une tendance identique apparaît tant par temps sec que par temps de pluie : peu de dissous, un UCM important. La répartition des hydrocarbures aliphatiques dans les eaux transitant à l'exutoire confirmerait l'idée émise à partir des concentrations totales, à savoir que le ruissellement lors des épisodes pluvieux modifie peu la composition des eaux transitant dans le réseau. Certes le volume variera mais a priori les concentrations en hydrocarbures aliphatiques resteront relativement homogènes.

3.2.3. Identification des origines des hydrocarbures aliphatiques

A partir de l'identification des différents alcanes notre objectif est ici de jouer sur la spécificité de certains composés vis-à-vis d'une source particulière ou d'un type de source pour identifier les sources d'hydrocarbures. Deux catégories sont donc fréquemment considérées par les auteurs : les sources biologiques et les sources anthropiques. Deux sources anthropiques sont généralement distinguées : d'une part les sources pétrolières correspondant à une pétrogenèse à basse température et d'autre part les sources pyrolytiques correspondant à des processus de combustion à haute température. L'utilisation d'indices permet d'affiner la caractérisation des sources [ROCHER, 2000]. Ils permettent, pour les indices concernant les aliphatiques, de distinguer les sources biologiques des sources anthropiques.

Plus de 20 hydrocarbures aliphatiques résolus, à savoir du C10 au C40 *(figure 2)*, ont été identifiés tant dans la phase dissoute que dans la phase particulaire. De plus, deux isoprénoïdes, le phytane (Ph) et le pristane (Pr) ont également été observés régulièrement [MOILLERON et al., 2000]. Ces résultats sont similaires à ceux fournis par la littérature. En effet, les hydrocarbures aliphatiques résolus identifiés dans des études conduites préalablement en milieu urbain couvraient l'intervalle C12-C34 pour la ville de Madrid [BOMBOI et HERNANDEZ, 1991], C10-C32 pour Londres [GAVENS et al., 1982] et C15-C38 pour Alexandrie [ABOUL-KASIM et SIMONEIT, 1996].

Différents indices relatifs aux aliphatiques ont pu être calculés sur les échantillons du BVUE, il s'agit de l'hydrocarbure majoritaire (HM), du rapport des hydrocarbures non résolus sur résolus (UCM/R), du ratio des hydrocarbures pairs sur les impairs (CPI), le ratio des alcanes légers sur les alcanes lourds (LMW/HMW), et enfin du ratio faisant intervenir les deux isoprénoïdes pristane et phytane (Pr/Ph). L'hydrocarbure majoritaire est centré autour de la zone C14-C16, ce qui dénote d'une pollution d'origine anthropique. À l'opposé, des valeurs autour de la zone C29-C30 auraient été la marque d'une pollution biologique (par des extraits de végétaux par exemple). La valeur du rapport UCM/R toujours supérieur à 2 pour la phase particulaire confirme l'origine anthropique. De même, le CPI toujours supérieur à 10 abonde dans ce sens. Le ratio Pr/Ph est toujours inférieur à 1,2 ; cette valeur serait un indicateur de sources pyrolytiques prédominantes parmi les sources anthropiques.

3.3. Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

3.3.1. Concentration dans les eaux de ruissellement

Il est difficile de comparer nos résultats avec ceux de la littérature car il existe peu d'études exhaustives et spécifiques sur les HAP. Les HAP ont été décelés dans la seule fraction particulaire dans tous les échantillons. Cette

Indices	Toitures tuiles				Cours		Avaloirs			Exutoire
	Rouge	Brune	Ardoise	Zinc	Pavée	Bétonnée	VDT	DUV	TUR	TP
Phase particulaire										
HM	C14	C14	C14	C14	C14	C29	C14	C17	C14	C14
UCM/R	7	5	5	4	3	8	9	10	6	16
CPI	0,7	0,9	1,0	1,1	0,6	1,3	0,7	1,5	0,7	1,0
Pr/Ph	1,2	0,6	1,1	0,9	0,9	0,9	0,6	0,6	0,6	1,1
LMW/HMW	6,2	7,6	7,1	6,9	3,8	1,1	1,3	1,1	2,8	0,9
Phase dissoute										
HM	C14	C14	C14	C14	C16	C14	C14	C14	C14	C14
CPI	0,6	0,7	0,6	0,7	0,6	0,7	0,8	0,7	0,6	0,8
Pr/Ph	1,1	1,1	0,9	0,7	0,7	1,0	1,2	0,8	1,0	3,9
LMW/HMW	5,2	4,6	4,0	2,7	1,2	4,8	1,5	3,3	2,2	1,3

Tableau IV. Indices calculés à partir des teneurs relevées pour les hydrocarbures aliphatiques sur le BVUE

constatation rejoint celles d'études précédentes sur la détermination des HAP dans les eaux de ruissellement [GAVENS et al., 1982 ; HOFFMAN et QUINN, 1984a ; HOFFMAN et QUINN, 1984b ; BOMBOI et al., 1990], qui ont montré que les HAP sont associés à la matière particulaire à 90 %. Ainsi les concentrations en HAP du *tableau II* résultent du produit de la teneur particulaire en HAP, exprimée en ng/g MS par la teneur en MES, exprimée en mg/l. De façon générale, la variabilité temporelle est plus marquée que la variabilité spatiale à l'instar des aliphatiques.

Les toitures. Pour l'ensemble des toitures, à l'exception toutefois des toitures en tuiles brunes, les concentrations sont relativement homogènes d'un site à l'autre ; les valeurs médianes des eaux de ruissellement en HAP sont comprises entre 16 et 24 ng/l. La concentration des toitures en tuiles brunes est 2 à 3 fois plus élevées, à savoir 50 ng/l. Des études conduites sur les ruissellements provenant de 5 types de toitures sur le campus de l'université de Bayreuth (Allemagne) ont conduit à des conclusions identiques en termes de niveaux de concentration, de répartition entre les phases dissoute et particulaire et également de variation temporelle importante [FÖRSTER, 1990 ; FÖRSTER, 1996].

Les cours. L'étude des eaux de ruissellement des cours met en évidence une très nette différence de comportement d'un type de cour à un autre puisque la cour pavée a un niveau de contamination proche de celui des eaux de toitures (54 ng/l) alors que la valeur médiane pour la cour bétonnée est voisine de la limite de détection. Le manque de données bibliographiques concernant la mesure des HAP dans ce type d'échantillons ne nous permet pas d'établir de comparaison. Les différences relevées s'expliquent certainement par la nature même des matériaux des cours. La cour en béton comporte beaucoup moins d'aspérités que la cour pavée, il en résulte une rétention plus faible de particules, donc une concentration moins importante en MES dans les eaux de ruissellement. Lors du lessivage par les eaux de pluie, la quantité de HAP, très dépendante de la teneur en MES, est plus forte pour la cour pavée que pour la cour en béton. De plus, si on raisonne en termes de sources potentielles, il semblerait que pour les cours et les toitures, les retombées atmosphériques soient majoritaires ce qui pourrait expliquer des concentrations du même ordre de grandeur dans ces échantillons.

Les avaloirs. Les concentrations sont comprises entre des valeurs inférieures aux limites de détection, pour l'avaloir Turenne (TUR), et 215 ng/l, pour l'avaloir Vieille du Temple (VDT), avec une valeur intermédiaire de 157 ng/l pour Duval (DUV). Ce résultat a de quoi surprendre, car nous nous serions attendus à des niveaux de concentration plus importants pour l'avaloir Turenne. Les eaux de ruissellement recueillies dans cet avaloir proviennent de chaussées, possédant à la fois des places de parking et un trafic automobile relativement important, deux caractéristiques identifiées comme promotrices de HAP. L'automobile contribue au dépôt de rue par la production de particules et d'aérosols dans les gaz d'échappements et par l'usure des pneumatiques (0,024-0,36 g/km), la corrosion des matériaux de construction et les fuites d'essence et d'huile [ROGGE et al., 1993]. Le trafic automobile génère donc des éléments polluants, hydrocarbures et métaux lourds entre autres, qui se déposent en quantité importante sur les voies de circulation et les parkings. Les eaux de pluie en ruisselant sur ces surfaces se chargent en éléments pollués et les acheminent jusque dans le réseau d'assainissement. De même les pertes des différents fluides issus des automobiles (huile de moteur, combustible, liquide frein, etc.) lors de leur stationnement sont lessivées lors des épisodes pluvieux. Les ordres de grandeur qui ont été relevés sur le Marais sont nettement inférieurs à ceux que nous avons compilés dans la littérature. À titre de comparaison, l'étude conduite à Madrid a mis en évidence des concentrations comprises entre 15 et 36 µg/l suivant la saison [BOMBOI et HERNANDEZ, 1991] alors que des analyses de HAP sur des eaux de ruissellement de chaussées en Allemagne ont donné lieu à des concentrations comprises entre 2 et 3 µg/l [XANTHOPOULOS et HAHN, 1990 ; XANTHOPOULOS et HAHN, 1992]. Il est toutefois important de noter que dans le cas de l'étude sur Madrid, les ruissellements ont été simulés suite à de faibles pluviométries. Il serait alors possible d'imaginer que la concentration mesurée est un cumul sur plusieurs semaines augmentant artificiellement les valeurs mesurées.

3.3.2. Distribution moléculaire des HAP

Sur l'ensemble des échantillons étudiés, 13 HAP parmi les 16 recherchés ont été identifiés. Les HAP à 3 ou 4 cycles, tels que le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène et le pyrène, sont présents dans tous les échantillons des eaux de ruissellement, quelle que soit leur nature – toitures, cours et chaussées – à l'exutoire du BVUE. Les composés aux poids moléculaire les plus élevés, comme le benzo[*ghi*]pérylène, le dibenz[*a,h*]anthracène, l'indéno[*1,2,3-cd*]pyrène, ne sont pas présents ou alors dans des concentrations inférieures aux limites de détection de notre méthode (1 ng/l).

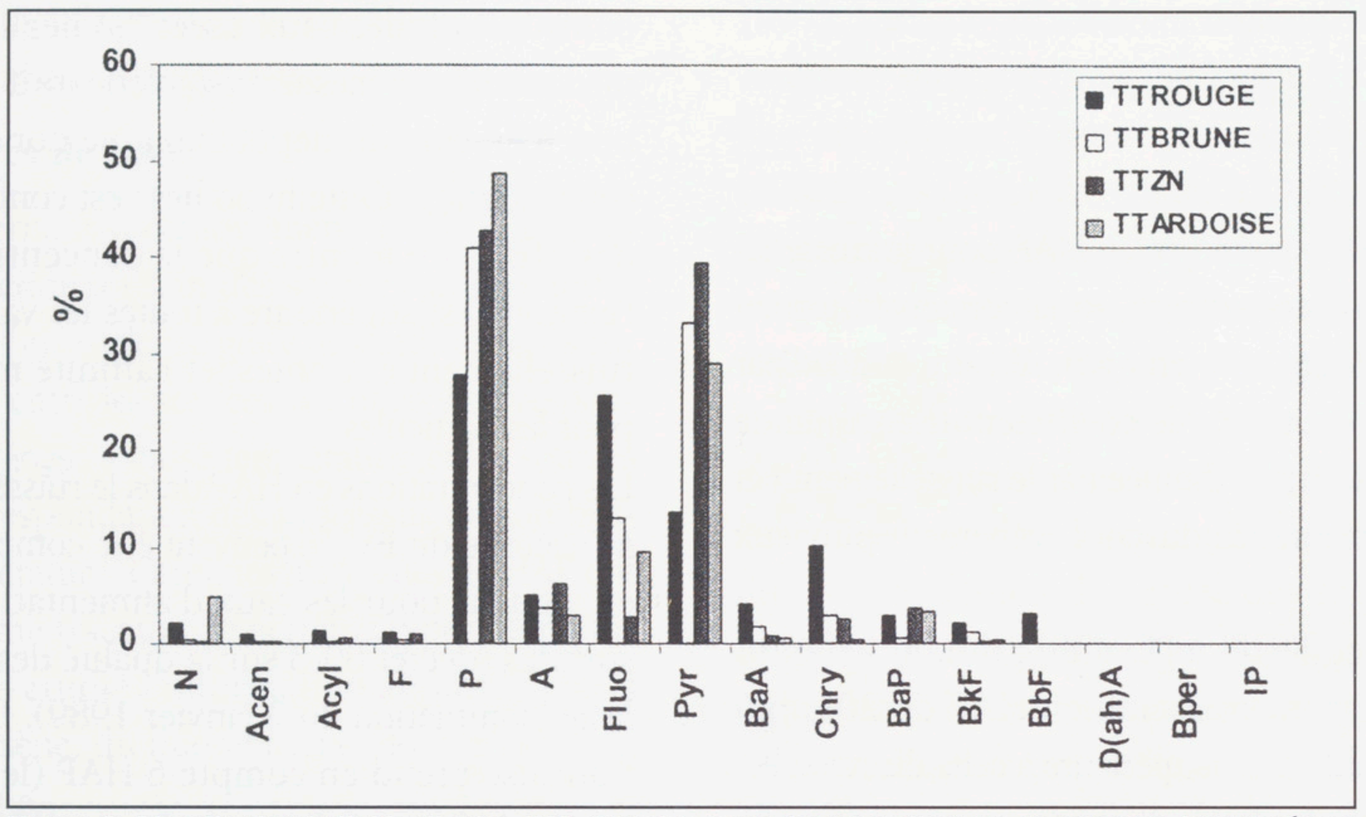


Figure 3. Distribution individuelle des HAP dans les eaux de ruissellement de toitures (exprimée en pourcentage de la teneur totale)

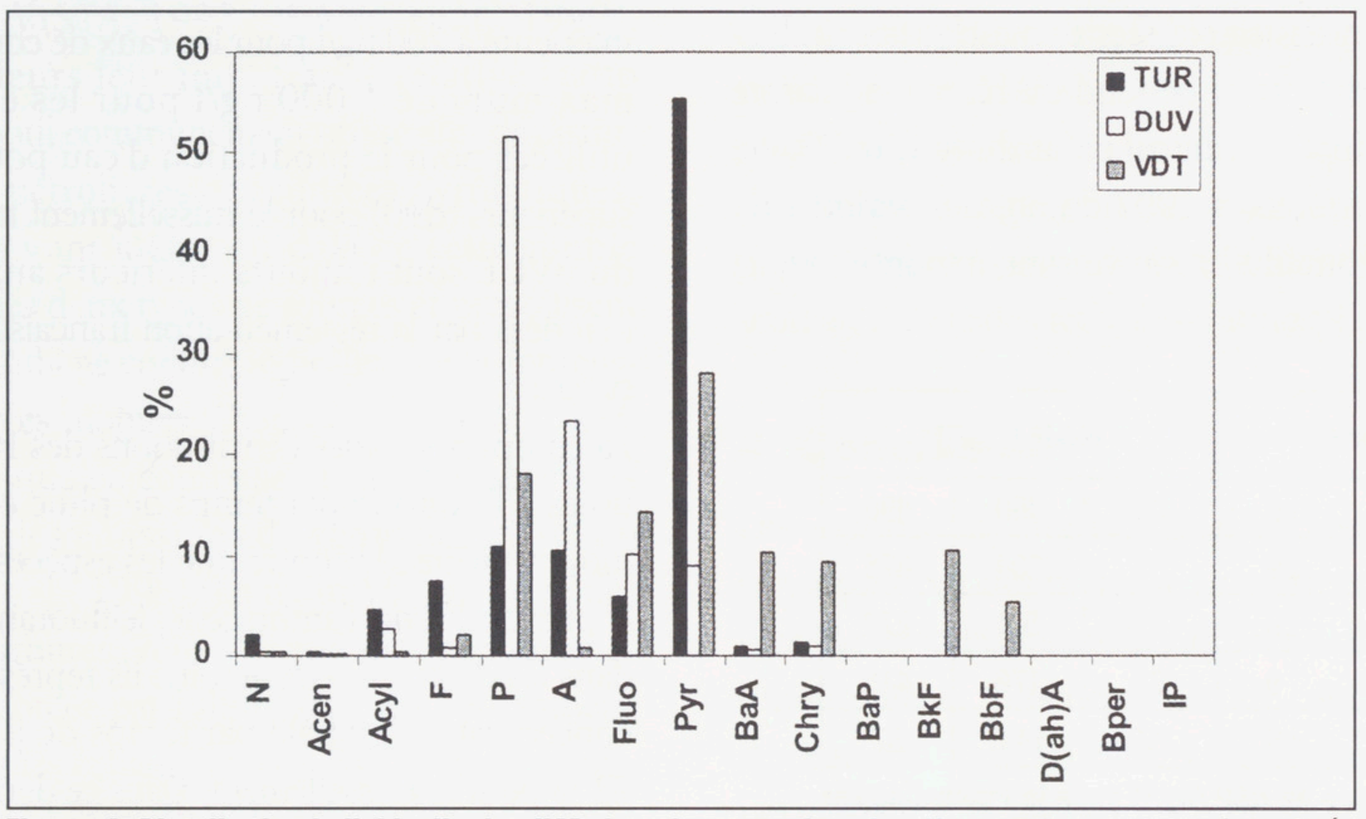


Figure 4. Distribution individuelle des HAP dans les eaux de ruissellement des avaloirs (exprimée en pourcentage de la teneur totale)

Les toitures. Les molécules de phénanthrène, fluoranthène et pyrène représentent de 70 à 90 % du total des HAP pour l'ensemble des toitures comme le montre la *figure 3*. Les eaux de ruissellement des toitures en tuiles rouges se distinguent cependant des autres, car les proportions de phénanthrène et de pyrène sont plus faibles alors que les contributions du fluoranthène et des HAP de hauts poids moléculaires sont plus marquées. Cependant il est difficile de savoir si cette différence est à mettre à l'actif de la nature même du revêtement ou des interactions entre les HAP et le revêtement.

Les avaloirs. La *figure 4* met en évidence les différences de répartition des HAP dans les trois avaloirs. Il ressort nettement que pour Turenne et Duval, les HAP majoritaires sont le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène et le pyrène. Ils représentent 83 et 94 % des HAP totaux pour Turenne et Duval respectivement. Pour Vieille du Temple, la distribution est plus homogène puisque 91% de la teneur totale est due à 7 HAP – le phénanthrène, le fluoranthène, le pyrène, le benzo[*a*]anthracène, le chrysène, et le benzo[*k*]fluoranthène.

3.3.3. Comparaison entre temps sec et temps de pluie à l'exutoire du bassin

Afin d'évaluer la contribution du ruissellement à la pollution mesurée à l'exutoire par temps de pluie, nous avons calculé le « ruissellement moyen » en prenant en considération les surfaces drainées par chaque type de ruissellement (équation n°2). Les résultats obtenus sont consignés dans le *tableau V*. Les calculs ont été réalisés sur 9 pluies, car pour ces événements nous avions à notre disposition l'ensemble des données.

$$R = \frac{\sum_i R_i A_i C_i H}{\sum_i A_i C_i H} \quad \text{équation (2)}$$

R est la concentration pondérée en HAP pour le ruissellement moyen, exprimée en ng/l, Ri la concentration en HAP pour le ruissellement i (en ng/l), Ai l'aire drainée par le ruissellement i en m^2, Ci le coefficient théorique de ruissellement de la surface drainée par le ruissellement i et H la hauteur d'eau tombée durant l'événement pluvieux en m.

Les échantillons collectés à l'exutoire durant le temps de pluie ont une concentration en HAP de 204 ng/l *(tableau V)* ; cette valeur est supérieure à celle du ruissellement moyen entrant le réseau d'assainissement (176 ng/l). L'augmentation de concentration entre l'entrée et la sortie du réseau peut être attribuée à deux phénomènes, d'une part la contribution des eaux usées domestiques et industrielles, constituant le bruit de fond du réseau, et d'autre part l'érosion du dépôt formé au cœur du réseau. L'étude conduite en janvier et mars 1997 durant des périodes de temps sec, à l'exutoire du bassin versant, a montré que la contribution des eaux usées est négligeable, la valeur médiane sur 46 mesures est inférieure à la limite de détection. L'érosion du dépôt explique donc la différence de concentration. Cette hypothèse est confirmée par le suivi des MES, qui montre que la concentration mesurée à l'exutoire est supérieure à toutes les valeurs des eaux de ruissellement entrantes, et l'affinité marquée des HAP pour les particules.

Les concentrations en HAP dans le ruissellement moyen et à l'exutoire du BVUE peuvent être comparées aux normes en vigueur pour les eaux d'alimentation et les eaux de surfaces (décret 89-3 sur la qualité des eaux destinées à la consommation du 3 janvier 1989). La réglementation française prend en compte 6 HAP (le fluoranthène, le benzo[*k*]fluoranthène, le benzo[*b*]fluoranthène, le benzo[*a*]pyrène, le benzo[*ghi*]périlène et l'indéno [*1,2,3-cd*]pyrène) et recommande une concentration totale inférieure à 200 ng/l pour les eaux de consommation et un maximum de 1 000 ng/l pour les eaux de surfaces utilisées pour la production d'eau potable. Les déciles supérieurs (d90) pour le ruissellement moyen et l'exutoire du BVUE sont toujours inférieurs aux valeurs recommandées par la réglementation française pour les eaux de surfaces.

La comparaison des distributions des HAP dans les eaux usées à l'exutoire par temps de pluie et le ruissellement moyen *(figure 5)* montre que les espèces majoritaires sont le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène et le pyrène dans les deux cas. Néanmoins ils représentent 94 % de la concentration globale par temps de pluie et seulement 72 % pour le ruissellement. Dans ce dernier échantillon, il y a une augmentation de la contribution des hydrocarbures de haut poids moléculaire ; le benzo[*a*]anthracène,

Echantillons		HAP (ng/l)		
	n	d10	d50	d90
Exutoire	9	53	204	876
Exutoire*	9	<1	5,8	272
Ruissellement	9	23	176	415
Ruissellement*	9	2,8	14,8	87

Tableau V. Teneur en HAP (ng/l) pour le ruissellement et l'exutoire du BVUE par temps de pluie, (*) est relatif à la somme des 6 HAP pris en compte par la législation française

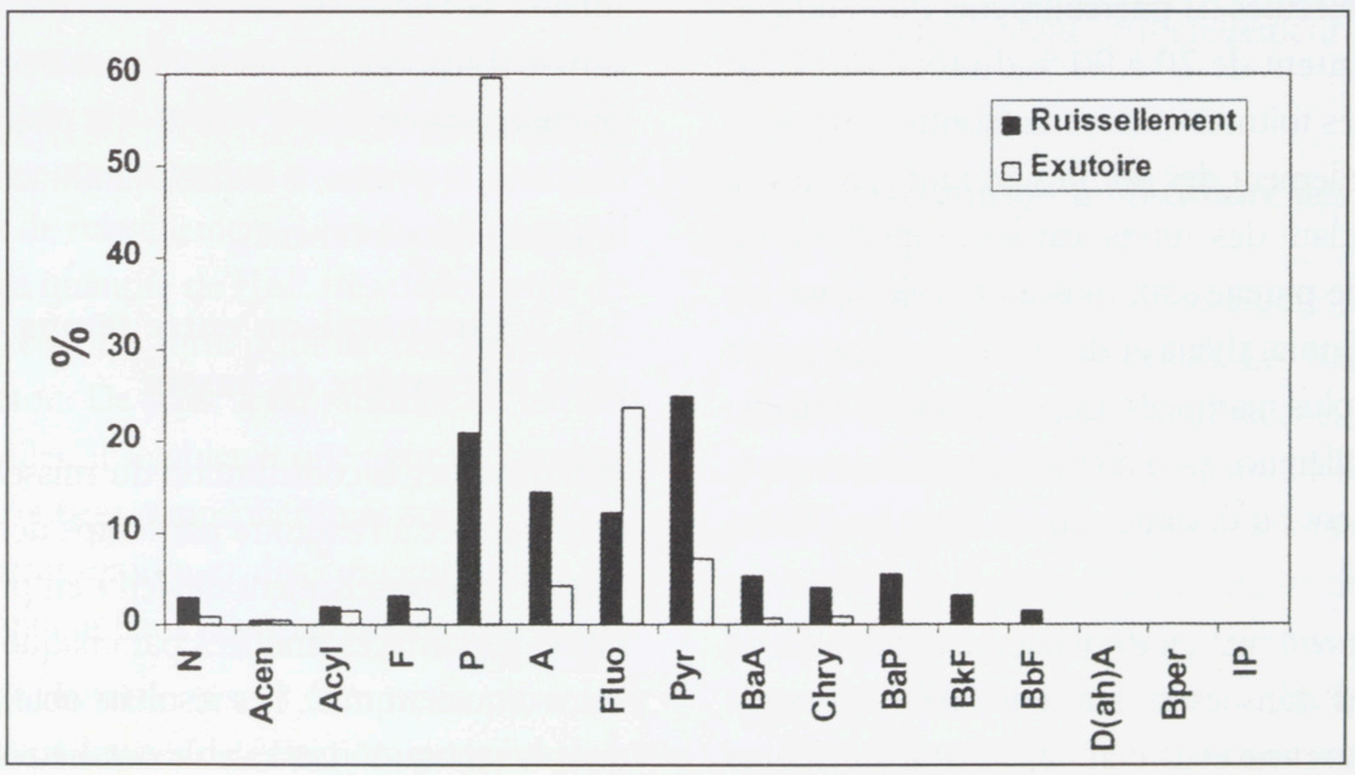


Figure 5. Comparaison des distributions individuelles des HAP pour les eaux de ruissellement entrant dans le réseau d'assainissement et à l'exutoire du bassin par temps de pluie (exprimée en pourcentage de la teneur totale)

le chrysène, le benzo[*a*]pyrène, le benzo[*k*]fluoranthène et le benzo[*b*]fluoranthène sont présents.

3.3.4. Les sources de HAP

Les indices concernant spécifiquement les HAP rendent possible la distinction au sein des sources anthropiques – qui ont été mises en évidence grâce aux indices basés sur les aliphatiques – entre les sources pétrolières correspondant à une pétrogenèse à basse température et les sources pyrolytiques correspondant à des processus de combustion à haute température. Certaines molécules de HAP ont été utilisées comme traceurs de certains types de pollution. Nous avons étudié l'information apportée par la présence du chrysène, du fluoranthène, du pyrène et du benzo[*a*]anthracène.

La présence du fluoranthène et du pyrène semble être révélatrice d'une origine pyrolytique [COLOMBO et al., 1989 ; ZENG et VISTA, 1997 ; WANG et al., 1999]. Même si par ailleurs leur importance relative (ratio Fluo/Pyr) est un outil communément utilisé afin de distinguer les sources pétrolières des sources pyrolytiques. Certains auteurs vont même au-delà de cette simple distinction entre les deux types de sources et préconisent l'emploi du fluoranthène comme indicateur de la combustion liée aux sources mobiles [DORR et al., 1996]. Ainsi, YANG considère que ce composé fait partie des HAPs caractéristiques des émissions de véhicules diesel ou essence [YANG et al., 1998]. La nature pyrolytique des sources d'hydrocarbures, voire l'importance de l'automobile, est donc renforcée par l'abondance du fluoranthène et du pyrène dans les échantillons du BVUE et plus particulièrement dans l'échantillon de ruissellement moyen *(figure 5)*. D'ailleurs la présence de benzo[a]anthracène dans ce même échantillon conforte cette idée. Le benzo[a]anthracène est normalement abondant dans les échantillons contenant des HAPs provenant de phénomènes de combustion. Une faible concentration de ce composé indique, en revanche, une origine pétrolière [ZENG et VISTA, 1997]. Cette propriété est utilisée par de nombreux auteurs afin de caractériser des échantillons de source inconnue. Ainsi, par exemple, FROMME, dans son étude [FROMME et al., 1998], met en évidence l'impact des émissions liées au trafic grâce à ce composé. Le chrysène est également un composé caractéristique de la contamination par les sources pyrolytiques. Les échantillons contaminés par des hydrocarbures émanant de processus de combustion présentent, en effet, une abondance en chrysène, alors que ceux contaminés par des hydrocarbures autres (pétroliers + biologiques) ont une concentration en chrysène moindre [ZENG et VISTA, 1997]. Les auteurs adhèrent unanimement à cette thèse. Toutefois, leurs avis divergent lorsqu'il s'agit de déterminer plus précisément la nature de la source pyrolytique. Ainsi, DORR, dans une de ces études [DORR et al., 1996], considère le chrysène comme un indicateur des émissions par le chauffage individuel. Tandis que YANG [YANG et al., 1998] a défini, de manière plus générale, ce composé comme un indicateur des émissions des incinérateurs de déchets et de véhicules à essence. Par ailleurs, certains auteurs se basent sur les quantités de chrysène pour déterminer précisément la nature des sources pétrolières. BENCE et BURNS [BENCE et BURNS, 1995] distinguent, par ce biais, les huiles lourdes des produits dérivés plus raffinés tel que le diesel. Ils ont, en effet, constaté que la concentration en chrysène était très faible, voire nulle, pour les échantillons de diesel alors que l'huile brute présentait une concentration plus importante (bien que celle-ci soit relativement faible par rapport aux concentrations d'autres HAPs). Dans le cas des échantillons du BVUE, la présence de chrysène pourrait être imputable soit au chauffage, soit aux incinérateurs de déchets présents aux environs de Paris et dont l'impact serait ressenti au travers des retombées atmosphériques.

4. Conclusion

Les apports d'hydrocarbures dans l'environnement sont constitués par des mélanges complexes de composition variable selon les sources, ce qui rend difficile leur identification précise. Cependant l'étude conduite dans le cadre de ce travail a mis en évidence certaines informations qui permettent une meilleure compréhension du cycle des hydrocarbures en milieu urbain. Nos résultats ont montré que les concentrations pour les hydrocarbures aliphatiques (de 300 à 1 400 µg/l pour les valeurs médianes) étaient voisines de celles généralement rencontrées en milieu urbain ; pour les HAPs, les valeurs médianes de 0 à 200 ng/l, s'avèrent nettement inférieures à celles de la littérature. Les pratiques de nettoyage de la voirie dans le BVUE du Marais pourraient éventuellement être une explication à ce phénomène. Il serait difficile de constituer un stock en HAPs, qui souvent résultent de processus de dégradation initiés soit par des micro-organismes ou par des expositions prolongées aux UV, car la fréquence de nettoyage est relativement élevée. Pour les deux familles d'hydrocarbures, et sur l'ensemble du site du Marais, la variabilité spatiale, d'un site de mesure à un autre au sein d'un type d'échantillons, est nettement plus faible que la variabilité temporelle d'un événement pluvieux à un autre. Une analyse plus fine des résultats des eaux de ruisselle-

ment montre que les hydrocarbures aliphatiques sont majoritairement sous forme particulaire et plus spécifiquement que la proportion d'hydrocarbures non résolus est dominante. De même, les HAP sont exclusivement sous forme particulaire. Pour atteindre des niveaux de concentration en HAP dissous quantifiables par notre système de mesure, il faudrait augmenter les prises d'essai à plusieurs litres. À l'exutoire, il n'y a pas de différence fondamentale pour les aliphatiques entre les eaux usées de temps sec et les eaux transitant par temps de pluie, en termes de concentrations et de répartitions entre dissous et particulaire. À l'opposé, lors d'événements pluvieux, la concentration en HAP augmente, soulignant l'importance du ruissellement sur les niveaux mesurés.

L'utilisation d'indices basés sur la répartition des hydrocarbures aliphatiques, couplés avec l'utilisation de molécules HAP traceurs, soulignerait l'origine anthropique de la pollution et la contribution de la circulation automobile à la pollution. Des hypothèses concernant le rôle des chauffages et des incinérateurs de déchets ont été formulées. Une étude plus approfondie des retombées atmosphériques et d'échantillons prélevés à la « source » devraient permettre de le confirmer.

Bibliographie

ABOUL-KASIM TAT et SIMONEIT BRT (1995). "Aliphatic and aromatic hydrocarbons in particulate fallout of Alexandria, Egypt: Sources and implications". *Environmental Science and Technology;* 29(10), p. 2473-2483.

ABOUL-KASIM TAT et SIMONEIT BRT (1996). "Lipid geochemistry of surficial sediments from the coastal environment of Egypt. I. Aliphatic hydrocarbons - characterization and sources". *Marine Chemistry;* 54, p. 135-158.

BAUMARD P., BUDZINSKI H. et Garrigues P. (1998). "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments and Mussels of the Western Mediterranean Sea". *Environmental Toxicology & Chemistry;* 17(5), p. 765-776.

BENCE A.E. et BURNS W.A. (1995). "Fingerprinting hydrocarbons in the biological resources of the *Exxon Valdez* spill area. *Exxon Valdez* Oil Spill: Fate and Effects in Alaska Waters", ASTM STP 1219; Peter G. Wells, James N. Butler, and Jane S. Hughes, Eds. *(American Society for Testing and Materials, Philadelphia)*, p. 84-140.

BOMBOI M.T. et HERNANDEZ A. (1991). "Hydrocarbons in urban runoff: their contribution to wastewaters". *Water Research;* 25(5), p. 557-565.

BOMBOI M.T., HERNANDEZ A., MARINO F. et HONTORIA E. (1990). "Distribution of hydrocarbon concentration from urban runoff". *The Science of the Total Environment;* 93, p. 465-480.

BOXALL ABA et MALTBY L. (1995). "The characterization and toxicity of sediment contaminated with road runoff". *Water Research;* 29(9), p. 2043-2050.

BUDZINSKI H., JONES I., BELLOCQ C., PIERARD P. et GARRIGUES P. (1997). "Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary". *Marine Chemistry;* 58, p. 85-97.

COLOMBO J.C., PELLETIER E., BROCHU C. et KHALIL M. (1989). "Determination of hydrocarbon sources using n-alcane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata estuary, Argentina". *Environmental Science and technology;* 23, p. 888-894.

DORR G., HIPPELEIN M., KAUPP H. et HUTZINGER O. (1996). "Baseline Contamination Assessment For a New Resource Facility in Germany .6. Levels and Profiles of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pah) in Ambient Air". *Chemosphere*; 33(8), p. 1569-1578.

FÖRSTER J. (1990). "Roof runoff: a source of pollutants in urban storm drainage systems ?" Proc. 5th international conference on urban storm drainage, Osaka (Japan); vol. 1 (Edited by *Yoshiaki Iwasa and Tomitaro Sueishi),* p. 469-474.

FÖRSTER J (1996). "Patterns of roof runoff contamination and their applications on practice and regulation of treatment and local infiltration". *Water Science and Technology;* 33(6), p. 39-48.

FROMME H., ODDOY A,. PILOTY M., KRAUSE M. et LAHRZ T. (1998). "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pah) and Diesel Engine Emission (Elemental Carbon) Inside a Car and a Subway Train". *Science of the Total Environment;* 217(1-2), p. 165-173.

GAVENS A., REVITT D.M. et ELLIS J.B. (1982). "Hydrocarbon accumulation in freshwater sediments of an urban catchment". *Hydrobiologia* ; 91, p. 285-292.

Gonzalez A (2001) "Transport et distribution des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dans le bassin versant urbain experimental du Marais à Paris". Thèse de Science et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII Val-de-Marne, Créteil: 313 p.

GONZALEZ A., GARNAUD S., CARPENTIER S., MOILLERON R. et THEVENOT D.R. (1999). "Significance of dissolved and particulate metal and hydrocarbon determination in urban runoff samples". Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney Australia.

HOFFMAN E.J., LATIMER J.S., MILLS G.L. et QUINN J.G. (1982). "Petroleum hydrocarbons in urban runoff from a commercial land use area". *Journal WPCF*; 54(11), p. 1517-1525.

HOFFMAN E.J. et QUINN J.G. (1984a). "Chronic hydrocarbon discharges into aquatic environments: I - Municipal treatment facilities". Proceedings of the Oil and Freshwater Conference, Edmonton Canada.

HOFFMAN E.J. et QUINN J.G. (1984b). "Chronic hydrocarbon discharges into aquatic environments: II - Urban runoff and combined sewer owerflows". Proceedings of the Oil and Freshwater Conference, Edmonton Canada.

JAUZEIN M., FEIX I. et WIART J. (1995). "Les micro-polluants organiques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines". Ademe.

MOILLERON R., GONZALEZ A., CHEBBO G. et THEVENOT D.R. (2000). "Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" experimental catchment in Paris centre". *Water Research* ; submitted, p. 26p.

OLLIVON D., GARBAN B. et CHESTERIKOFF A. (1995). "Analysis of the distribution of some polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and suspended matter in the river Seine (France)". *Water, Air and Soil Poll.;* (81), p. 135-152.

ROCHER V. (2000). "Identification des sources d'hydrocarbures en milieu urbain". DEA Sciences et Techniques de

l'Environnement; Université Paris XII Val-de-Marne, p. 47p + annexes.
RODIER J. (1997). "L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer". *Dunod Editions.*
ROGGE F.W., HILDEMANN L.M., MAZUREK M.A. et CASS G.R. (1993). "Sources of organic aerosol. 2: Non catalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel trucks". *Environmental Science and Technology;* 27(4), p. 636-650.
WANG Z., FINGAS M., LANDRIAULT M., SIGOUIN L., FENG Y. et MULLIN J. (1997). "Using systematic and comparative analytical data to identify the source of an unknown oil on contaminated birds". *Journal of chromatography;* 775, p. 251-265.
WANG Z., FINGAS M. et PAGE D.S. (1999). "Oil spill identification". *Journal of Chromatrography A;* 483, p. 369-411.
XANTHOPOULOS C. et HAHN H.H. (1990). "Pollutants attached to particles from drainage areas". *The Science of the Total Environment;* 93, p. 441-448.
XANTHOPOULOS C. et HAHN H.H. (1992). "Sources of pollution of stormwater runoff from urban areas". In: Novatech 92; Analysis and modelisation, p. 43-53.
XANTHOPOULOS C. et HAHN H.H. (1993). "Anthropogenic pollutants wash-off from street surfaces". Proceedings of the 6th International Conference on Urban Storm Drainage, Niagara Falls, Canada: *Seapoint Publishing.*
YANG H.H., LEE W.J., CHEN S.J. et LAI S.O. (1998). "PAH emission from various industrial stacks". *Journal of Hazardous Materials;* 60, p. 159-174.
ZENG E.Y. et VISTA C.L. (1997). "Organic pollutants in the coastal environment off San Diego, California. I. source identification and assessment by compositional indices of polycyclic aromatic hydrocarbons". *Environmental Toxicology and Chemistry;* 16, p. 179-188.

CIFEC INFO 36 D

VALISE AVEC COMPARATEUR

TRENTE ANS D'EXPÉRIENCE

Matériel d'analyse des eaux

chlore libre ou total, bioxyde de chlore, ozone, fer, manganèse, ammoniaque, nitrite, nitrate, turbidité, pH, TH, TAC, TA, plomb, pesticides, herbicides, hydrocarbures, traces de métaux, etc.

Mesures colorimétriques à la DPD
Colorimètres portables pour mesure automatique
Analyseurs en continu avec enregistrement.
Colori-, conductivi-, pHmètres électroniques.

Notices gratuites sur demande - Préciser votre spécialité et nature des analyses à faire.

CIFEC Cie INDUSTRIELLE DE FILTRATION ET D'EQU!PEMENT CHIMIQUE
12 bis, rue du Cdt-Pilot - 92200 NEUILLY-SUR-SEINE
Tél. (33) 01.46.40.49.49 - Fax (33) 01.46.40.00.87 - Télex 611 627 F

Contribution des différentes sources à la pollution des effluents unitaires de temps de pluie

■ M.C. GROMAIRE, S. GARNAUD, R. MOILLERON, G. CHEBBO

1. Introduction

Cette partie du programme de recherche visait à quantifier, à partir de mesures faites simultanément aux différents niveaux d'un même bassin versant, la contribution des différentes sources au flux polluant total mesuré par temps de pluie à l'exutoire d'un réseau d'assainissement unitaire. Trois sources de polluants ont été considérées :

- les eaux de ruissellement des toitures, des cours intérieures et des chaussées,

- les eaux usées de temps sec,

- les échanges avec les stocks de polluants constitués dans le réseau d'assainissement.

De plus, dans le cas des métaux, la contribution des retombées atmosphériques sèches et humides à la pollution des différents types d'eaux de ruissellement a été évaluée.

Une attention particulière a été portée à la quantification des phénomènes d'échanges avec les stocks du réseau et à la caractérisation des particules érodées dans le réseau par temps de pluie.

En effet, bien que les dépôts en réseau d'assainissement aient été soupçonnés d'être une source substantielle de pollution des RUTP, les données disponibles en 1994 sur l'importance et la nature de cette contribution [KREJCI, 1987 ; CHEBBO, 1992 ; BACHOC, 1992] restaient très incomplètes : il s'agissait d'estimations faites à partir de données provenant de différents réseaux séparatifs et unitaires, et non de bilans complets de contribution des différentes sources sur un même site et pour un même événement pluvieux.

2. Contribution des différentes sources aux flux de MES, MVS, DCO et DBO_5

2.1. Méthode de calcul des contributions

2.1.1. À l'échelle de l'événement pluvieux

Nous avons cherché à évaluer la contribution des trois sources de polluants (eaux usées, eaux de ruissellement, et échange avec les sédiments du réseau) à la masse polluante globale véhiculée au cours d'un événement pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Marais.

Les masses de polluants issues de chaque source ont été déterminées de la façon suivante.

✣ **Eaux usées.** Nous avons supposé que les flux d'eaux usées au cours de l'événement étaient identiques à ceux mesurés à l'exutoire du bassin versant par temps sec, à la même saison, pour le même type de journée (jour de semaine ou samedi ou dimanche) et à la même heure de la journée.

✣ **Eaux de ruissellement.** La masse de polluants apportée par les eaux de ruissellement a été évaluée à partir du volume ruisselé et des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux en question au niveau des 4 à 11 toitures, des 3 chaussées et des 3 cours expérimentales.

Le volume ruisselé pour chaque type de surface (toitures, voirie, cours) est calculé par :

$$Vruis = (Vexut - Veu) \times \frac{S_i C_i}{S_{bv} C_{bv}}$$ avec :

Vexut : volume total transité à l'exutoire,

Veu : volume d'eaux usées qui aurait transité par temps sec,

S_i : surface de type i,

C_i : coefficient de ruissellement théorique de la surface de type i (= 0,9 pour les toitures ; 0,76 pour la voirie ; 0,1 à 0,85 pour les cours suivant la nature du revêtement),

S_{bv} : surface totale du bassin versant (=41,9 ha)

C_{bv} : coefficient de ruissellement théorique du bassin versant ($C_{bv} = \Sigma(S_i C_i)/ S_{bv} = 0,78$).

Les mesures de concentration des eaux de ruissellement effectuées sur les différents sites de mesure ont été extrapolées à tout le bassin versant de la manière suivante.

• Pour les eaux de ruissellement des chaussées, la moyenne arithmétique des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux sur les différents sites d'échantillonnages des eaux de ruissellement de chaussée a été affectée à l'ensemble de la surface de voirie du bassin. En effet, bien que des variations parfois importantes de la qualité des eaux de ruissellement aient été observées d'une chaussée à une autre, nous n'avons pas trouvé de relation claire entre les caractéristiques de la rue et la concentration du ruissellement. De plus, le nombre de données dont nous disposons pour un événement pluvieux est très restreint (au maximum trois rues échantillonnées), nous avons donc retenu la méthode d'extrapolation la plus simple.

• Pour les eaux de ruissellement de toitures, la moyenne des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux en question au niveau des 4 à 11 sites d'échantillonnage a été affectée à l'ensemble de la surface de toitures du bassin versant, aucune relation n'ayant été mise en évidence entre le type de toiture et les concentrations en MES, MVS, DCO, DBO_5 dans le ruissellement.

• Pour les eaux de ruissellement des cours, nous avons été amenés à distinguer les cours imperméabilisées des cours non imperméabilisées. En effet, les eaux de ruissellement de la cour non imperméabilisée étaient nettement plus chargées en particules mais moins organiques que les eaux des deux cours imperméabilisées.

✣ **Masse totale transitée à l'exutoire du bassin versant**

Elle a été calculée à partir du volume et de la concentration moyenne mesurés pour cet événement pluvieux à l'exutoire du bassin versant.

✣ **Échanges avec les stocks de polluants présents dans le réseau**

Ils ont été évalués indirectement, par différence entre la masse totale véhiculée à l'exutoire et la masse apportée par les eaux de ruissellement et les eaux usées de temps sec.

Pour ce calcul de bilan, seuls ont été pris en compte les événements pour lesquels nous disposions de mesures simultanées au niveau de l'exutoire du bassin versant, de quatre toitures et de deux chaussées au minimum. Les bilans de masse à l'échelle de l'événement pluvieux ont de ce fait été réalisés pour 31 événements pluvieux dans le cas des MES, MVS, DCO et DBO_5. Ces événements pluvieux sont de caractéristiques variées comme on peut le voir en *tableau I.*

2.1.2. À l'échelle annuelle

L'évaluation de la contribution respective de chacune des trois grandes sources (eaux usées, ruissellement, échanges avec les dépôts du réseau) à la charge polluante des effluents de temps de pluie du Marais a également été réalisée à l'échelle annuelle, sur la base des trois années de mesures pluviométriques dont nous disposions. Les calculs de bilans ont été réalisés pour 372 événements pluvieux, dont les caractéristiques pluviométriques sont synthétisées en *tableau II.* Il est à noter qu'en médiane ces événements correspondent à des événements de plus faibles intensité et hauteur de pluie que l'échantillon de 31 événements pluvieux étudié précédemment.

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h :mn)	Temps sec (j)
Minimum	2,6	1,1	2,5	2,5	1,5	0:06	0,03
Médiane	7,1	3,5	21,2	12,2	7,3	2:06	1,3
Maximum	21,6	35,3	192	56,7	26,8	7:15	29,9

Tableau I. Caractéristiques des 31 événements utilisés pour le calcul des bilans en MES, MVS, DCO et DBO_5

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h :mn)	Temps sec (j)
Minimum	1	0,5	0,8	0,8	0,7	0:05	0,02
Médiane	2,5	1,9	6,6	4,9	3,0	1:08	0,9
Maximum	35,0	38,9	240	89,6	59,7	14:44	50,6

Tableau II. Caractéristiques des 372 événements utilisés pour le calcul des bilans en MES, MVS, DCO et DBO_5 à l'échelle annuelle

Pour les événements pluvieux où l'on ne dispose pas de mesures de qualité des effluents, les flux par hectare et par événement pluvieux ont été évalués pour chaque type d'eau de ruissellement et pour l'effluent de temps de pluie à l'exutoire au moyen d'équations de régression reliant soit la charge polluante (kg/ha/événement), soit la concentration moyenne au cours de l'événement, aux caractéristiques de l'événement pluvieux en termes de pluviométrie et d'antécédent pluvieux. Les régressions ont été établies par la méthode STEPWISE de sélection automatique des variables. Les variables explicatives utilisées sont les suivantes :

- intensité moyenne (Imoy, $mm.h^{-1}$)
- intensité maximale sur 0,2 mm de pluie, sur 5 min ou sur 20 min (Imax, Imax5, Imax20, $mm.h^{-1}$)
- énergie maximale des gouttes de pluie, sur 5 min ou sur 20 min (Emax5, Emax20, $J.m^{-2}$),
- durée de pluie (DP, *h*)
- hauteur de pluie (Htot, *mm*)
- durée de temps sec précédente (DTS, *j*)
- durée depuis la précédente pluie d'intensité maximale équivalente (Dimax, *j*)
- intensité maximale de la pluie précédente (ImaxPr, $mm.h^{-1}$)
- hauteur de pluie précipitée durant les 7 jours précédents (H7, *mm*),
- intensité moyenne des pluies durant les 7 jours précédents (Imoy7, $mm.h^{-1}$)
- intensité maximale des pluies durant les 7 jours précédents (Imax7, $mm.h^{-1}$)
- écart entre Imax et ImaxPr (ΔImax, $mm.h^{-1}$)
- écart entre Imax et Imax7 (ΔImax7, $mm.h^{-1}$)

Le *tableau III* synthétise les équations retenues, dans le cas des matières en suspension, pour chaque type de surface urbaine et pour les effluents de temps de pluie à l'exutoire.

2.2. Contribution des différents types de surfaces urbaines aux flux de MES, MVS, DCO et DBO_5 dans les eaux de ruissellement

Nous avons tout d'abord évalué la masse polluante véhiculée au cours de chaque pluie par la totalité des eaux de ruissellement du bassin versant et la concentration correspondante. Cette concentration est comparée aux valeurs mesurées pour différentes campagnes de mesures sur des réseaux séparatifs *(tableau IV)*.

On remarquera que les valeurs bibliographiques sont extrêmement variables avec des différences d'un facteur 10 d'un site à un autre. Les concentrations en MES, MVS, DCO, DBO_5 calculées pour la globalité des eaux de ruissellement du Marais correspondent aux valeurs les plus basses citées dans la littérature pour des réseaux séparatifs. Ceci s'explique sans doute par certaines spécificités du site du Marais.

• La proportion de surfaces perméables dans un centre-ville aussi dense est nettement inférieure à celle existant en zone périurbaine où l'on trouve les réseaux séparatifs, ce

	Equation donnant la masse de MES par événement (kg/ha)	R^2
Toitures	(1,61 DTS - 4,83 DP +0,44 Imax + 27,5) * Htot * 0,9 * 0,01	0,93
Cours	0,35 Htot + 3,78 10^{-3} Imax5 - 0,04 H7 + 0.36	0,79
Chaussées	0,37 Htot + 0,03 Imax - 0,06 H7 + 1,65	0,70
Exutoire (total - eaux usées)	*Si Imax < 25 et Dimax < 25 et Htot < 10 et 3 < H7 < 16 alors :* 0,24 DP + 0,32 Dimax + 0,02 Imax7 - 0,06 Emax20 +2,7	0,80
	Sinon : 0,28 Htot + 0,07 Imax - 0,2 H7 + 0,03 ΔImax7 + 11,03	

Tableau III. Équations retenues pour le calcul de la masse de MES (kg/ha) générée au cours d'un événement pluvieux par chaque type de surface urbaine et à l'exutoire du bassin versant

	Ruissellement Marais			Valeurs bibliographiques Réseaux séparatifs	Références
	1er déc.	Médiane	9e déc.		
MES ($mg.l^{-1}$)	30	36	75	(34) à (460)	[VAN DAM et al., 1989]
MVS ($mg.l^{-1}$)	15	20	40	(14) à (240)	[SAGET, 1994]
DCO ($mg.l^{-1}$)	43	55	110	(28) à (320)	[COLANDINI, 1997]
DBO5 ($mg.l^{-1}$)	8	11	25	(13) à (40)	[ROSSI, 1998]

Tableau IV. Ordre de grandeur des concentrations en MES, MVS, DCO, DBO_5 dans le ruissellement total du bassin versant du "Marais". Comparaison avec les concentrations mesurées à l'exutoire de différents réseaux séparatifs

qui peut expliquer des concentrations en MES plus faibles. En effet, nous avons vu d'après les données de la cour gazon-gravier que les surfaces perméables sont à l'origine de charges très importantes de particules lors d'événements pluvieux forts.

• Du fait de cette situation en centre-ville, la proportion d'eaux de ruissellement provenant des toitures est probablement nettement plus importante sur le bassin du Marais que sur les bassins versants de la littérature. Or, nous avons vu que la concentration en MES était bien plus faible dans les eaux de toitures que dans les eaux de ruissellement de voirie.

• Les concentrations en MES dans les eaux de ruissellement de voirie du Marais sont globalement inférieures à celles mesurées sur d'autres sites. Notons cependant que ceci n'est pas vrai pour les concentrations en DCO et DBO_5.

La contribution respective des toitures, des cours et des chaussées à la masse polluante totale des eaux de ruissellement est ensuite évaluée *(tableau V)*.

Comme le montre le *tableau V,* les chaussées sont la principale source en MES, MVS, DCO et DBO_5 des eaux de ruissellement du Marais. Bien qu'elles ne produisent que 23 % du volume total d'eaux de ruissellement du bassin versant, elles sont à l'origine de 40 à 70% de la masse polluante totale véhiculée par les eaux de ruissellement.

Les eaux de toitures qui représentent 63 % du volume de ruissellement n'apportent quant à elles que 10 à 40 % du flux total en matières en suspension et en matière oxydable, les cours générant entre 10 et 30 %.

2.3. Contribution des eaux usées, du ruissellement et des échanges avec les dépôts du réseau au flux de MES, MVS, DCO, DBO_5 mesuré à l'exutoire par temps de pluie

2.3.1. Contributions à l'échelle de l'événement pluvial

✣ *Ordre de grandeur des contributions*

Le calcul des masses entrant et sortant du réseau au cours d'un événement pluvieux confirme le fait que, quel que soit l'événement pluvieux, les masses polluantes entraînées par les eaux de ruissellement et les eaux usées de temps sec n'expliquent qu'une partie de la masse totale mesurée à l'exutoire. Une fraction importante de la masse polluante totale produite par le bassin versant du Marais est donc à attribuer aux échanges avec les stocks de polluants présents à l'intérieur du réseau d'assainissement.

En termes de pourcentage de contribution des différentes sources, nos résultats montrent que :

• les masses polluantes apportées par les eaux de ruissellement représentent moins de 32 % de la masse totale de MES et de DCO, moins de 22 % de la masse de MVS et moins de 20 % de la masse de DBO_5 ;

	Ruissellement de toiture			Ruissellement des cours			Ruissellement de voirie		
Décile	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
MES	13 %	23 %	43 %	11 %	18 %	28 %	40 %	56 %	70 %
MVS	12 %	18 %	33 %	11 %	19 %	20 %	44 %	62 %	71 %
DCO	15 %	25 %	37 %	10 %	19 %	27 %	44 %	57 %	71 %
DBO5	15 %	21 %	32 %	9 %	20 %	26 %	49 %	58 %	72 %

Tableau V. pourcentage de la masse polluante totale des eaux de ruissellement attribuable à chaque type de surface urbaine

	Eaux usées			Ruissellement			Echanges avec les sédiments		
Décile	10 %	50 %	90 %	10%	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
MES	4 %	21 %	43 %	9%	15 %	25 %	40 %	64%	81 %
MVS	6 %	28 %	53 %	6%	12 %	18 %	38 %	63 %	82 %
DCO	9 %	34%	62 %	10%	15 %	29 %	26 %	51 %	72 %
DBO5	11 %	39%	63 %	5%	7 %	12 %	32 %	54 %	80 %

Tableau VI. Contributions respectives des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les sédiments du réseau à la masse polluante totale de MES, MVS, DCO, DBO_5 mesurée à l'exutoire, à l'échelle de l'événement pluvieux

• la contribution des eaux usées de temps sec varie fortement en fonction de l'événement pluvieux : de 2 à 67 % pour les MES, les MVS, et la DCO, de 2 à 81 % pour la DBO_5 ; en médiane, la masse polluante des eaux usées de temps sec représente 20 à 40 % de la masse polluante totale des eaux pluviales unitaires ; cette contribution est maximale dans le cas des événements pluvieux diurnes, longs et de faible intensité, et minimale dans le cas des pluies fortes et nocturnes ;

• le terme d'échange avec les stocks du réseau constitue la source prépondérante dans le cas du bassin versant du Marais. Il représente de l'ordre de 40 à 80 % de la masse de MES et de MVS des eaux unitaires de temps de pluie, 30 à 80 % de la masse de DBO_5 et 25 à 70 % de la masse de DCO.

Des résultats similaires ont été obtenus par [KREJCI et al., 1987] pour 4 événements pluvieux sur un bassin versant de 12,5 ha à Zurich. Cependant, dans l'étude de KREJCI, la contribution du ruissellement était calculée sur la base des concentrations moyennes annuelles mesurées à l'exutoire du réseau séparatif d'un site adjacent. La contribution des stocks de polluants du réseau avait été estimée à partir d'expériences de chasses artificielles. [BACHOC, 1992] a estimé que 30 à 44 % de la masse de MES mesurée durant trois événements pluvieux à l'exutoire d'un réseau unitaire à Marseille provenait de l'intérieur du réseau d'assainissement.

✣ *Variabilité des contributions en fonction des caractéristiques de l'événement pluvieux*

Sur la base des 31 événements pluvieux pour lesquels les calculs de bilan ont été effectués, nous avons cherché à relier les masses de MES, MVS, DCO et DBO_5 issues des échanges avec les sédiments du réseau aux caractéristiques de l'événement pluvieux (hauteur de pluie totale, intensité maximale, intensité maximale sur 5 min, intensité maximale sur 20 min, intensité moyenne, durée de pluie), aux caractéristiques de l'écoulement à l'exutoire (volume total, volume de ruissellement, débit maximal sur 2 min, débit moyen, durée de l'événement) et à la durée de temps sec précédent l'événement pluvieux.

Les principaux paramètres expliquant la variabilité des masses de solides et de matière oxydable issues des échanges avec les stocks du réseau sont l'intensité maximale Imax de l'événement pluvieux (ou le débit maximal à l'exutoire), la durée de temps sec précédente DTS et la hauteur totale de pluie Htot (ou le volume total écoulé à l'exutoire). Les paramètres Imax et DTS sont cependant prépondérants devant Htot. Ces paramètres influent sur :

- la durée pendant laquelle les matières facilement érodables ont pu s'accumuler dans le réseau avant la pluie, et donc le stock de matière mobilisable disponible dans le réseau.

La prise en compte simultanée des trois paramètres Htot, Imax et DTS dans une régression linéaire multiple permet d'expliquer 88 % de la variance des masses de MES générées par les échanges avec le réseau, 83 % de la variance des MVS et 73% de la variance des matières oxydables *(tableau VII)*.

- l'énergie maximale de l'écoulement, et donc sa capacité à éroder les stocks présents dans le réseau et à les transporter,

	Equation de régression	R^2
MES	2,92 Imax + 21,90 Htot + 26,31 DTS + 40,6	0,88
MVS	1,45 Imax + 12,41 Htot + 15,61 DTS + 59,2	0,83
DCO	2,50 Imax + 19,15 Htot + 28,12 DTS + 120	0,73
DBO5	0,41 Imax + 20,17 Htot + 13,39 DTS - 14,8	0,73
Domaine de validité des équations de régression : Imax = 2,5 à 192 mm/h Htot = 2,6 à 21,6 mm DTS = 0,03 à 29,9 jours		

Tableau VII. Équation de régression entre la masse de polluants issue des échanges avec les stocks du réseau au cours d'une pluie et les caractéristiques de cette pluie

✣ *Variabilité des contributions au cours de l'événement pluvieux*

Nous avons cherché à établir l'évolution de la contribution des différentes sources en MES et en MVS, et en particulier l'évolution de la contribution des dépôts, au cours d'un événement pluvieux. Dans ce but, des bilans de masses entrées - sortie ont été calculés sur différents pas de temps au cours de l'événement pluvieux. Ce calcul a été effectué pour 4 événements pluvieux (parmi les 31 étudiés au 2.3.1), pour lesquels les pollutogrammes détaillés avaient été mesurés au niveau des eaux de ruissellement de deux à trois rues et au niveau de l'exutoire.

La méthode de calcul des bilans est identique a celle présentée au paragraphe 2.1.1, mais le calcul est réalisé sur des pas de temps $\Delta t_i = t_i - t_o$, avec t_o l'heure de début de l'événement pluvieux.

Pour le ruissellement des toitures et des cours, la distribution de la masse polluante en fonction du volume ruisselé (courbe M=f(V)) a été supposée identique à celle mesurée pour le ruissellement de chaussée.

Notons qu'à l'instant t_i, une fraction du ruissellement produit par le bassin versant durant le pas de temps Δt_i n'a pas encore atteint l'exutoire. Ce volume ΔV_i peut être évalué comme :

$$\Delta V_i = \frac{H_i}{H_t}\left(V_t - V_w\right) - \left(V_{t_i} - V_{w_i}\right)$$ avec :

Ht : hauteur de pluie totale,
Vt : volume total de l'événement pluvieux à l'exutoire,
Vw : volume total des eaux usées,
Hi : hauteur de pluie durant Δti,
V_{t_i} : volume à l'exutoire durant Δti,
V_{w_i} : volume d'eaux usées durant Δti.

Deux hypothèses différentes ont été testées afin d'évaluer la masse de polluants contenue dans ce volume ΔV_i en cours de transit dans le réseau.
Hypothèse 1 : la concentration est supposée identique à celle mesurée pour le volume de ruissellement ΔV_i généré juste avant le temps t_i.
Hypothèse 2 : la concentration est supposée identique à celle mesurée pour le volume de ruissellement ΔV_i généré juste après (t_i-tc), où tc est le temps de concentration du

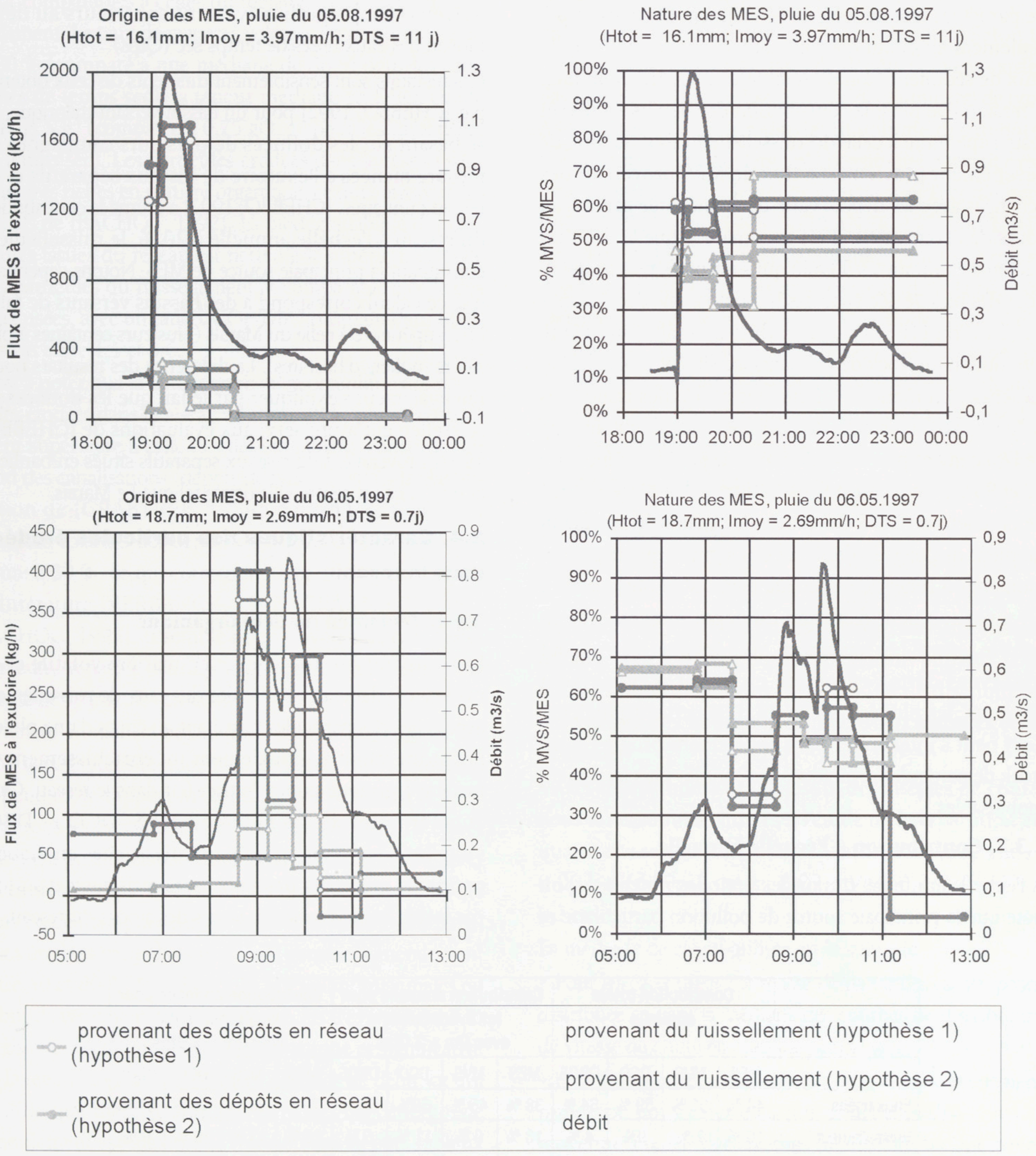


Figure 1. Évolution de la contribution du ruissellement et de la contribution des échanges avec les sédiments du réseau au cours de deux événements pluvieux

bassin versant. Il est à noter que les résultats obtenus avec l'hypothèse 1 et avec l'hypothèse 2 diffèrent assez peu l'un de l'autre.

Les quatre événements pluvieux considérés avaient une durée comprise entre 1 h et 7 h, une hauteur de pluie totale entre 9 et 19 mm, une intensité maximale sur 5 min entre 30 et 57 mm/h. Ils étaient précédés d'une période de temps sec de 0,7 à 11 jours.

Les résultats obtenus (illustrés en *figure 1* pour deux des événements pluvieux) montrent que les échanges avec les stocks de polluants du réseau sont une source importante de particules tout au long de l'événement pluvieux et pas seulement en début d'événement. À aucun moment, le taux de sédimentation ne semble être supérieur au taux d'érosion. De plus, la contribution des dépôts en réseau reste supérieure à celle du ruissellement tout au long de l'événement pluvieux. Le flux de MES provenant des échanges avec les dépôts varie dans une large gamme au cours de l'événement. Il est maximal lorsque le débit est maximal et durant les 30 min qui suivent les pics de débit. Pour des pics de débit successifs, on note une décroissance des flux de MES, ce qui traduit probablement une diminution du stock de polluants facilement érodables.

La teneur en matière volatile des particules issues des échanges avec les stocks du réseau est élevée tout au long de l'événement pluvieux, elles se situe généralement entre 40 et 80 %. On n'observe pas de diminution systématique de la teneur en MVS des particules issues du réseau au moment des pics de débit, ce qui signifie que même au moment où l'énergie de l'écoulement est la plus élevée il n'y a pas (ou peu) d'érosion du dépôt minéral présent dans le réseau. Les teneurs en MVS les plus élevées sont observées dans l'ensemble en début d'événement pluvieux, les plus faibles en fin d'événement pluvieux. Ceci peut s'interpréter par l'épuisement progressif du stock de particules organiques qui sont les plus facilement mobilisables.

2.3.2. Contribution à l'échelle annuelle

À l'échelle annuelle, durant les périodes pluvieuses, on note que la principale source de pollution particulaire et organique est constituée par les eaux usées (40 à 60 % du flux polluants de temps de pluie), suivie de l'érosion des sédiments du réseau (30 à 45 %) qui reste une source majeure. Les eaux de ruissellement ne génèrent qu'une part mineure des masses de particules et de matière oxydable véhiculées à l'exutoire du réseau du Marais par temps de pluie. Cette forte contribution des eaux usées s'explique par la prédominance, à l'échelle annuelle, d'événements pluvieux de faible intensité. Comme on peut le voir dans le *tableau VIII*, elle décroît si l'on ne considère que les événement pluvieux générant des débits moyens (Qm) significativement supérieurs au débit moyen des eaux usées de temps sec (Qtps).

Ces résultats sont sensiblement différents de ceux obtenus par [CHEBBO, 1992] pour un bassin versant théorique, en se basant sur les données de plusieurs campagnes de mesure menées à l'exutoire de réseaux séparatifs et de réseaux unitaires. [CHEBBO, 1992] a estimé la contribution du réseau à l'échelle annuelle à 20 %, le ruissellement constituant la principale source de MES. Notons cependant que ce calcul correspond à des bassins versants de taille bien supérieure à celle du Marais (plusieurs centaines à plusieurs milliers d'hectares). La différence des résultats pourrait également s'expliquer par le fait que les données de ruissellement ayant servi aux évaluations de [CHEBBO, 1992] provenaient de réseaux séparatifs situés en banlieue et non dans un centre ville dense tel que Le Marais.

2.4. Caractéristiques des particules érodées dans le réseau

2.4.1. Teneur en matière organique

La comparaison des teneurs en matière volatile et en matière oxydable des particules des eaux de ruissellement avec celles des particules transitant au cours d'une pluie à l'exutoire montre globalement un enrichissement en matière organique durant le transfert dans le réseau. Cette augmentation des teneurs en MVS, DCO et DBO_5 s'explique par l'apport de particules riches en matière organique provenant des eaux usées mais aussi et surtout par la nature des particules issues des stocks du réseau.

	Contribution totale annuelle				Contribution annuelle pour les événements avec Qm > 3 Qtps				Contribution annuelle pour les événements avec Qm > 6 Qtps			
	MES	MVS	DCO	DBO5	MES	MVS	DCO	DBO5	MES	MVS	DCO	DBO5
Eaux usées	44 %	51 %	59 %	64 %	38 %	45 %	56%	60 %	29%	38 %	48 %	54 %
Ruissellement	10 %	7 %	9%	4 %	13 %	9 %	11 %	5 %	18 %	13 %	16 %	6 %
Sédiments érodés	45 %	42 %	31%	32 %	49 %	46 %	33 %	35 %	53 %	49 %	36 %	40 %

Tableau VIII. Contribution annuelle des différentes sources à la pollution des rejets de temps de pluie

	MVS/MES ($g.g^{-1}$)			DBO5p/MES ($gO_2.g^{-1}$)			DCOp/MES ($gO_2.g^{-1}$)			DCOp/DBO5p (gO_2/gO_2)		
Décile	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
Eaux usées	0,8	0,9	0,9	0,7	0,7	0,9	1,5	1,6	1,8	1,6	2,6	3,2
Ruissellement	0,4	0,5	0,6	0,1	0,2	0,2	0,7	1,0	1,3	1,9	5,0	7,9
Sédiments érodés	0,6	0,7	0,8	0,3	0,4	0,7	0,8	1,1	1,5	1,1	2,5	3,6
Exutoire	0,6	0,7	0,8	0,3	0,4	0,6	1,0	1,2	1,5	1,9	2,6	3,2

Tableau IX. Teneur en matière organique et biodégradabilité des particules issues de chaque source de polluants

Les teneurs des particules issues du réseau (*tableau IX*) sont comparables à celles du mélange eaux usées et ruissellement. Le taux de matières volatiles est de l'ordre de 60 à 80 % (comparé à une médiane de 86 % pour les eaux usées de temps sec), la teneur médiane en DBO_5 est de 0,42 $gO_2.g^{-1}$ (comparée à 0,75 $gO_2.g^{-1}$ pour les eaux usées de temps sec). Les particules érodées dans le réseau sont donc très riches en matière organique, ce qui corrobore les calculs de [BACHOC, 1992]. La biodégradabilité des particules issues du réseau est nettement supérieure à celle des particules du ruissellement et comparable à celle des eaux usées, avec un ratio $DCOp/DBO_5p$ variant dans 80 % des cas entre 1,1 et 3,6.

Il est à noter que la teneur en matière organique des particules érodées dans le réseau au cours d'une pluie est nettement supérieure à celle des dépôts sableux constitués au fond des canalisations (dépôts de type A d'après la classification de [CRABTREE, 1989]. En effet, la teneur en matières volatiles des dépôts du Marais est toujours inférieure à 30 %, ce qui correspond aux valeurs citées dans la littérature [VERBANCK, 1992 ; CRABTREE, 1989 ; BACHOC, 1992]. Il semble donc y avoir une contradiction entre la nature des dépôts présents dans le réseau et la nature des particules érodées.

La teneur en matière organique des particules érodées décroît avec l'intensité maximale de l'événement pluvieux. Cependant le rapport MVS/MES reste supérieur à 49 % pour tous les événements pluvieux étudiés. Aucune corrélation n'a pu être établie entre le rapport $DCOp/DBO_5p$ et les caractéristiques de l'événement pluvieux. Au cours d'un événement pluvieux, le rapport MVS/MES des particules érodées varie dans une large gamme, généralement entre 40 et 80 %, les teneurs en MVS étant maximales en début d'événement et minimales en fin d'événement. On n'observe pas de diminution systématique et significative de la teneur en MVS au moment des pics de débit, ce qui signifie que même durant les périodes où l'énergie de l'écoulement est maximale, l'érosion des dépôts sableux est négligeable.

D'après ces résultats, les particules érodées dans le réseau par temps de pluie résultent soit d'un tri des dépôts sableux, seules les particules fines et organiques étant entraînées, soit d'un autre type de "dépôts". Selon la bibliographie, différents types de dépôts peuvent exister dans un réseau d'assainissement. Le dépôt minéral de type A constitue la majeure partie du volume des dépôts. Cependant un type de dépôt plus organique pourrait exister à l'interface entre le dépôt de type A et l'écoulement [RISTENPART et al., 1995 ; VERBANCK, 1995 ; ARTHUR et ASHLEY, 1998]. À cela s'ajoutent les biofilms qui se développent sur les parois du collecteur, dans la zone de battement des eaux de temps sec. Une étude détaillée des quantités et des caractéristiques des différents types de dépôts présents dans le réseau d'assainissement du Marais est nécessaire afin d'identifier clairement la source des particules érodées par temps de pluie.

2.4.2. Vitesse de sédimentation

✣ *Méthode de calcul*

La répartition de la masse de particules issues de chacune des trois sources de polluants (eaux usées, ruissellement, échanges avec les stocks du réseau) par classes de vitesses de chute a été évaluée pour six événements pluvieux pour lesquels nous disposions de la mesure de distribution des vitesses de chute au niveau de trois chaussées et de l'exutoire.

Vu les incertitudes sur la mesure des vitesses de chute, nous nous sommes limités à l'étude de la répartition en quatre classes de vitesses qui sont : $Vc < 0{,}002$ cm/s ; $0{,}002 < Vc < 0{,}02$ cm/s ; $0{,}02 < Vc < 0{,}2$ cm/s ; $Vc > 0{,}2$ cm/s.

La méthode de calcul utilisée est la suivante.

• Pour les eaux usées : la masse de particules est supposée distribuée suivant la médiane des courbes de distribution de vitesse de chute établies par temps sec.

• Pour les eaux de ruissellement : pour chaque événement pluvieux, nous calculons une courbe de distribution moyenne à partir des courbes de distribution mesurées pour les trois sites de chaussées ; cette courbe de distribution moyenne des vitesses de chute est appliquée à l'en-

semble de la masse de particules produite par la voirie et par les cours du bassin versant ; dans le cas des toitures, deux hypothèses ont été testées :

- hypothèse 1 : on suppose que la répartition entre les différentes classes de vitesses de chute des particules provenant des toitures est identique à celle mesurée en moyenne pour les chaussées ;
- hypothèse 2 : on suppose que les particules présentes dans le ruissellement des toitures proviennent essentiellement des retombées atmosphériques sèches et humides et correspondent de ce fait à des particules très fines ; on considère dans ce cas que l'ensemble des particules véhiculées dans les eaux de toiture appartiennent à la classe de vitesses de chute la plus faible, Vc < 0,002 cm/s.

• Pour les échanges avec les stocks du réseau : pour chaque classe de vitesses de chute, la masse issue des échanges avec les stocks du réseau est calculée par différence entre la masse mesurée à l'exutoire et les masses provenant des eaux usées et du ruissellement.

Les calculs ont été effectués pour six événements pluvieux de caractéristiques variées : durée de pluie de 48 min à 7 h, hauteur de pluie de 6 à 19 mm et intensité maximale sur 5 min de 7 à 52 mm/h.

✣ *Résultats*

Quelle que soit l'hypothèse faite pour les particules des toitures, on constate que les vitesses de chute mesurées à l'exutoire sont globalement plus élevées que celles des eaux de ruissellement pénétrant dans le réseau et que celles des eaux usées de temps sec. Ce résultat tend à démontrer d'une part que les particules en suspension dans les eaux de ruissellement sont peu sujettes à la sédimentation durant leur transport dans le réseau et d'autre part que les échanges avec les stocks du réseau sont une source de particules dont les vitesses de chute sont globalement supérieures à celles des eaux de ruissellement.

Les vitesses de chute des particules issues du réseau couvrent l'ensemble de la plage de mesure, de moins de 0,002 cm/s à plus de 0,2 cm/s. Le réseau contribuerait donc aussi bien en particules fines qu'en particules plus grossières. Cependant, la classe des particules ayant des vitesses de chute entre 0,02 et 0,2 cm/s est la plus importante. Elle représente entre 34 et 48 % des particules issues du réseau.

La contribution des échanges avec les stocks du réseau à la masse totale de particules transitant à l'exutoire au cours d'une pluie est importante quelle que soit la classe de vitesses de chute considérée. Elle est cependant plus faible pour la classe des vitesses de chute inférieures à 0,002 cm/s que pour les trois autres classes, avec une contribution médiane de 44 à 54 % pour Vc < 0,002 cm/s, contre 76 à 82 % pour les autres classes.

3. Contribution des différentes sources aux flux de métaux et d'hydrocarbures par temps de pluie

3.1. Méthode de calcul des contributions

3.1.1. Méthode de calcul des contributions atmosphériques

L'évaluation de la contribution des retombées atmosphérique à la pollution métallique des différents types d'eaux

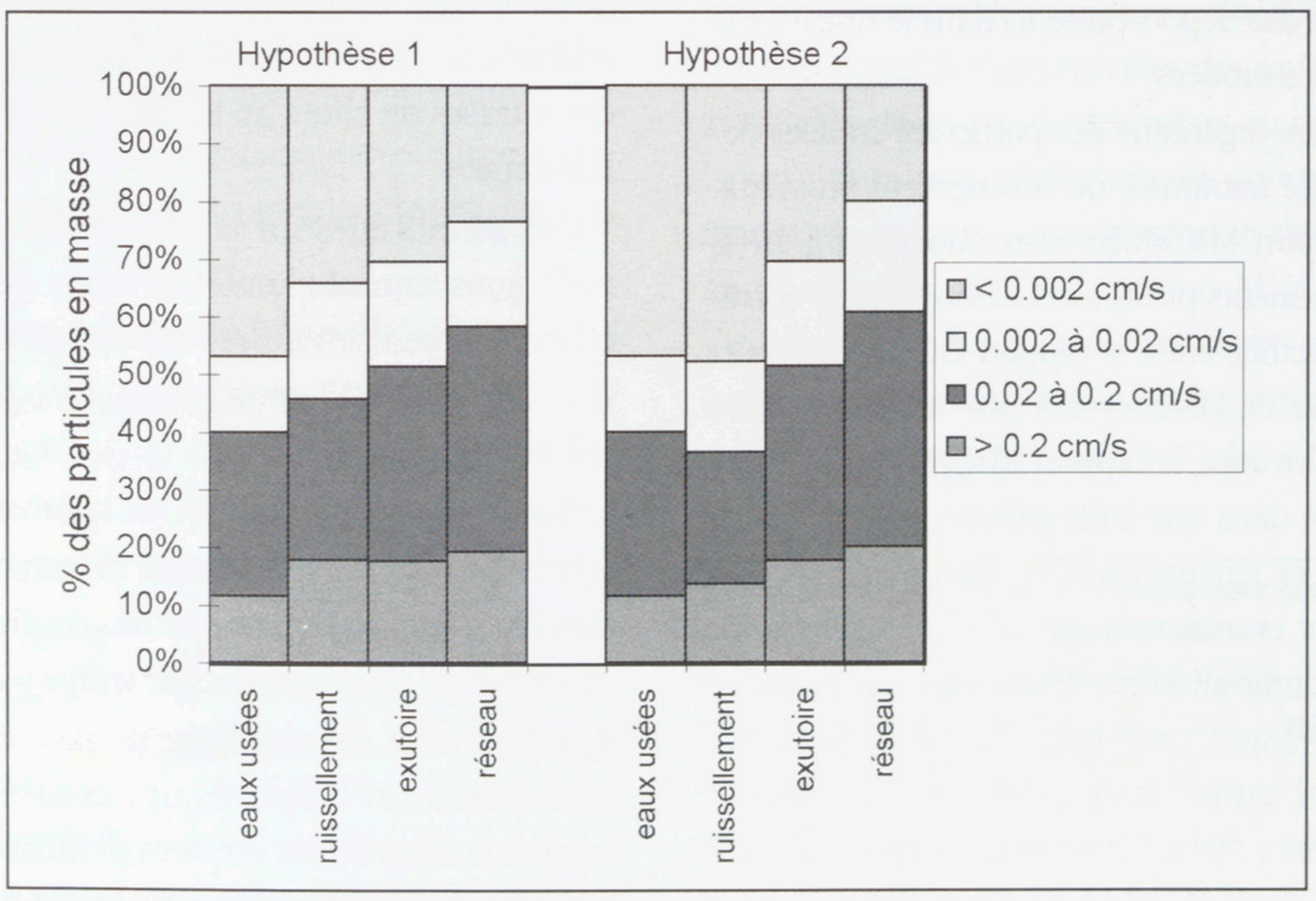


Figure 2. Distribution des particules issues des différentes sources entre 4 classes de vitesses de chute (distribution moyenne sur six événements pluvieux)

de ruissellement du Marais a été entreprise pour 10 événements pluvieux. Les données atmosphériques mesurées en un point du bassin versant ont été extrapolées à l'ensemble de la surface du bassin versant. Les retombées atmosphériques sèches et humides ont été considérées distinctement, et les apports métalliques issus de ces deux modes de déposition ont été calculés selon les principes suivants.

✣ *Apport par les retombées humides*

La masse Mpx_i de métal X apportée par l'eau de pluie dans les eaux de ruissellement de chaque type de surface urbaine (toiture, cours, chaussée) est calculée par :

$Mpx_i = Cpx\ H\ S_i\ C_i$ avec :

Cpx : concentration moyenne en métal x dans l'eau de pluie durant la période d'échantillonnage de 1 à 2 semaines au cours de laquelle l'événement étudié a eu lieu (le pas d'échantillonnage des retombées atmosphériques est de 1 à 2 semaines),

H : hauteur d'eau précipitée durant l'événement pluvieux considéré,

S_i : la surface de type i,

C_i : coefficient de ruissellement de la surface de type i (pris égal à 0,9 pour les toitures, 0,5 pour les cours et 0,75 pour les chaussées).

✣ *Apport par les retombées sèches*

On suppose que les particules déposées durant la période de temps sec précédent l'événement pluvieux sont restées sur la surface urbaine après leur dépôt (hypothèse liée à la méthode d'échantillonnage des retombées sèches) et que l'ensemble de ces particules sont entraînées au cours de la pluie. De ce fait, ce calcul tend à surestimer l'apport par les retombées sèches. La masse Msx_i de métal X apportée par les retombées sèches dans les eaux de ruissellement de chaque type de surface urbaine (toiture, cours, chaussée) est calculée par :

$Msx_i = Fsx\ Dts\ S_i$ avec :

Fsx : flux moyen de déposition sèche par unité de surface en métal x durant la période d'échantillonnage de 1 à 2 semaines au cours de laquelle l'événement étudié a eu lieu (ce flux correspond au rapport entre la masse totale de métal collectée durant la période d'échantillonnage dans le collecteur de retombées sèches et la durée de temps sec totale durant cette période d'échantillonnage),

Dts : durée de temps sec précédent l'événement pluvieux considéré,

S_i : la surface de type i.

Compte tenu des hypothèses faites et des incertitudes d'extrapolation, ces calculs sont à interpréter avec prudence. Ils fournissent néanmoins un ordre de grandeur de la contribution du compartiment atmosphérique.

3.1.2. Méthode de calcul des contributions des différents types d'eaux de ruissellement, des eaux usées et des échanges avec les dépôts du réseau

La méthode de calcul de la contribution des différentes sources (ruissellement des toitures cours et chaussées, eaux usées, échanges avec les stocks du réseau) à la masse totale de métaux et d'hydrocarbures véhiculée à l'exutoire du bassin versant au cours d'un événement pluvieux est comparable à celle décrite au paragraphe 2.1.1 pour les paramètres MES, MVS, DCO et DBO_5. La seule différence réside dans la procédure d'extrapolation à l'ensemble de la surface du bassin versant des données de concentrations des eaux de ruissellement mesurées au niveau des sites d'échantillonnage.

• Pour les eaux de ruissellement des chaussées, la moyenne arithmétique des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux sur les différents sites d'échantillonnages des eaux de ruissellement de chaussée est affectée à l'ensemble de la surface de voirie du bassin.

• Pour les eaux de ruissellement de toitures, la méthode d'extrapolation diffère suivant le polluant considéré.

- Dans le cas du zinc et du cadmium, nous avons vu que la concentration des eaux de ruissellement de toiture dépendait étroitement de la nature de la couverture, avec des concentrations considérablement plus élevées pour les toitures en zinc que pour les autres types de toits. De ce fait la moyenne des concentrations mesurées sur les différentes toitures expérimentales en zinc a été affectée à l'ensemble de la surface des toitures en zinc du bassin. La moyenne des concentrations mesurées sur les autres toitures expérimentales (ardoise, tuile) a été affectée à l'ensemble de la surface de toitures non en zinc du bassin.

- Dans le cas du plomb, nous avons constaté que la concentration des eaux de ruissellement des toitures en ardoise était en général nettement plus élevée que celles des autres types de toitures. Aussi, la moyenne des concentrations en plomb mesurées sur les différentes toitures expérimentales en ardoise a été affectée à l'ensemble de la surface des toitures en ardoise du bassin. La moyenne des concentrations mesurées sur les autres toitures expérimentales (zinc, tuile) a été affectée à l'ensemble de la surface de toitures non en ardoise du bassin.

- Dans le cas du cuivre, nous n'avons pas mis en évidence de relation nette entre le matériau de couverture (zinc, ardoise ou tuile) et les concentrations des eaux de ruissellement. Aussi, la moyenne des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux en question au niveau des 4 à 11 sites d'échantillonnage a-t-elle été affectée à l'ensemble de la surface de toitures du bassin versant.

- Dans le cas des hydrocarbures, pour chaque matériau de couverture, la moyenne des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux considéré, sur les différentes toitures expérimentales représentatives de ce matériau, a été affectée à la surface totale de ce type de toiture sur le bassin.

• Pour les eaux de ruissellement des cours

- Dans le cas du cuivre et du plomb, les concentrations diffèrent peu d'une cour à une autre. Aussi, la moyenne des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux considéré sur les sites d'échantillonnages a-t-elle été affectée à l'ensemble de la surface de cours du bassin versant. Pour un certain nombre d'événements pluvieux, les eaux de ruissellement des cours n'ont pu être échantillonnées (dysfonctionnement du système de prélèvement) ; dans ce cas nous avons affecté aux eaux de ruissellement des cours la moyenne des concentrations mesurées sur l'ensemble de la campagne d'échantillonnage.
- Dans le cas du cadmium et du zinc, nous avons été amenés à distinguer les cours imperméabilisées des cours non imperméabilisées. En effet, les eaux de ruissellement de la cour non imperméabilisée étaient beaucoup moins concentrées en zinc et en cadmium que les eaux des deux cours imperméabilisées.
- Dans le cas des hydrocarbures, la concentration mesurée pour l'événement pluvieux considéré, sur les différentes cours, a été affectée à la surface totale de ce type de cours.

3.2. Contribution de l'atmosphère à la pollution métallique des différents types d'eaux de ruissellement

La contribution relative des retombées atmosphériques à la pollution des eaux de ruissellement varie significativement suivant le type de surface urbaine considéré (toitures, cours ou chaussées), suivant le métal considéré et suivant l'événement pluvieux. On note dans tous les cas que la contribution atmosphérique se fait majoritairement par les retombées sèches.

Cette contribution est très faible pour le cadmium, le plomb et le zinc des eaux de ruissellement de toiture (contribution médiane < 10 %). Pour le cuivre, la contribution atmosphérique à la pollution du ruissellement de toiture est en général faible (médiane = 27 %) mais peut être significative pour certains événements pluvieux (> 62 % dans 10 % des événements étudiés). La principale source de métaux dans les eaux de ruissellement des toitures du Marais peut être identifiée comme étant la corrosion des matériaux de couverture.

Pour les eaux de ruissellement des cours intérieures, les résultats sont extrêmement variables d'une pluie à une autre. Les calculs conduisent dans certains cas à une évaluation des masses de Cd, Cu ou Pb apportées par les retombées sèches supérieure à la masse totale mesurée dans les eaux de ruissellement, ce qui s'explique sans doute par les incertitudes de calcul. À l'exception du zinc, les contributions du compartiment atmosphérique sont non négligeables pour ce type de ruissellement.

Dans le cas des eaux de ruissellement de chaussée, l'atmosphère est une source mineure de zinc mais génère en médiane 18 % du plomb, 22 % du cuivre et 44 % du cadmium. Au niveau des chaussées, les principales sources de métaux sont sans doute liées aux activités anthropiques et notamment à la circulation automobile.

Si l'on considère la globalité des eaux de ruissellement du

		Toitures			Cours			Chaussées			Ruissellement total		
	Décile	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
Cd	RH (%)	0,4	2,8	6,4	2	12	26	1	17	28	0,5	4	9
	RS (%)	1	6	16	*4*	*44*	*165*	4	34	86	1	10	26
	RT (%)	3	10	17	*13*	*73*	*174*	9	44	97	4	16	27
Cu	RH (%)	1	4	18	4	15	28	1	4	9	1	5	14
	RS (%)	3	20	53	*23*	*74*	*340*	6	16	55	4,5	21	62
	RT (%)	7	27	62	*41*	*91*	*357*	12	22	60	10	27	63
Pb	RH (%)	0,5	1	3	4	5	15	2	4	7	0,7	1,4	4
	RS (%)	1	4	17	*7*	*48*	*184*	2	14	67	1,2	7	27
	RT (%)	2	5	18	*19*	*59*	*188*	7	18	72	3	9	28
Zn	RH (%)	0,1	0,2	0,3	0,6	1,4	2	0,4	1,1	2	0,1	0,2	0,5
	RS (%)	0,1	0,6	1,6	1,0	7	48	0,6	3	26	0,1	1,0	3
	RT (%)	0,3	0,9	1,8	3	8	49	1,4	6	28	0,5	1,4	3

RS: contribution des retombées humides (pluie), RS: contribution des retombée atmosphériques sèches,
RT: contribution des retombées atmosphériques totales

Tableau X. Contribution des retombées atmosphériques sèches et humides à la pollution métallique des eaux de ruissellement à l'échelle d'un événement pluvial

	Ruissellement Marais			Valeurs bibliographiques	Références
	1er déc.	médiane	9e déc.	Réseaux séparatifs	
Cd (µg.l^{-1})	1,4	1,8	4,1	(0,7) à (12)	COLANDINI (1997)
Cu (µg.l^{-1})	37	56	131	(10) à (183)	ROSSI (1998)
Pb (µg.l^{-1})	257	425	724	(20) à (410)	SAGET (1994)
Zn (µg.l^{-1})	2 297	3 199	8 877	(158) à (760)	VAN DAM et al. (1989)
Hc (µg.l^{-1})	458	763	1248	(260) à (6 100)	GAVENS et al. (1982 EGANHOUSE et SHERBLOM (2001)

Tableau XI. Ordre de grandeur des concentrations en métaux et en hydrocarbures dans le ruissellement total du bassin versant du "Marais". Comparaison avec les concentrations mesurées à l'exutoire de réseaux séparatifs

bassin versant (générées à 63 % par les toitures, 23 % par la voirie et 15 % par les cours), en médiane plus de 73 % des métaux sont issus de sources non atmosphériques, la contribution médiane de la pluie allant de 0,2 % pour le zinc à 5 % pour le cuivre et la contribution médiane des retombées sèches de 1 % pour le zinc à 21 % pour le cuivre.

3.3. Contribution des différents types de surfaces urbaines aux flux de métaux et d'hydrocarbures dans les eaux de ruissellement

La comparaison des concentrations calculées pour la globalité des eaux de ruissellement du bassin versant avec les valeurs moyennes citées dans la littérature pour des effluents de différents réseaux strictement séparatifs *(tableau XI)* amène les remarques suivantes.

- Les valeurs bibliographiques sont extrêmement variables avec des différences d'un facteur 10 d'un site à un autre.

- Les concentrations en cadmium des eaux de ruissellement du Marais sont dans la fourchette basse des valeurs citées dans la littérature pour des réseaux séparatifs. Ce résultat peut paraître surprenant compte tenu des fortes concentrations en cadmium générées par les eaux de ruissellement des toitures du Marais. Notons cependant qu'une baisse significative des concentrations en cadmium dans les eaux de pluie [GARNAUD, 1999] et dans les rejets urbains [ESTEBE, 1996] a été observée ces dernières années en région parisienne.

- Les concentrations en cuivre sont comparables aux valeurs de la littérature. Les concentrations plus élevées rencontrées dans certaines données bibliographiques seraient attribuables à l'usage abondant de cuivre dans la ferblanterie des toitures [ROSSI, 1998]. Sur le bassin du Marais, l'usage du cuivre est assez peu répandu et se limite aux gouttières des bâtiments classés monuments historiques.

- Les concentrations en plomb correspondent aux valeurs les plus fortes trouvées dans la littérature, tandis que les concentrations en zinc sont nettement supérieures à ce qui a pu être mesuré pour ces réseaux séparatifs. Ces concentrations très élevées en Pb et Zn s'expliquent par l'usage intensif de ces deux métaux pour la couverture des toits parisiens. Sur le bassin versant du Marais, 55 % de la surface de toiture est couverte en zinc, la plupart des gouttières sont en zinc et le plomb est utilisé fréquemment, notamment sur les toits en ardoises de bâtiments historiques, pour la réalisation d'accessoires de toitures tels que les entourages de fenêtres, les faîtages, les noues…

- Les concentrations en hydrocarbures totaux, mesurées sur le Marais, se rapprochent des valeurs les plus faibles de la littérature.

La contribution respective des trois types de surfaces urbaines (toitures, cours, chaussées) à la charge totale en micropolluants des eaux de ruissellement du Marais est présentée en *tableau XII.*

La grande majorité des métaux contenus dans les eaux de ruissellement du bassin versant provient des toitures. Plus de 80 % de la masse de cadmium, plomb et zinc est attribuables aux eaux de ruissellement de toiture, les cours et la voirie ne constituant qu'une source mineure pour ces trois métaux. Dans le cas du cuivre, la contribution des

	Ruissellement de toiture			Ruissellement des cours			Ruissellement de voirie		
Décile	10 %	50%	90 %	10 %	50 %	90 %	10 %	50 %	90 %
Cd	84 %	88 %	92 %	3 %	5 %	8 %	4 %	7 %	10 %
Cu	48 %	64 %	85 %	3 %	5 %	8 %	11 %	32 %	43 %
Pb	80 %	88 %	93 %	2 %	3 %	7 %	4 %	9 %	17 %
Zn	88 %	93 %	96 %	1 %	2 %	5 %	2 %	5 %	7 %
Hc	38 %	51 %	73 %	0 %	4 %	10 %	21 %	42 %	60 %

Tableau XII. Pourcentage de la masse totale de métaux et d'hydrocarbures des eaux de ruissellement attribuable à chaque type de surface urbaine

toitures est un peu moins élevée et plus variable, de l'ordre de 50 à 85 %, alors qu'une proportion non négligeable de l'ordre de 10 à 40 % provient de la voirie. Ce résultat peut paraître surprenant de prime abord car contraire à l'idée selon laquelle le lessivage des voies de circulation serait la principale source de pollution métallique des eaux de ruissellement. Dans le cas du bassin versant du Marais, la majeure partie de la pollution métallique est attribuable à la corrosion des matériaux de toiture. Le rôle prépondérant des eaux de ruissellement de toiture est à relier à la tradition parisienne des toitures en zinc et à l'usage fréquent du plomb pour les travaux accessoires. Cette contribution relative des différents types d'eaux de ruissellement est susceptible de varier fortement d'une zone urbaine à une autre en fonction des matériaux traditionnellement utilisés dans le bâtiment.

Dans le cas des hydrocarbures totaux, deux types de surfaces urbaines contribuent similairement à la pollution des eaux de ruissellement. Les toitures et les chaussées sont à l'origine de masses comparables d'hydrocarbures, en médiane respectivement 51 % et 42 % de la charge totale des eaux de ruissellement du bassin versant. La contribution des cours est nettement plus faible, 4 % en médiane, voire négligeable.

3.4. Contribution des eaux usées, du ruissellement et des échanges avec les dépôts du réseau au flux de métaux et d'hydrocarbures mesurés à l'exutoire par temps de pluie

Les micropolluants transitant à l'exutoire du Marais par temps de pluie peuvent être classés en deux catégories en fonction de leurs sources principales.

Le cuivre et les hydrocarbures présentent un comportement assez proche de celui des paramètres globaux MES, MVS, DCO et DBO_5. Leur concentration à l'exutoire est nettement supérieure à celle mesurée dans les eaux usées et dans les eaux de ruissellement. Tout comme pour les MES, les masses de cuivre et d'hydrocarbures apportées au cours d'une pluie par les eaux de ruissellement et les eaux usées ne suffisent pas à expliquer la masse mesurée à l'exutoire et une fraction importante est à attribuer aux échanges avec les stocks du réseau. Les proportions de cuivre et d'hydrocarbures provenant de chacune des trois sources (eaux usées, eaux de ruissellement et échanges avec le réseau) sont extrêmement variables d'un événement pluvieux à l'autre. En médiane sur les 11 événements pluvieux étudiés pour le cuivre, le réseau représente la source la plus importante avec 45 % de la masse, suivi du ruissellement (34 %) et des eaux usées (17 %). Pour les hydrocarbures, la répartition est quasiment identique sur 7 événements étudiés : réseau (48 %) > ruissellement (34 %) > eaux usées (22 %).

Dans le cas du plomb, du zinc et du cadmium, les résultats sont complètement différents. Les eaux usées constituent une source mineure de ces trois métaux par temps de pluie. Elles contiennent moins de 4 % de la masse de plomb et de zinc et moins de 8 % de la masse de cadmium. Les masses amenées dans le réseau par les eaux de ruissellement sont, sauf quelques exceptions pour le cadmium, largement supérieures à celles mesurées à l'exutoire. Ceci signifie une perte de métaux, lors de leur transfert vers l'exutoire, par échanges avec les stocks du réseau.

D'après nos calculs d'incertitudes, ce résultat n'est imputable ni aux incertitudes sur les calculs des volumes ruisselés ni aux incertitudes sur les concentrations mesurées. Dans le cas du zinc, ils ne peuvent pas non plus être attribués aux incertitudes liées à la méthode d'extrapolation. Les résultats concernant le cadmium et le plomb doivent être considérés avec plus de prudence. L'apparente perte au cours du transfert dans le réseau pourrait être liée à un biais dans la méthode d'extrapolation, néanmoins, les échanges avec les sédiments du réseau restent dans tous les cas une source mineure pour ces deux métaux.

Le calcul des bilans de métaux dissous d'une part et de métaux particulaires d'autre part permet de mieux comprendre les phénomènes qui ont lieu au cours du transfert dans le réseau. Quel que soit le métal considéré (Cd, Cu, Pb ou Zn) et quel que soit l'événement pluvieux, la masse

	Eaux usées			Ruissellement			Echanges avec les sédiment		
	1er déc.	Médian	9è déc.	1er déc.	Médian	9è déc.	1er déc.	Médian	9è déc.
Cd	1 %	4 %	8 %	57 %	105 %	190 %	-114 %	-13 %	39 %
Cu	3 %	17 %	41 %	20 %	34 %	72 %	11 %	45 %	67 %
Pb	0 %	1%	4 %	104 %	142 %	185 %	-86 %	-43 %	-5 %
Zn	0 %	2 %	4 %	146 %	163 %	204 %	-108 %	-70 %	-46 %
Hc	8 %	22 %	43 %	14 %	34 %	64 %	11 %	48 %	66 %

Tableau XIII. Contributions respectives des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les sédiments du réseau à la masse de métaux mesurée à l'exutoire

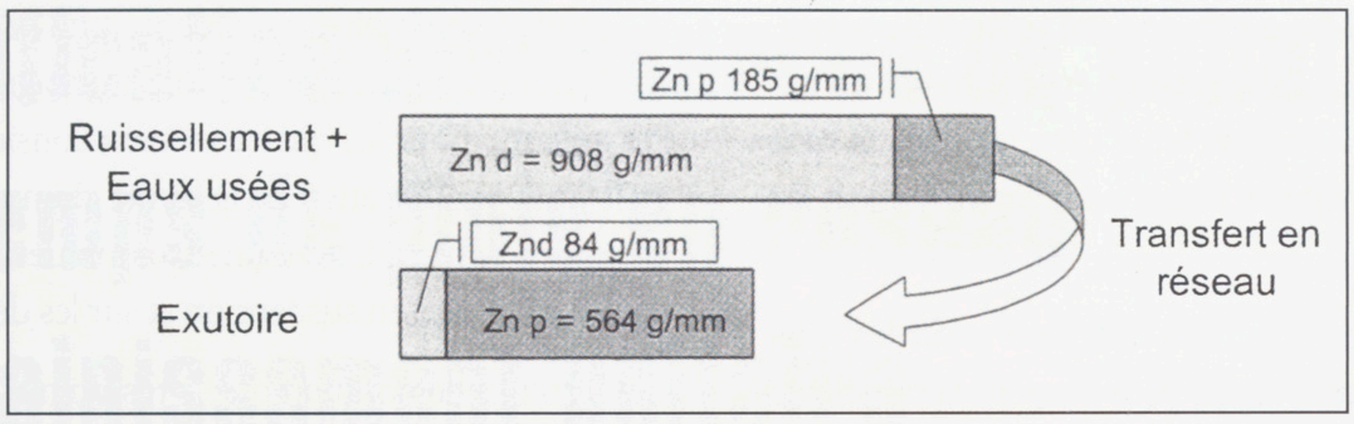


Figure 3. Bilan des masses de zinc total, zinc dissous et zinc particulaire en entrée et en sortie du réseau d'assainissement

de métal dissous apportée au réseau par les eaux de ruissellement est très nettement supérieure à la masse mesurée à l'exutoire. La perte en métaux dissous durant leur transfert dans le réseau d'assainissement représente plus de 80 % de la masse de plomb et de zinc dissous des eaux de ruissellement, plus de 90 % de la masse de cadmium dissous et entre 40 et 100 % de la masse de cuivre dissous. Cette disparition des métaux dissous n'est pas remise en cause par nos calculs d'incertitudes. Ce résultat traduit une modification de la forme chimique des métaux au cours de leur transfert en réseau. Il pourrait s'agir de réactions de précipitation ou de complexation, d'adsorption sur les particules en suspension, ou d'adsorption sur les particules des dépôts.

Pour le cadmium, le cuivre et le zinc on observe, quel que soit l'événement pluvieux, une production de métaux particulaires durant le transfert en réseau, les masses mesurées à l'exutoire étant supérieures à celles apportées par les eaux usées et le ruissellement. Entre 45 et 85 % du cadmium, cuivre et zinc particulaires proviendraient de l'intérieur du réseau d'assainissement. Cet apport peut s'expliquer par une contribution des stocks du réseau, comme dans le cas des matières en suspension et de la matière organique particulaire. Il peut également être dû au passage d'une partie des métaux dissous sous forme de métaux particulaires en suspension.

Dans le cas du plomb particulaire, les bilans de masse sont très variables d'un événement à un autre. Le ruissellement constitue dans la majorité des cas la principale source de plomb particulaire. Cependant, le terme d'échange avec le réseau fluctue entre –50 % et +50 %. D'après nos calculs d'erreur, ceci pourrait s'expliquer par l'extrême variabilité des concentrations en plomb d'une toiture à une autre, ce qui engendre des incertitudes importantes lors de l'extrapolation des données à l'ensemble du bassin versant.

Ces bilans dissous et particulaire sont illustrés en *figure 3* pour le zinc, en moyenne sur les 11 événements pluvieux étudiés. Avant transfert dans le réseau d'assainissement, la proportion de zinc sous forme dissoute est de 83 %. À l'exutoire, 87 % du zinc est sous forme particulaire. La masse de zinc dissous mesurée à l'exutoire représente seulement 9 % du zinc dissous présent dans les eaux de ruissellement et les eaux usées. La masse de zinc particulaire au contraire est trois fois supérieure à celle présente dans les eaux de ruissellement et les eaux usées. La perte de 40 % de la masse de zinc total entre l'entrée et la sortie du réseau est donc probablement attribuable à la fixation d'une partie du zinc dissous sur les dépôts du réseau.

4. Conclusion

Le bilan des masses entrant et sortant du réseau d'assainissement du Marais au cours d'une pluie montre que :

- la contribution des retombées atmosphériques à la pollution métallique des eaux de ruissellement varie en fonction du type de surface urbaine et du métal considéré. Elle est significative dans le cas des eaux de ruissellement des cours, et du cuivre de manière générale. À l'échelle de l'ensemble des eaux de ruissellement du bassin versant, l'apport atmosphérique représente en médiane 27 % du cuivre, 16 % du cadmium, 9 % du plomb et seulement 1,4% du zinc, et est majoritairement attribuable aux retombées sèches ;
- l'érosion des stocks de polluants du réseau constitue la principale source de matières en suspension, de matière organique, de cuivre et d'hydrocarbures à l'échelle de l'événement pluvieux (en médiane, 51 à 64 % de la pollution totale de MES, MVS, DCO et DBO_5, 45 % de la pollution totale en cuivre et 48 % de la pollution en hydrocarbures totaux) ;
- à l'échelle annuelle, la principale source de matières en suspension et de matière organique des effluents de temps de pluie est constituée par les eaux usées (44 à 64 %), cependant les échanges avec les sédiments du réseau restent une source très importante (31 à 45 %) ;
- les particules érodées dans le réseau sont fortement organiques, biodégradables et relativement décantables ; elles s'accumulent par temps sec dans le réseau et sont mobili-

sées progressivement au cours de l'événement pluvieux, proportionnellement à l'énergie de l'écoulement ; à l'exception des vitesses de chute, leurs caractéristiques sont proches de celles des particules en suspension dans les eaux de temps sec ;

- les résultats sont sensiblement différents pour les trois métaux cadmium, plomb, zinc, pour lesquels la principale source de pollution, dans le cas du Marais, est le ruissellement de toiture, par corrosion des toitures et éléments de toiture métalliques ; dans le cas du zinc, nos bilans de masse mettent de plus en évidence une perte de masse au cours du transport en réseau, par stockage dans le réseau. Par ailleurs, pour les quatre métaux considérés, il semble qu'il y une modification de la forme chimique au cours du transport en réseau, avec une fixation des métaux dissous sur les particules en suspension et sur les dépôts du réseau.

Ces résultats démontrent que le réseau n'est pas seulement un système de transport des effluents mais qu'il constitue un réacteur physique, chimique et sans doute biologique qui conditionne la qualité des effluents de temps de pluie.

Bibliographie

ARTHUR S., ASHLEY R.M. (1998). "The influence of near bed solids transport on first foul flush in combined sewers". *Water Science and Technology,* vol. 37, n°1, p. 131-138.

BACHOC A. (1992). "Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement unitaires". Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse. 281 p. + annexes.

CHEBBO G., (1992). "Solides des rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité". Thèse de doctorat. École nationale des ponts et chaussées. 413 p. + annexes.

COLANDINI V. (1997). "Effet des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales : qualité des eaux et devenir des métaux lourds". Thèse de doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour, LCPC Nantes. 171 p. + annexes.

CRABTREE R.W. (1989). "Sediments in sewers". *Journal of Inst. Water Env. Management,* n° 3, p. 569-578.

EGANHOUSE R.P., SHERBLOM P.M. (2001). "Anthropogenic organic contaminants in the effluent of a combined sewer overflow : impact on Boston Harbor". *Marine Environmental Research,* vol. 51, n°1, p. 51-74.

ESTEBE A. (1996). "Impact de l'agglomération parisienne et de ses rejets de temps de pluie sur les concentrations en métaux des matières en suspension et des sédiments en Seine en période estivale". Thèse de doctorat. Université Paris XII – Val-de-Marne. 237 p. + annexes.

GARNAUD S. (1999). "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain". Thèse de doctorat. École nationale des ponts et chaussées. 396 p. + annexes.

GAVENS A., REVITT D.M., ELLIS B.J. (1982). "Hydrocarbon accumulation in freshwater sediment of an urban catchment". *Hydrobiologia*, vol. 91, p. 285-292.

KREJCI V., DAUBER L., NOVAK B., GUJER W. (1987). "Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers". Actes de la 4e conférence internationale " Urban Storm Drainage ", Lausanne, 31 août – 4 sept., Suisse, vol. Urban Storm Water Quality Planning and Management, p. 34-39.

RISTENPART E., ASHLEY R.M., UHL M. (1995). "Organic near-bed fluid and particulate transport in combined sewers". *Water Science and Technology,* vol. 31, n°7, p. 61-68.

ROSSI L. (1998). "Qualité des eaux de ruissellement urbaines". Thèse de doctorat n°1789, École polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse. 303 p. + annexes.

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.

VAN DAM C.H., SCHOLTER M., VAN DE VEN F.H.M. (1989). "Urban water quality in Lelystad ; rainfall and runoff from selected surfaces". Actes de la 2e conférence de Wageningen " Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters ", p. 25-37.

VERBANCK M.A. (1992). "Field investigations on sediment occurrence and behaviour in Brussels combined sewers". *Water Science and Technology,* vol. 25, n°8, p. 71-82.

VERBANCK M.A. (1995). "Capturing and releasing settleable solids - the significance of dense undercurents in combined sewer flows". *Water Science and Technology,* vol. 31, n°7, p. 85-93.

Identification des sources de pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire

■ M. AHYERRE, G. CHEBBO

1. Introduction

La pollution des rejets urbains de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire est plus importante qu'en réseau séparatif [BACHOC, 1992 ; CHEBBO, 1992 ; SAGET, 1994]. Ainsi, les concentrations moyennes annuelles des rejets des réseaux unitaires sont une fois et demi plus importantes que pour les réseaux séparatifs [SAGET, 1994]. Ceci peut s'expliquer par la présence de deux sources de pollution supplémentaires par rapport aux réseaux séparatifs : les eaux usées produites pendant l'événement pluvieux et les stocks de polluants présents dans le réseau d'assainissement qui sont remis en suspension pendant les événements pluvieux.

Cependant, la présence des eaux usées dans les réseaux unitaires n'explique pas les différences de pollution rejetée par rapport aux réseaux séparatifs. En effet, des bilans de masse effectués à l'échelle annuelle et événementielle [CHEBBO, 1992 ; KREJCI et al., 1987 ; GROMAIRE-MERTZ, 1998] montrent que moins de 20 % des matières en suspension des rejets urbains de temps de pluie proviennent des eaux usées de temps sec.

Les stocks de polluants en réseau d'assainissement unitaire jouent donc un rôle important comme source de pollution des eaux pluviales. À l'échelle annuelle, [CHEBBO, 1992] a estimé à 20 % la contribution des stocks de pollution en réseau pour les matières en suspension. À l'échelle de l'événement pluvieux, [KREJCI et al., 1987] ont estimé cette contribution à 59 %. Lé résultats présentés sur la première partie du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire » ont montré que 30 à 80 % de la masse polluante rejetée en MES, MVS, DCO, DBO_5 est attribuable aux stocks du réseau. Ceci fait du réseau d'assainissement la principale source de pollution particulaire et organique des eaux pluviales. Les masses importantes de pollution issues des échanges avec le réseau d'assainissement unitaire sont principalement imputables à l'érosion des stocks présents dans le réseau en début de pluie [GROMAIRE-MERTZ, 1998].

L'objectif poursuivi dans ce travail est de chercher à identifier la nature des stocks en réseau d'assainissement unitaire contribuant effectivement à la pollution des rejets urbains de temps de pluie ainsi que de comprendre les mécanismes d'érosion des dépôts par temps de pluie.

La démarche adoptée consiste dans un premier temps à évaluer les stocks de pollution et la nature de la pollution particulaire présente dans les différents types de dépôts du réseau d'assainissement du bassin versant expérimental du Marais à Paris. Les différents stocks de dépôts ont été identifiés d'après la classification de [CRABTREE, 1989] : les dépôts de type A (dépôt grossier en fond de collecteur, peu organique), dépôt de type C (définis par CRABTREE comme étant un dépôt fin, mobile, organique, en surface de A et correspondant dans notre cas à une couche organique immobile située à l'interface eau-sédiment de type A) et les dépôts de type D (biofilms bactériens se situant dans la zone de battement des eaux de temps sec). Les stocks de polluants et la nature des polluants particulaires présents dans les différents types de dépôts sont ensuite comparés aux masses rejetées et à la nature des particules rejetées pour différentes pluies afin d'en tirer des conclusions sur les sources contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie. Enfin des expériences d'érosion *in situ* ont eu lieu afin de mieux appréhender les mécanismes d'érosion des dépôts.

2. Méthodologie expérimentale

2.1. Caractéristiques du site d'étude

L'étude a été réalisée dans le réseau d'assainissement du bassin versant expérimental du Marais (42 ha) situé à

l'extrémité amont du réseau d'assainissement parisien. Ce réseau d'assainissement est unitaire (longueur 7,6 km) ramifié et entièrement visitable et comprend trois collecteurs avec cunette de section rectangulaire et banquette :

- le collecteur Saint Gilles, longueur 798 m, hauteur 3 m, cunette de 0,7 m (hauteur) x 0,6 m (largeur), pente équivalente 0,04 % ;
- le collecteur Vieille du Temple, longueur 596 m, hauteur 2,9 m, cunette de 0,6 m (hauteur) x 0,6 m (largeur), pente équivalente 0,06 % ;
- le collecteur Rivoli longueur 430 m, hauteur 3,4 m, cunette de 1,1 m (hauteur) x 1,2 m (largeur), pente équivalente 0,09 %.

Les sections des collecteurs sont des sections typiques des collecteurs parisiens avec une cunette et une ou deux banquettes pour permettre le cheminement. Ces trois collecteurs drainent une cinquantaine d'égouts de section ovoïde, d'une longueur totale de 5,8 km.

2.2. Caractérisation des stocks de dépôts à l'échelle du bassin versant

2.2.1. Méthode de prélèvement et de relevé des dépôts

2.2.1.1. Prélèvement et relevé des dépôts de type A

Le dépôt de type A a été échantillonné tous les 50 m et les relevés de hauteur de dépôts ont été effectués tous les 15 m au moyen d'une pige sur les 7,6 km de canalisation.

Les échantillons de dépôts de type A ont été prélevés au moyen d'une pelle à sédiments (*figure 1*, [AHYERRE, 1999]), qui a la particularité d'isoler le dépôt avant de le remonter hors de l'eau, ce qui limite le lessivage des particules fines.

Des carottages cryogéniques de dépôts de type A ont également été réalisés afin de mesurer la teneur en eau de 15 échantillons. Le carottage a été effectué au moyen d'un tube (de 4 cm de diamètre) en acier enfoncé dans le dépôt *(figure 1)*. Des bâtonnets de carboglace (- 80 °C) et de l'éthanol ont été introduits dans le tube permettant la congélation d'une carotte de 20 cm de diamètre en 30 minutes.

2.2.1.2. Observation et prélèvement de la couche organique à l'interface eau-sédiment

Deux systèmes ont été mis au point de façon à observer et prélever l'interface eau sédiment *in situ*.

Le système d'observation est constitué d'une boîte en PVC *(figure 2A)*. Cette boîte est enfoncée dans le dépôt et fixée contre la paroi du collecteur. La face avant de cette boîte est en verre et au fond de la boîte se trouve un miroir incliné à 45°. Ce système de miroir a pour but de renvoyer l'image de l'interface eau sédiment.

Le système de prélèvement de l'interface eau sédiment est constitué d'un parallélépipède en PVC évidé aux deux extrémités *(figure 2 B)*. Deux guillotines en PVC étanches peuvent y être enfoncées et ainsi empêcher l'eau de s'écouler à l'intérieur du parallélépipède. Le système est enfoncé dans les dépôts et placé dans le sens de l'écoulement. Les prélèvements ont été effectués après différentes périodes de temps sec. Pour effectuer les prélèvements, les guillotines sont enfoncées. L'eau usée se trouvant entre les guillotines est pompée jusqu'à atteindre l'interface, on utilise alors une petite pelle pour racler l'interface et recueillir des échantillons constitués d'un mélange de particules et d'eau. Cette opération a lieu jusqu'au moment où l'on atteint les dépôts grossiers minéraux. La *figure 2B*

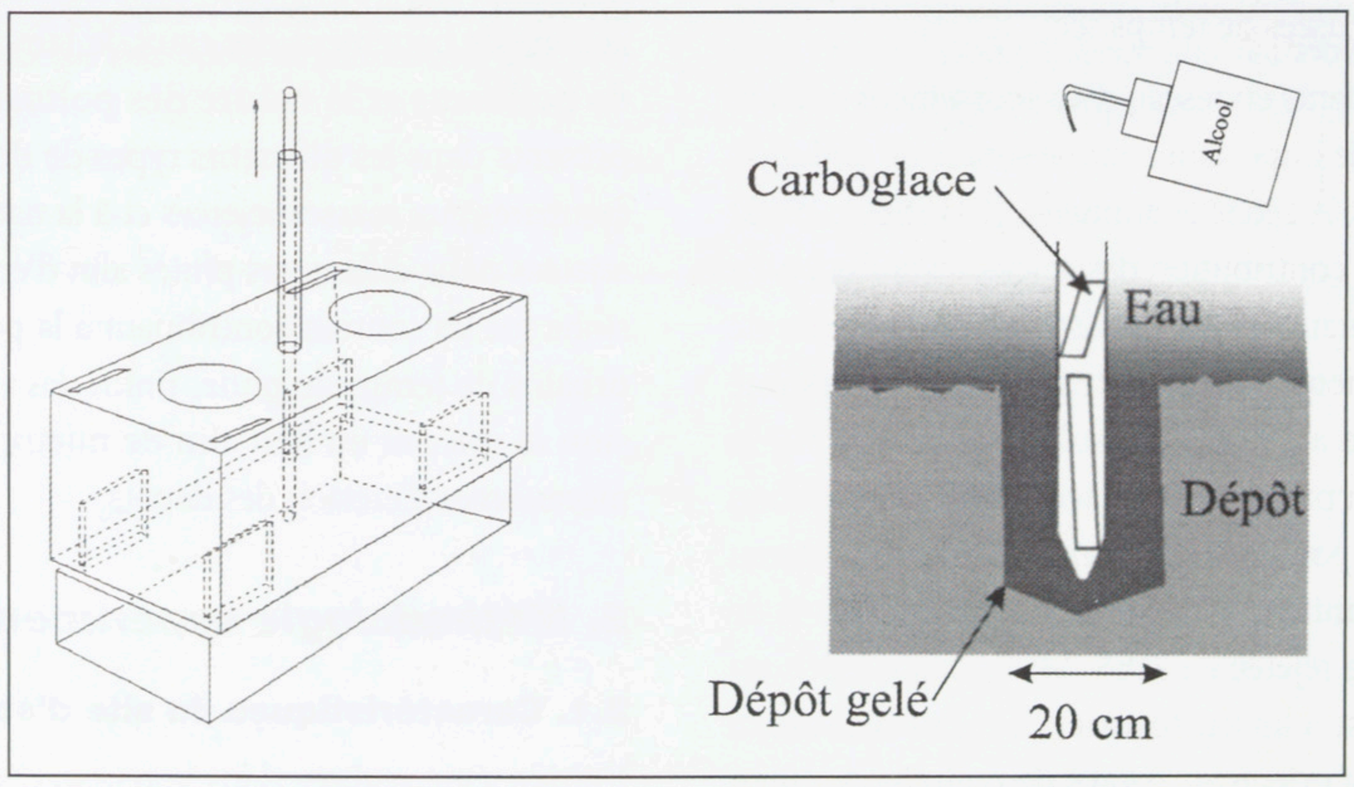


Figure 1. Pelle de prélèvement des dépôts grossiers (à gauche) et système de carottage cryogénique (à droite)

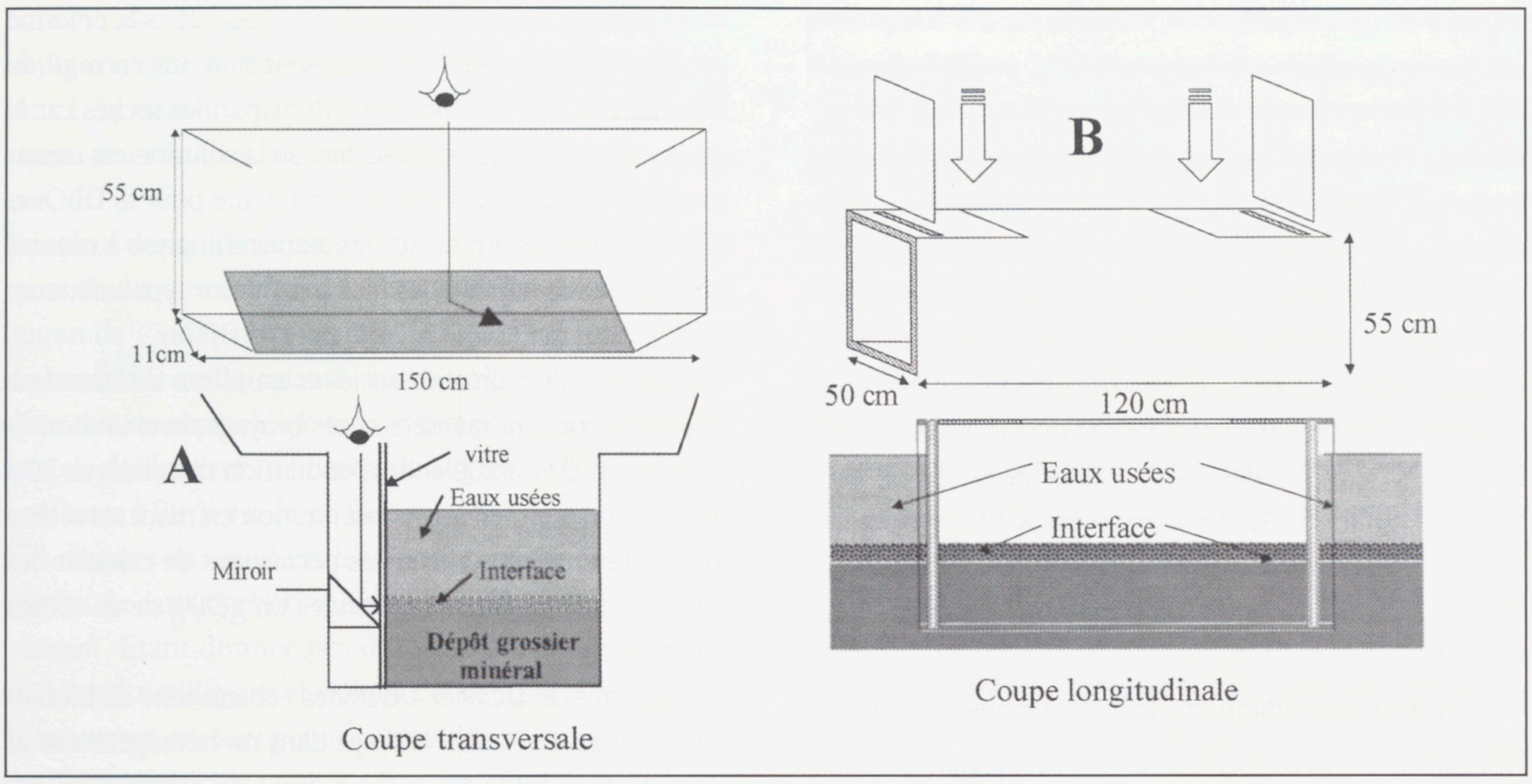


Figure 2. Boîte d'observation (A) et boîte de prélèvement (B)

présente le système de prélèvement avec l'eau usée pompée, avant le raclage. Les particules raclées sont ensuite pesées et leur teneur en polluants est mesurée.

Le système de prélèvement présenté précédemment est très contraignant à mettre en place en réseau. Il a été utilisé en deux points de prélèvement collecteur Vieille du Temple. De plus, dans le but d'effectuer une cartographie de l'interface eau sédiment et donc de réaliser un grand nombre de prélèvements, nous avons construit un deuxième système de prélèvement qui permet une aspiration de la surface des dépôts au fond des collecteurs *(figure 3)*. Ce système est transportable et nous a permis de réaliser 30 prélèvements à deux profondeurs (2 cm et 5 cm simultanément au-dessus du pied de prélèvement) au moyen d'une pompe à vide manuelle. Il ne permet cependant pas d'évaluer précisément la masse de particules à l'interface eau sédiment mais donne des indications sur la présence de particules organiques à l'interface. Les échantillons ainsi aspirés ont été filtrés de façon à mesurer la concentration et la teneur en matière volatile des particules aspirées à l'interface et donc de localiser le stock.

2.2.1.3. Prélèvement et relevé des biofilms

Les biofilms ont été prélevés au moyen d'un racloir tous les 100 m sur une surface de 200 cm^2 et le relevé de la hauteur des biofilms a été effectué tous les 50 m. Ce relevé est réalisé grâce à un mètre, la partie immergée du biofilm est visualisée au moyen d'une boîte en verre transparente enfoncée dans l'eau.

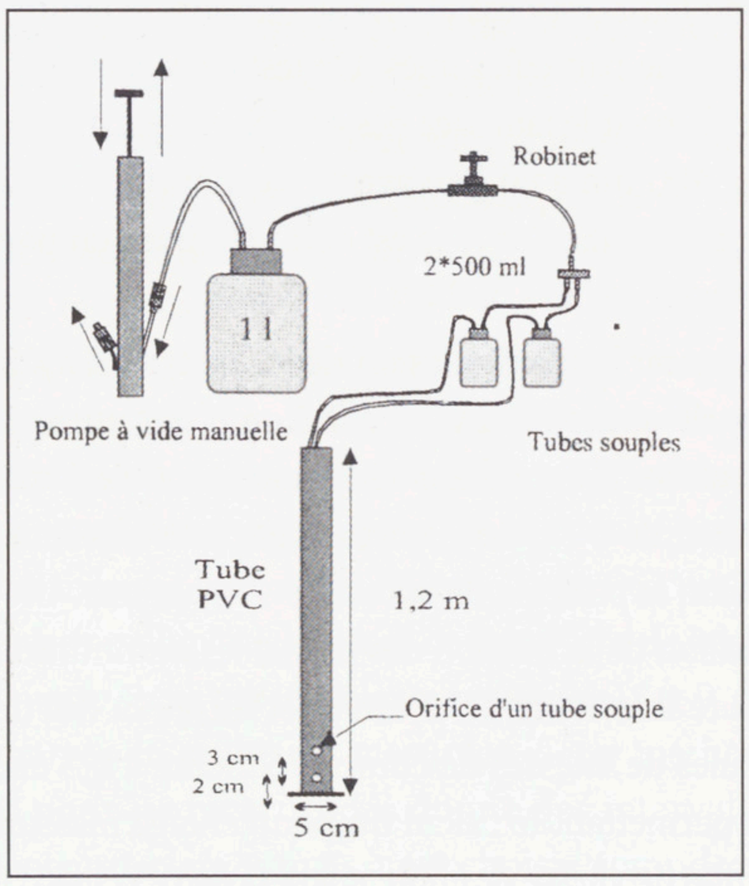


Figure 3. Système transportable de prélèvement de l'interface eau sédiment

2.2.2. Méthodes d'analyse physico-chimique des dépôts

Pour tous les échantillons, les mesures de MES, MVS, DBO_5 sont basées sur les normes [AFNOR, 1986] NF T 90-105, NF T 90-029 et NF T90-103. Pour la DCO, la micro méthode ou méthode de Hach a été employée. La masse volumique de tous les échantillons a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à air après séchage à l'étuve.

Pour l'analyse des paramètres de pollution sur les dépôts de type A totaux, les étapes sont les suivantes : dilution de 70 ml d'échantillon brut dans un litre d'eau, homogénéi-

sation avec Waring Blendor, dilution de 2 à 5 fois de la solution homogénéisée, analyse de DCO et DBO_5 (pour la DBO_5 il faut un facteur de dilution de 15 à 60).

Dans les dépôts de type A, dont le diamètre médian est de l'ordre du millimètre, une grande majorité des particules ne sont pas mobilisables pendant les pluies. Nous avons donc choisi de mesurer le stock de particules mobilisables selon des critères de taille ou des critères de vitesse de chute. Pour cela, nous avons mesuré le pourcentage massique de particules fines (<100 µm) et de taille inférieure à 400 µm (d_{90} des rejets urbains de temps de pluie selon [CHEBBO, 1992] ainsi que le pourcentage massique de particules de vitesse de chute inférieure à 0,5 cm/s (v_{90} des rejets urbains de temps de pluie dans le bassin versant du Marais selon [GROMAIRE-MERTZ, 1998].

Pour la séparation granulométrique, le tamisage s'effectue par voie humide (eau distillée). Les particules de taille inférieure à 100 ou 400 µm sont recueillies dans une fiole de 5 l. Un sous-échantillon de cette solution est filtré. Le refus du tamis est pesé et on calcule alors le pourcentage massique de particules fines. Un test de répétabilité de ce protocole pour le tamisage des particules de diamètre inférieur à 400 µm a eu lieu avec 10 échantillons issus du même flacon. L'erreur type est de 15 % (pour un pourcentage moyen de fines de 11 %).

Pour séparer les particules du dépôt de type A ayant une vitesse de chute inférieure à 0,5 cm/s des autres, nous avons utilisé une colonne à sédimentation de 1,62 m de hauteur et de 6 cm de diamètre. Les particules sont séparées selon le principe de la couche surnageante. Un sous-échantillon de la fraction des particules ayant une vitesse de chute inférieure à 0,5 cm/s est filtré. La fraction de particules de vitesses de chute supérieure à 0,5 cm/s est pesée permettant le calcul du pourcentage massique de particules de vitesse de chute inférieure à 0,5 cm/s. Un test de répétabilité de ce protocole a été entrepris avec dix répétitions sur un même échantillon. L'erreur type est de 6 % pour un pourcentage moyen de particules de vitesse de chute inférieur à 0,5 cm/s de 8,5 %.

La mesure de la répartition par classes de vitesses de chute des particules séparées ayant une vitesse de chute inférieure à 0,5 cm/s a été ensuite effectuée au moyen du protocole CERGRENE 95 décrit dans [LUCAS-AIGUIER et al., 1998]. Ce protocole a aussi permis de mesurer la teneur en matières volatiles par classes de vitesse de chute.

Pour l'analyse de la DCO et de la DBO_5 des particules mobilisables des dépôts de type A (de diamètre inférieur à 400 µm où de vitesse de chute inférieure à 0,5 cm/s), les mesures sont effectuées à partir des échantillons de 3 ou 5 litres obtenus après filtration ou passage dans la colonne de sédimentation. Les résultats sont obtenus en mg/l de DCO et DBO_5 et traduit en g/g de particules sèches car la concentration en matières sèches de la solution est mesurée préalablement. Un test de répétabilité pour la DBO_5 et la DCO comprenant toutes les étapes d'analyse a montré une bonne répétabilité des mesures (erreur type inférieure à 12 % pour la DCO et à 14 % pour la DBO_5).

Les analyses de polluants sur les échantillons de l'interface eau-sédiment sont réalisées après broyage dans un homogénéisateur (Waring Blendor) et dilution d'un facteur 10 à 50 de façon à ramener la concentration en matières sèches à 1 g/l. Les mesures effectuées permettent de calculer des charges en polluants exprimées en gO_2/g de matières sèches.

Les mesures de DCO et DBO_5 des échantillons de biofilm ont été effectuées après broyage dans un homogénéisateur (Waring Blendor) dans un litre d'eau. La solution est ensuite diluée dix fois. La concentration en MES est mesurée par filtration pour donner les résultats de charges polluantes en DBO_5 et DCO en gO_2/kg de matières sèches.

L'analyse des métaux a été effectuée sur les fractions totales pour les biofilms et les dépôts de type A [GARNAUD, 1999]. Les métaux totaux sont minéralisés par digestion acide (acide nitrique perchlorique) à chaud de l'échantillon brut. La mesure des concentrations métalliques est réalisée par spectrométrie d'adsorption atomique en mode four ou flamme. Pour les mesures sur la couche organique, les teneurs particulaires sont obtenues après mesure des concentrations totales et des concentrations dissoutes par différence. Pour les métaux dissous, l'échantillon est filtré à 0,45 µm et le filtrat est acidifié à pH = 1 avec de l'acide nitrique.

2.2.3. Méthodologie d'évaluation des stocks de polluants

La masse sèche de dépôts de type A a été mesurée en utilisant une méthode indirecte. Cette méthode repose sur l'utilisation des mesures du volume de dépôt humide, de la masse volumique du dépôt et de la teneur en eau du mélange eau dépôt. Soient m_{eau} la masse d'eau et m_{part} la masse de particules sèches contenues dans le dépôt ; ρ_{eau}, V_{eau} et ρ_{part}, V_{part} les volumes et masses volumique de l'eau et des particules, V_{dep} le volume du dépôt et θ la teneur en eau du dépôt, alors :

$$M_{part} = \rho_{part} V_{part} = \frac{\rho_{part} V_{dep}}{\left(\frac{\theta \rho_{part}}{\rho_{eau}} + 1 \right)} \quad \text{(équation 1)}$$

La méthode choisie pour effectuer le calcul des stocks de dépôts de type A consiste à calculer au moyen de l'équation 1, la masse de particules sèches sur 120 tronçons de réseau et à effectuer la somme des masses de chaque tronçon.

Le calcul des volumes est effectué en multipliant les hauteurs de dépôt mesurées à la pige (avec un pas de mesure autour de 15 m) par les sections des collecteurs. L'intervalle de confiance sur la mesure des volumes a été estimé lors d'un test de répétabilité tenant compte de la variabilité latérale des hauteurs de dépôt : la largeur de l'intervalle de confiance à 90 % est de 26 %.

Les teneurs en eau dans les dépôts ont été évaluées au moyen de carottages cryogéniques en 15 points du bassin versant. Etant donnée la variabilité des teneurs en eau mesurées, nous avons cherché à trouver une relation entre la teneur en eau aux points échantillonnés et la teneur en matière volatile des dépôts, ces deux paramètres étant généralement bien corrélés [LAPLACE, 1991 ; BEYER, 1989]. La relation trouvée est la suivante :

$\theta = 5{,}96 \times \%\,MV + 27{,}8$. ($R^2 = 0{,}85$).

Cette relation a permis d'estimer la teneur en eau des dépôts pour les 120 échantillons prélevés.

Le choix d'une spatialisation des calculs a été motivé par une analyse statistique effectuée sur 5 tronçons de 50 m de collecteur. Sur ces tronçons, nous avons mesuré la teneur en matière volatile tous les 10 m. Nous avons ensuite comparé les valeurs des teneurs en eau calculées à partir des mesures de matières volatiles sur chaque tronçon aux valeurs calculées sur l'ensemble du bassin versant. Le test non paramétrique de Kurkall-Wallis [SIEGEL et al., 1984] indique que les échantillons prélevés sur chacun des tronçons n'appartiennent pas à la même population que l'ensemble des échantillons prélevés dans le réseau. Une spatialisation des calculs est donc préférable à l'utilisation de valeurs moyennes des paramètres (teneur en eau et masse volumique) pour l'ensemble du réseau.

Pour calculer l'intervalle de confiance sur les valeurs des stocks de matières sèches dans les dépôts de type A, étant donné le nombre de mesures réalisées, nous avons affecté à chaque paramètre de l'équation 1 les valeurs extrêmes mesurées sur l'ensemble des dépôts du bassin (1er ou 9e décile). Par exemple, la masse maximale par tronçon est obtenue en utilisant la borne supérieure de l'intervalle de confiance du volume de dépôt, le premier décile de la teneur en eau mesurée sur l'ensemble du réseau et le neuvième décile de la masse volumique.

Les masses de matières volatiles et de particules de diamètre inférieur à 100 µm ont été calculées en multipliant pour chaque tronçon, les teneurs mesurées dans les 120 échantillons par la masse sèche de chaque tronçon. Pour les autres paramètres les calculs n'ont pas été spatialisés étant donné le nombre de mesures disponibles (50). Ils ont été effectués en multipliant les teneurs médianes en polluants par la masse sèche totale de dépôt de type A.

Pour calculer l'intervalle de confiance sur tous les stocks de polluants, nous avons multiplié les bornes de l'intervalle de confiance sur la masse sèche par les valeurs extrêmes (1er et 9e décile) des teneurs en polluants mesurées.

Le stock de matière sèche représenté par les biofilms est évalué en multipliant les masses sèches par unités de surface mesurées grâce aux prélèvements effectués, par les surfaces de biofilms relevées tous les 50 m. Le calcul est effectué tronçon par tronçon, chaque tronçon ayant une longueur de 100 m. La masse totale de biofilms est égale à la somme des masses sur chaque tronçon. Étant donnée la grande variabilité des masses sèches mesurées par unité de surface et le nombre de points de mesure choisi (31 points), nous avons choisi pour calculer l'intervalle de confiance sur la masse de biofilms de multiplier pour chaque tronçon la surface par les valeurs extrêmes (1er et 9e décile) des masses par unité de surface mesurées sur l'ensemble du bassin versant. Le stock de matières volatiles dans les biofilms a été évalué de la même façon que le stock de matières sèches.

Le stock de DCO et DBO_5 dans les biofilms a ensuite été évalué en multipliant la valeur médiane des charges en polluants mesurées pour 15 échantillons par la valeur estimée des stocks en matières sèche. Pour calculer l'intervalle de confiance sur les valeurs des stocks de DCO et DBO_5, nous avons multiplié les bornes de l'intervalle de confiance sur la masse sèche par les valeurs extrêmes (1er et 9e décile) des charges en polluants mesurées. Cette méthode de calcul pour les incertitudes donne des intervalles de confiance très larges mais a été choisie étant donné le nombre de points de mesure.

La présence de la couche organique a l'interface eau-sédiment a été cartographiée sur l'ensemble du réseau du bassin versant au moyen du système d'échantillonnage par aspiration. Nous avons considéré qu'il y avait présence uniforme de ce dépôt si la concentration de l'échantillon aspiré près du fond était supérieure à 500 mg/l (concentration maximale des eaux usées dans le réseau du Marais) et la teneur en matières volatiles supérieure à 60 % (teneur maximale en matières volatiles d'un échantillon à 2 g/l résultant d'un mélange d'eau usée de concentration 500 mg/l et de particules fines provenant du dépôt de type A ayant une teneur maximum en MV de 50 %). Cette cartographie a permis d'estimer la surface totale de couche organique sur le bassin versant.

Le stock de matière sèche représenté par les dépôts à l'interface eau sédiment (couche organique) est évalué à partir de la masse des particules raclées dans la boîte d'échantillonnage à la surface du dépôt de type A. Cette masse est exprimée en g/m^2 en divisant la masse totale des particules raclées par la surface de la boîte. Les prélèvements de couche organique ont été effectués en deux points du réseau d'assainissement et mettent en évidence des variations importantes de la masse de ce dépôt. Ces variations sont à relier à la durée de la période de temps sec précédant l'échantillonnage. Nous avons donc cherché à estimer ces taux d'accumulation à l'échelle du bassin versant. Ce taux d'accumulation a été mesuré dans un premier temps au niveau du regard n° 75 sur le collecteur Vieille du Temple. Il a ensuite été extrapolé a l'ensemble du bassin versant en multipliant le taux d'accumulation par unité de surface mesuré dans la boîte d'échantillonnage par la surface totale de couche organique estimée sur l'ensemble du bassin versant.

2.3. Méthode d'étude des mécanismes d'érosion

2.3.1. Méthodes de mesure de la vitesse de cisaillement des écoulements

Afin de déterminer le cisaillement exercé par l'écoulement sur les dépôts au fond du collecteur, deux méthodes ont été utilisées.

La première méthode utilisée pour établir une cartographie complète des vitesses de cisaillement dans le réseau en 30 points repose sur l'utilisation d'un profil de vitesse logarithmique en fonction de la profondeur. Pour un régime hydraulique lisse ($k_s u_*/\nu \leq 5$ où k_s est la rugosité du fond) :

$$\frac{u}{u_*} = \frac{1}{k} \ln\left(\frac{y u_*}{\upsilon}\right) + 5,5 \quad \text{[YALIN, 1976]}$$

avec u : vitesse de l'écoulement (m), u_* : vitesse de cisaillement (m/s), y : hauteur par rapport au fond (m), ν : viscosité cinématique (m^2/s), k : constante de Karman (0,4).

La vitesse est mesurée à diverses hauteurs, un profil de vitesse est calé sur ces données et u_* est déduite de ce calage au moyen de l'équation ci-dessus [AHYERRE, 1999].

La deuxième méthode a été utilisée lors d'essais d'érosion de la couche organique. La mesure de cisaillement est effectuée directement au moyen de l'ADV (Acoustic Doppler Velocimeter). L'ADV émet un signal acoustique court et périodique, et la modification de fréquence de l'écho par effet doppler captée par trois récepteurs permet une détermination de la vitesse dans les trois directions de l'espace. Grâce aux mesures ADV il a été possible de calculer la vitesse de cisaillement u_*. En effet, l'ADV mesure les vecteurs V_x, V_y et V_z. Chacune des composantes de ces vecteurs est la valeur mesurée à t_1, t_2, $t_3 \ldots t_n$. Soient u, w les vecteurs de rang n dont les composantes sont chacune égales à la moyenne des composantes des vecteurs V_x et V_z. On peut définir les vecteurs u' et w' de la façon suivante : $u'=V_x-u$, $w'=V_z-w$. La vitesse de cisaillement peut alors être calculée directement en utilisant la relation suivante :

$$\tau = -\rho\overline{u'w'} = \rho u_*^2$$

2.3.2. Expériences d'érosion des dépôts

Des expériences d'érosion ont eu lieu collecteur Vieille du Temple sur un tronçon rectiligne de 150 m (pente 0,04 %). L'objectif de ces expériences était de mesurer le taux d'érosion des dépôts et les caractéristiques des particules érodées en fonction des paramètres hydrauliques. Pour cela, nous avons choisi de procéder à des injections d'eau claire en réseau depuis la surface à partir de vannes de pompiers. La raison du choix d'une injection d'eau claire plutôt que la mesure pendant une pluie réelle est double. Les pluies entraînent des particules dans le réseau d'assainissement par ruissellement et il est alors difficile de faire la différence entre particules érodées en réseau et particules provenant du ruissellement. La seconde raison est la difficulté de procéder à des mesures telles que le taux de cisaillement de l'écoulement par temps de pluie pour des raisons de sécurité car ces mesures nécessitent d'être présent en réseau.

Les expériences ont été menées au moyen de deux vannes de pompiers. L'eau est injectée depuis la surface avec un tuyau, ruisselle le long d'un mur du regard de visite puis sur les banquettes avant de couler dans le collecteur. Une telle méthode d'injection permet de casser l'énergie du jet et ne provoque pas d'érosion localement au niveau du point d'injection qui se trouve à l'amont du tronçon.

Le débit de temps sec est de 30 à 40 m^3/h sur le tronçon. Le débit maximum atteint pendant les expériences est de 370 m^3/h. Dans le but d'avoir une idée du type de pluie pouvant entraîner un tel débit, des simulations hydrauliques ont été réalisées au moyen du logiciel MOUSE [SCHLÜTTER, 1998]. Ces simulations ont montré que le débit maximum obtenu pendant les expériences d'injection, à l'aval du tronçon, correspond au débit maximum d'un petit événement pluvieux sur le bassin (d'intensité maximum 10 mm/h) et au débit moyen d'un événement très important (I_{max} 237 mm/h).

À l'aval du tronçon, les flux de polluants (MES, MV, DCO, DBO_5) érodés ont été calculés en réalisant le produit des

concentrations par les débits mesurés toutes les trois minutes. Les échantillons ont été prélevés grâce à un préleveur automatique (Buhler PBMOS) installé à l'aval du tronçon. Les débits ont été mesurés en faisant le produit de la hauteur d'eau (piézomètre PTX1830) et de la vitesse mesurée au moulinet (Ott C2).

3. Principaux résultats

3.1. Identification et localisation des différents types de dépôts dans le réseau du Marais

3.1.1. Localisation des dépôts de type A

Les dépôts de type A se situent essentiellement sur les trois principaux collecteurs. En effet, le volume de dépôts présents dans les égouts élémentaires représente seulement 11 % du volume total qui est de 212 m^3. Dans le collecteur Vieille du Temple, on observe une augmentation régulière du profil des dépôts de l'aval vers l'amont avec des hauteurs de dépôts comprises entre 0 et 5 cm à l'aval pour atteindre 40 cm à l'amont. Sur le collecteur Saint-Gilles on observe une augmentation nette (20 cm) de la hauteur de dépôt à l'amont d'un virage à angle droit. L'observation simultanée des profils de dépôt et de la pente des collecteurs montre qu'une faible pente est une condition souvent nécessaire mais pas suffisante pour expliquer la formation des dépôts de type A. Par contre, le dépôt disparaît souvent au niveau des confluences et sa hauteur augmente après ces confluences.

3.1.2. Localisation des biofilms

Les biofilms se situent essentiellement dans la zone de battement des eaux de temps sec sur les trois principaux collecteurs du bassin versant. Le linéaire de biofilm est de 1 780 m avec du biofilm sur chaque côté de collecteur ayant en moyenne une hauteur de 10 cm. La surface de biofilm est de 652 m^2.

3.1.3. Observation et localisation de la couche organique à l'interface eau-sédiment

Les observations réalisées au moyen du système présenté en *figure 2* montrent une stratification des dépôts à l'interface eau sédiment avec une couche composée de matière organique et de papiers en surface des dépôts grossiers minéraux (cf. *figure 4)*. Cette couche est immobile et a une épaisseur qui a varié de 1,5 cm à 7 cm selon les périodes d'observation. Au-dessus de cette couche organique on a pu observer des particules charriées mais, par temps sec, leur nombre est faible et la limite entre la couche et l'eau usée très nette.

On observe que la couche organique se situe principalement en amont des collecteurs Vieille du Temple et Saint-Gilles, là où les débits et les vitesses sont les plus faibles.

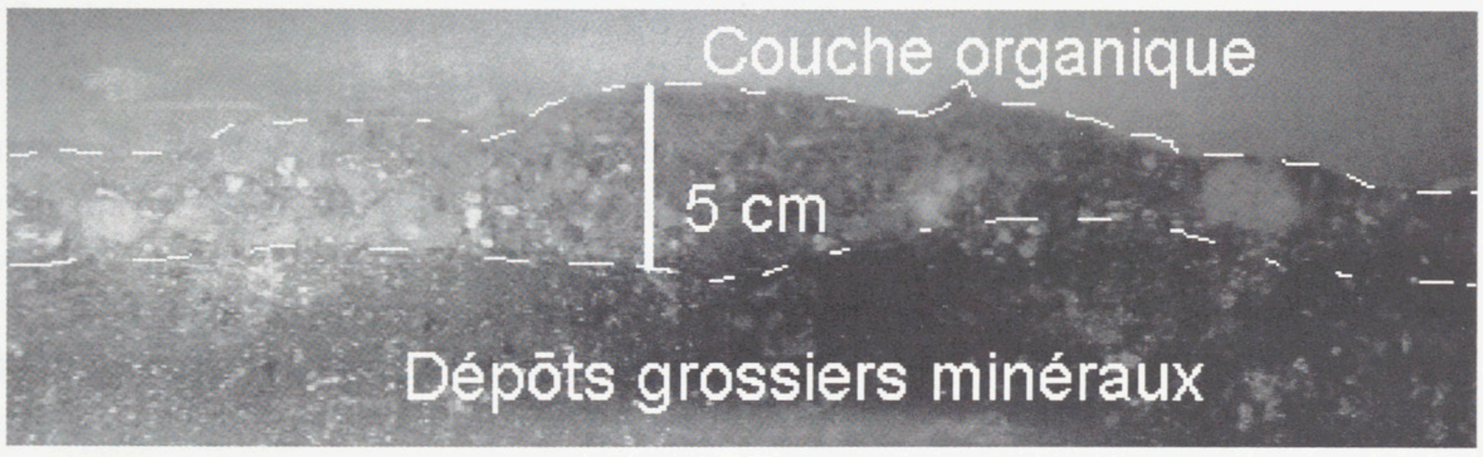


Figure 4. Photographie de la couche organique (n° 75 rue Vieille du Temple)

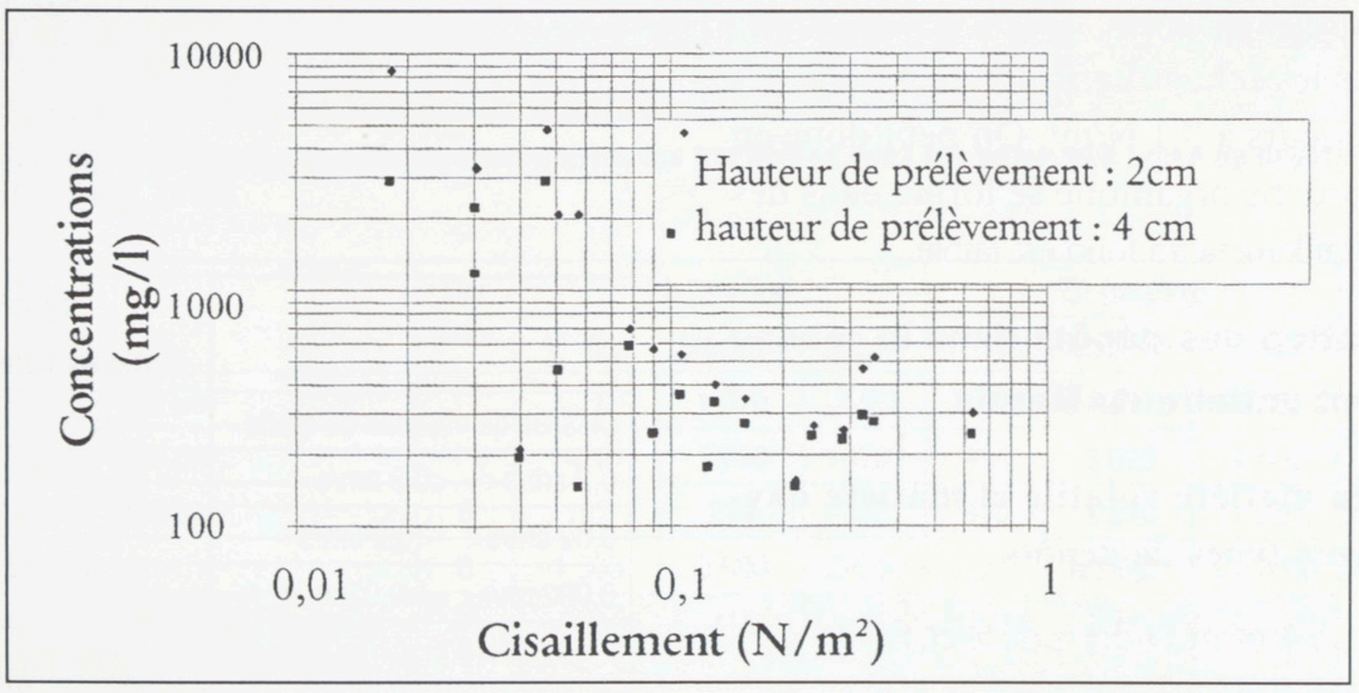


Figure 5. Concentrations aspirées en fonction du taux de cisaillement pour différentes localisations en réseau d'assainissement

	Nbr éch.	Matières Volatiles / Matières sèches (%)			DCO / Matières sèches (gO_2/g)		
		1er déc.	Médiane	9e déc.	1er déc.	Médiane	9e déc.
Type A	120-6	3	**4**	13	0,06	**0,16**	0,22
Type A <100 µm	70	16	**24**	30	-	**-**	-
Type A <400 µm	50	13	**17**	22	0,28	**0,43**	0,56
Type A < 0,5 cm/s	50	22	**25**	31	0,38	**0,45**	0,63
Couche organique	40-5	58	**64**	74	1,4	**1,6**	2,1
Biofilms	40-15	39	**71**	81	1,0	**1,4**	1,7
Contribution du réseau aux RUTP [GROMAIRE-MERTZ, 98]	32	58	**67**	76	0,77	**1,1**	1,5

Tableau I. Teneurs en matière volatile et en DCO des particules dans les différents types de dépôts

	Nbr éch.	DBO_5 / MS (gO_2/g)			DCO / DBO_5 (gO_2/gO_2)		
		1er déc.	Médiane	9e déc	1er déc.	Médiane	9e déc
Type A	6	0,01	**0,02**	0,06	3,3	**4,5**	7,7
Type A <100 µm	70	-	**-**	-	-	**-**	-
Type A <400 µm	50	0,02	**0,04**	0,06	7,8	**11,4**	18.1
Type A < 0,5 cm/s	50	0,02	**0,04**	0,07	7,4	**11,8**	21,0
Couche organique	5	0,26	**0,28**	0,54			
Biofilms	15	0,26	**0,37**	0,62	2,8	**3,4**	6,0
Contribution du réseau aux RUTP [GROMAIRE-MERTZ, 98]	32	0,29	**0,42**	0,66	1,1	**2,5**	3,6

Tableau II. Teneurs en DBO_5 et rapport DCO/DBO_5 des particules dans les différents types de dépôts

La longueur de collecteur où la concentration à l'interface eau sédiment est supérieure à 500 mg/l et la teneur en matières volatiles est supérieure à 60 % est de 750 m (surface de 585 m^2).

La *figure 5* présente les concentrations mesurées à l'interface eau-sédiment au moyen du système de prélèvement présenté en *figure 3*, en fonction du taux de cisaillement calculé à partir de profils de vitesses. Les points sélectionnés correspondent à des particules ayant des teneurs en matières volatiles supérieures à 60 % qui sont caractéristiques de la couche organique. On observe des concentrations élevées dans les échantillons prélevés pour des cisaillements inférieurs à 0,1 N/m^2. On peut donc en conclure que la couche organique se forme dans des collecteurs où le cisaillement au fond est faible.

3.2. Caractérisation des dépôts dans le réseau d'assainissement unitaire du Marais

3.2.1. Teneurs en matière volatile et matière oxydable des différents types de dépôts

Les dépôts de type A sont très minéraux avec des teneurs médianes en matières volatiles *(tableau I)* faibles et se situant dans la partie basse des fourchettes rencontrées dans la bibliographie [BACHOC, 1992 ; VERBANCK, 1992 ; RISTENPART, 1995 ; CRABTREE, 1989]. La DBO_5 des particules du dépôt de type A est très faible. Cependant les charges en DCO et DBO_5 *(tableau I* et *tableau II)* sont dans la gamme des mesures réalisées sur d'autres bassins versants par [CRABTREE, 1989] et [RISTENPART, 1995].

La mesure du taux de matières volatiles par classes de vitesse de chute *(tableau III)* montre que pour les particules de faibles vitesses de chute des dépôts de type A, la teneur en matières volatiles varie de façon inversement proportionnelle à la vitesse de chute des particules pour atteindre une valeur de 0,56 g/g pour les particules de plus faible vitesse de chute. On observe que la charge en

	Type A (15 échantillons) Matières Volatiles / Matières sèches (%)		
Classes de vitesses de chute	1er déc.	Médiane	9e déc
0,2 cm/s< - <0,5 cm/s	11	15	23
0,02 cm/s< - <0,2 cm/s	24	26	32
0,002cm/s< - <0,02cm/s	29	35	43
- <0,002cm/s	42	56	64

Tableau III. Charges en matières volatiles par classe de vitesse de chute dans les dépôts de type A et la couche concentrée

matières volatiles, DCO et DBO_5 est plus importante dans les particules de petites taille ou de faible vitesse de chute, sans atteindre des valeurs élevées cependant. De plus, le rapport DCO/DBO_5 traduisant la biodégradabilité des particules est très élevé dans les particules fines ou de faible vitesse de chute. Ces valeurs sont typiques de dépôts anciens, le rapport DCO/DBO_5 augmentant avec l'âge du dépôt [RISTENPART, 1995].

Les biofilms du réseau d'assainissement du Marais ont les teneurs les plus élevées en matières volatiles et en DBO_5 de l'ensemble des dépôts étudiés. De telles valeurs sont comparables aux valeurs mesurées par [KREJCI et al., 1987] (DCO moyenne : 0,80 gO_2/g).

Les particules de la couche organique à l'interface eau-sédiment présentent les teneurs en DCO les plus élevées des différents dépôts étudiés, elles sont très chargées en polluants comparativement aux dépôts de type A. Ces particules à l'interface eau dépôt ont des taux de matières volatiles semblables à ceux des eaux usées, des charges en DCO légèrement plus faibles et des charges en DBO_5 plus faibles que les eaux usées. En effet, dans les eaux usées de temps sec les charges particulaires mesurées à l'exutoire du bassin versant du Marais varient de 69 à 91 % pour les MVS, 1,53 à 1,84 g/g pour la DCO et 0,69 à 0,91 g/g pour la DBO_5 [GROMAIRE-MERTZ, 1998].

Les particules des dépôts de type A se distinguent donc nettement des particules de la couche organique ou des biofilms par leur caractère très minéral et leur faible charge en polluants.

3.2.2. Teneurs en métaux des différents types de dépôts

Les teneurs en métaux *(tableau IV et tableau V)* des particules de type A sont plus élevées pour les particules fines (< 400 µm) que pour les particules plus grossières (> 400 µm). Quel que soit le métal considéré, ce sont les biofilms qui présentent les teneurs en métaux les plus élevées. On note une différence significative entre les teneurs métalliques dans la couche organique et celles mesurées dans les deux autres types de dépôts, la couche organique présentant les teneurs en métaux les plus faibles.

3.2.3. Évaluation des stocks de polluants existant dans le réseau d'assainissement du Marais

3.2.3.1. Dépôts de type A et biofilms

Le stock de dépôt de type A *(tableau VI)* est très élevé mais cependant représentatif du stock présent dans des réseaux de centres-villes anciens. Si on ramène le stock au mètre linéaire de réseau pour établir des comparaisons, le stock total de dépôts de type A dans le réseau d'assainissement du Marais (24 kg/m) est comparable au stock évalué à Marseille [BACHOC, 1992] : 23 kg/m). Les stocks de particules fines et de matière volatile dans les particules fines sont assez élevés (0,6-7 et 0,13-2,95 kg/m dans le Marais ; [BACHOC, 1992] : 1-1,75 et 0,086-0,21 kg/m).

Le stock de particules fines ou de faible vitesse de chute dans les dépôts de type A, bien que dix fois inférieur au

	Nbr. Éch.	Cd (mg/kg)			Cu (mg/kg)		
		1er déc.	Médiane	9e déc.	1er déc.	Médiane	9e déc.
Type A< 400 µm	11	1,64	**3,90**	5,73	470	**870**	1 230
Type A> 400 µm	11	0,78	**1,94**	2,31	119	**175**	359
Couche organique	6	0,82	**0,97**	2,93	103	**131**	221
Biofilm	6	3	**13**	92	500	**2 900**	15 500
Particules érodées dans Vieille du Temple [GARNAUD, 1999]	**7**	1,35	**2,55**	4,13	130	**207**	297

Tableau IV. Teneurs en cadmium et en cuivre des particules dans les différents types de dépôts [GARNAUD, 1999]

	Nbr Éch.	Pb (mg/kg)			Zn (mg/kg)		
		1er déc.	Médiane	9e déc.	1er déc.	Médiane	9e déc.
Type A< 400 µm	11	1 210	**1 870**	2280	2 461	**4 047**	5 750
Type A> 400 µm	11	400	**1 000**	10200	460	**3 020**	4 400
Couche organique	6	197	**214**	335	970	**1 270**	1 550
Biofilm	6	1 300	**3 900**	29900	7 000	**21 000**	15 7000
Particules érodées dans Vieille du Temple [GARNAUD, 1999]	7	42	**213**	396	482	**1 239**	1 444

Tableau V. Teneurs en plomb et en zinc des particules dans les différents types de dépôts [GARNAUD, 1999]

	Matières sèches (kg)			Matières volatiles (kg)			DCO (kg)			DBO5 (kg)		
	1er déc.	Méd.	9e déc.	1er déc.	Méd.	9e déc.	1er déc.	Méd.	9e déc.	1er déc.	Méd.	9e déc.
Type A	118 048	**183 953**	269 143	4 199	**14 455**	41 280	6670	**29 433**	58 404	1 175	**3 109**	15 745
Type A <100 µm	5 041	**19 094**	57 165	1 006	**4874**	17 495	-	**-**	-	-	**-**	-
Type A <400 µm	15 297	**42 150**	118 730	2 050	**7403**	26 981	4232	**18154**	66 038	352	**1 584**	6 999
Type A < 0,5 cm/s	3 286	**8 293**	21 224	726	**2066**	6 603	65	**3722**	13 442	76	**303**	1451
Biofilms	27	**56**	231	4	**21**	572	7	**79**	406	1	**21**	144
Contribution du réseau aux RUTP [GROMAIRE-MERTZ, 98]	124	**401**	702	110	**278**	414	184	**409**	953	65	**174**	407

Tableau VI. Stocks de polluants (kg) dans le réseau d'assainissement du bassin versant du Marais

stock total, n'en demeure pas moins considérable. De même pour les stocks de matières volatiles ou de DCO. Cependant, on peut noter que la masse de DBO_5 dans les particules mobilisables (v < 0,5 cm/s) des dépôts de type A n'est pas très importante. De plus, si l'on considère les particules de très faible vitesse de chute (< 0,002 cm/s), le stock est de l'ordre de quelques centaines de kilogrammes ce qui est faible.

Quel que soit le paramètre considéré, le stock de polluants dans les biofilms est très faible comparé à celui des dépôts de type A. Ce résultat confirme les travaux de CRABTREE (1989) selon les quels les dépôts de type A représentent 77 % de la masse de polluants présente sur un tronçon de collecteur à Dundee (y compris les eaux usées).

3.2.3.2. Couche organique à l'interface eau-sédiment

La *figure 6* présente l'évolution de la masse sèche dans la couche organique, en fonction de la durée de temps sec précédant la mesure (mesures effectuées au point n° 75 du collecteur Vieille du Temple). Le taux de croissance journalier *(tableau VII)* a été évalué en ajustant sur ces points de mesure un modèle d'accumulation linéaire *(figure 6)*. Ce modèle très simple paraît le mieux adapté du fait du faible nombre de données disponibles.

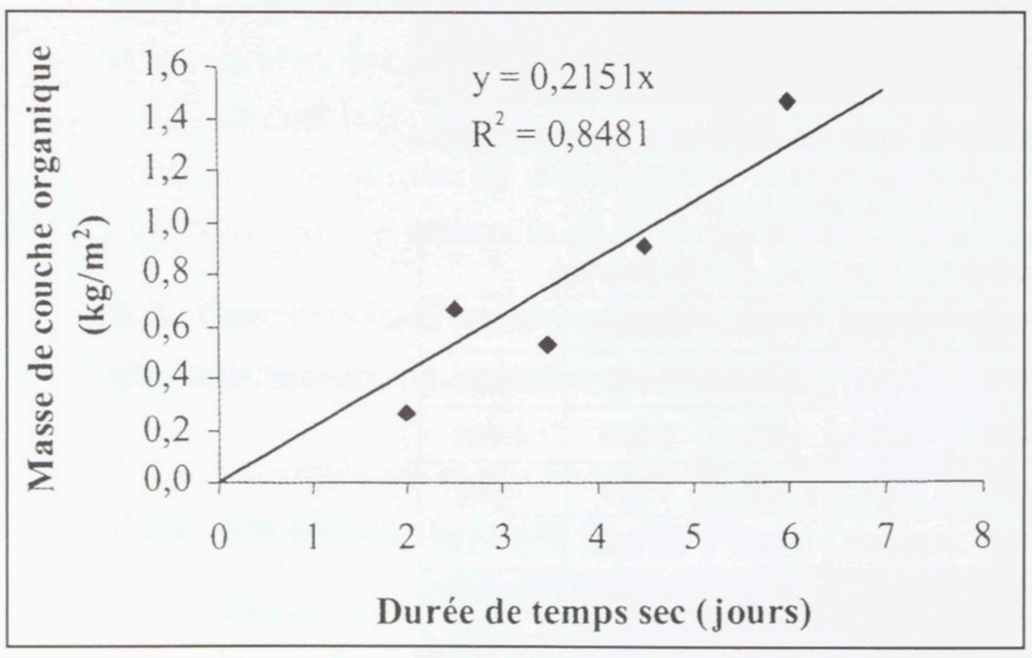


Figure 6. Évolution de la masse sèche et de la masse de polluants dans la couche organique en fonction du temps

Ce taux de croissance journalier, en $g/m^2/j$, a ensuite été appliqué à l'ensemble de la surface de couche organique dans le réseau du Marais (585 m^2), de façon à évaluer la masse accumulée quotidiennement sur l'ensemble du bassin versant. On note que la masse de polluants (MS, MV, DCO, DBO_5) accumulés dans la couche organique en une journée de temps sec est supérieure à la masse polluante totale des biofilms du bassin versant et représente environ 15 % de la masse quotidienne véhiculée par les eaux usées à l'exutoire du bassin versant.

Polluant	Taux de croissance ($g/m^2/j$)	R^2	Masse accumulée dans le réseau (kg/j)
Matières sèches	215	0,85	116
Matières volatiles	150	0,74	80
DCO	263	0,66	139
DBO_5	63	0,64	33

Tableau VII. Taux de croissance de la couche organique obtenue par régression linéaire et extrapolation au réseau dans son ensemble

3.3. Identification des stocks en réseau contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie

3.3.1. Méthodologie

L'objectif du travail est d'identifier parmi les stocks étudiés, le ou les stocks contribuant effectivement à la pollution des rejets urbains de temps de pluie. La démarche adoptée consiste à :

• comparer les masses de polluants rejetées pendant diverses pluies et provenant de la remise en suspension des stocks en réseau, aux masses en stock dans les divers types de dépôts,

• comparer les caractéristiques des particules remises en suspension par les pluies (et provenant des stocks en réseau) aux caractéristiques des particules de chaque type de dépôt identifié.

Les masses provenant de la contribution du réseau d'assainissement ont été évaluées par [GROMAIRE-MERTZ, 1998] pour 32 événements pluvieux (dont les intensités varient de 1,1 à 35,3 mm/h avec une médiane à 3,3 mm/h) par bilan de masse. Ces bilans consistent à faire la différence entre les masses transitant en sortie du réseau et les masses entrant dans le réseau au cours de la même pluie du fait du ruissellement et des eaux usées.

Pour chaque pluie, la masse de matières sèches (MPS_{MS}), de matières volatiles (MPS_{MV}), de DCO (MPS_{DCO}) et de DBO_5 (MPS_{DBO}) provenant des dépôts est ainsi évaluée. Ces masses ont été comparées dans le *tableau VI* aux masses de dépôts de type A et de biofilms existant dans le réseau. La charge en polluant des particules issues de la contribution des stocks en réseau pour chaque pluie est calculée en effectuant les rapports MPS_{MV}/MPS_{MS}, MPS_{DCO}/MPS_{MS}, MPS_{DCO}/MPS_{DBO}. Ces charges sont comparées dans les *tableau I* et *tableau II* aux charges mesurées dans les différents types de dépôts du Marais.

La comparaison des teneurs métalliques dans les différents types de dépôts et dans les particules érodées (*tableau IV* et *tableau V)* a été réalisée à l'échelle d'un tronçon de collecteur de 150 m de longueur et non pas à l'échelle du bassin versant. Les particules érodées ont été caractérisées lors d'expériences d'injection d'eau potable destinées à simuler l'augmentation des débits par temps de pluie.

3.3.2. Analyse de la contribution potentielle des dépôts de type A et des biofilms

Les teneurs en matière organique des particules des biofilms correspondent à celles des particules érodées par temps de pluie. En revanche, les teneurs métalliques des biofilms sont très nettement supérieures à celles des particules érodées au cours des expériences d'injection d'eau potable (*tableau IV* et *tableau V)*. De plus, on observe que la valeur médiane de la masse de matière sèche rejetée pendant une pluie et provenant des stocks de dépôt en réseau est nettement supérieure à la masse de biofilms existant dans le réseau. Le biofilm ne peut donc expliquer qu'une faible fraction de la contribution du réseau d'assainissement à la pollution des rejets par temps de pluie.

Les particules des dépôts de type A ont des charges en matière organique bien inférieures aux charges évaluées pour la contribution des dépôts aux rejets urbains de temps de pluie quelle que soit leur vitesse de chute ou leur granulométrie. Ces sédiments sont trop minéraux pour pouvoir contribuer aux rejets de temps de pluie. Des expériences d'extraction de matière organique des dépôts de type A ont été menées en agitant violemment différents échantillons de dépôts de type A. Les taux de matière organique par classe de vitesse de chute avant agitation et après agitation étaient très semblables et montrent que des cisaillements même forts ne permettent pas d'extraire des particules organiques des dépôts de type A. Les teneurs en métaux des particules de type A inférieures à 400 µm sont quant à elles nettement supérieures à celles des particules érodées. De plus, le stock de particules de faible vitesse de chute et le stock de DBO_5 dans ces particules est faible par rapport aux masses de particules fines et de DBO_5 érodées : le stock total de particules de vitesses de chute inférieures à 0,002 cm/s dans le dépôt grossier est seulement 5 fois supérieur à la masse rejetée pendant une pluie ; le stock de DBO_5 dans les particules mobilisables de faible vitesse de chute (< 0,5 cm/s) du dépôt de type A est seulement trois fois supérieur à la masse de DBO_5 provenant des dépôts rejetée pendant une pluie moyenne et inférieur à la masse médiane de DBO_5 provenant des dépôts rejetée pendant une pluie importante.

Il semble donc que ni les stocks de biofilms ni les stocks de dépôts de type A ne permettent d'expliquer la contribution des dépôts en réseau d'assainissement aux rejets urbains de temps de pluie.

3.3.3. Analyse de la contribution potentielle de la couche organique à l'interface eau-sédiment

3.3.3.1. Comparaison entre la nature des particules de la couche organique et la nature des particules érodées par temps de pluie

La comparaison de la nature des particules érodées par temps de pluie à la nature des particules de la couche organique *(tableau I* et *tableau II)* montre que la couche organique a des caractéristiques très proches de celles des particules érodées et peut donc potentiellement participer à la pollution des rejets urbains de temps de pluie. Par ailleurs les teneurs en métaux des particules de la couche organique sont comparables à celles des particules érodées au cours des expériences d'augmentation de débit *(tableau IV* et *tableau V)*.

La couche organique peut donc être une importante source de particules érodées par temps de pluie. Pour que cela soit possible, il faut vérifier que la masse de couche organique en stock est suffisante pour expliquer les masses érodées.

3.3.3.2. Comparaison entre la masse de couche organique disponible et la masse érodée par temps de pluie

Pour effectuer cette comparaison, nous avons choisi de calculer les masses de couche organique accumulées par temps sec sur trois années et demi et de les comparer aux masses érodées pendant la même durée. Cette durée qui

est longue permet de s'affranchir des biais dus à l'historique des événements pluvieux.

Nous disposons de séries pluviométriques sur trois ans et demi mesurées sur le bassin versant du Marais. Il est donc facile de calculer la durée totale de temps sec (DTS : 970 jours) et la masse de couche organique accumulée en faisant le produit de DTS par le taux d'accumulation de la couche organique.

La masse érodée par temps de pluie est connue pour 32 événements pluvieux. Il s'agit de la contribution du réseau aux rejets urbains de temps de pluie calculée par bilans de masse par [GROMAIRE-MERTZ, 1998]. Pour estimer les valeurs de cette masse pour les trois années et demi, nous avons eu recours à des calculs de corrélations liant les masses érodées aux caractéristiques des événements pluvieux qui sont connues pendant les trois années et demi. Les paramètres explicatifs pris en compte pour effectuer ces corrélations multilinéaires ont été choisis au moyen de la méthode « stepwhise ». Les corrélations obtenues pour les différents paramètres de pollution sont les suivantes :

$MES = 482{,}07 \times Q_{max} + 29{,}65 \times TS + 2{,}09 \times I_{max} - 11{,}10 \times I_{moy} + 29{,}88$; $R^2 = 0{,}90$

$MVS = 290{,}48 \times Q_{max} + 17{,}62 \times TS + 0{,}91 \times I_{max} - 6{,}28 \times I_{moy} + 45{,}4$; $R^2 = 0{,}86$

$DCO = 167{,}17 \times Q_{max} + 32{,}39 \times TS + 2{,}54 \times I_{max} - 10{,}52 \times I_{moy} + 188{,}11$; $R^2 = 0{,}74$

$DBO = 20{,}26 \times H_{tot} + 14{,}83 \times TS - 3{,}51$; $R^2 = 0{,}74$

Q est le débit à l'exutoire (m^3/s), I l'intensité de la pluie (mm/h), TS la durée de temps sec (jours) et H_{tot} la hauteur de pluie (mm).

La masse totale érodée sur les trois années a ensuite été calculée en faisant la somme des masses calculées pour chaque événement *(tableau VIII)*. La comparaison entre les masses de couche organique accumulée pendant les 970 jours de temps sec et la masse érodée montre que ces deux masses sont du même ordre de grandeur. À l'échelle du bassin versant, la masse de couche organique accumulée sur une longue durée est donc suffisante pour expliquer les masses érodées dans le réseau d'assainissement par temps de pluie.

Paramètre de pollution	Masse érodée sur le réseau du 16/05/96 au 08/03/99 (T)	Masse de couche organique accumulée du 16/05/96 au 08/03/99 (T)
Matières sèches	96	112
Matières volatiles	64	78
DCO	117	135
DBO_5	39	32

Tableau VIII. Comparaison des masses érodées sur le bassin versant du 16/05/96 au 08/03/99 aux masses accumulées dans la couche organique pendant la durée de temps sec correspondante (970 jours)

Nous avons voulu poursuivre cette estimation et vérifier si les masses de couche organique peuvent expliquer les masses érodées à l'échelle de l'événement pluvieux. L'objectif des calculs menés est alors de vérifier s'il y a assez de couche organique avant chaque événement pour expliquer la masse érodée à chaque événement. Le stock de couche organique est influencé par l'histoire des événements pluvieux. Nous avons donc utilisé un modèle de bilan de masse décrivant la masse de couche organique restant après chaque événement pluvieux.

$R_{i-1} + A_i = E_i + R_i$ où A_i est la masse accumulée entre l'événement i-1 et l'événement i ; E_i est la masse érodée pendant l'événement i et R_i est la masse de couche organique restant après l'événement i. On fait l'hypothèse d'une accumulation linéaire de couche organique, c'est-à-dire :

$A_i = \tau_{acc} \times DTS_i$

avec τ_{acc} = 116 kg/j et DTS_i = durée de temps sec avant l'événement i.

Pour démarrer les calculs, nous avons choisi un événement pluvieux très important (intensité maximale 140 mm/h, volume 2 700 m^3, le 06/08/96) et fait l'hypothèse que la couche organique est entièrement érodée pour cet événement c'est-à-dire $R_0 = 0$. On calcule ensuite R_i pour i = 1 à 318 (nombre d'événements pluvieux).

Le nombre d'événement pour lesquels $R_i < 0$ est de 1 %, cela signifie que la masse de couche organique accumulée par temps sec est assez importante pour expliquer la masse érodée à chaque événement pluvieux.

3.3.3.3. Érosion et entraînement de la couche organique

Afin de valider la contribution de la couche organique à la pollution des rejets urbains de temps de pluie et d'étudier la mobilité du stock de couche organique, nous avons procédé à une augmentation artificielle et contrôlée du cisaillement par injection d'eau potable dans le réseau, 150 m à l'amont du point de mesure sur le collecteur Vieille du Temple. Le débit pendant cette injection d'eau est passé de 30 à 120 m^3/h. Le cisaillement au fond, mesuré au moyen de l'ADV a été augmenté de 0,05 à 0,44 N/m^2. Parallèlement nous avons filmé l'érosion de la couche organique au moyen de la boîte d'observation. Nous avons ainsi pu observer l'entraînement des particules de la couche organique qui est progressif. Cette couche n'est pas érodée brutalement, mais des particules sont entraînées de façon régulière.

Les taux de cisaillement dans le collecteur Vieille du Temple au point de mesure précédent ont été calculés au moyen du logiciel MOUSE [SCHLÜTTER, 1998] pour

13 pluies dont les intensités maximales variaient de 0,25 à 10 mm/h. Les taux de cisaillements maximums calculés sont tous supérieurs à 1 N/m^2 c'est-à-dire bien supérieur aux taux pendant l'expérience d'érosion. On peut donc conclure que même pour de faibles pluies, la couche organique à l'interface eau sédiment est entraînée et participe à la contribution du réseau à la pollution des rejets urbains de temps de pluie.

3.4. Mécanismes d'érosion des dépôts

Cinq expériences d'érosion ont été réalisées soit avec des paliers de débits croissants, soit avec des successions d'injections et d'arrêts d'injections. Par exemple, l'expérience du 02/12/98 *(figure 7)* illustre les expériences réalisées selon des paliers de débit. On observe un flux d'érosion maximum de 83 g/s au premier palier, de 71 g/s au second et de 27 g/s au troisième. La masse érodée à chaque palier est respectivement de 60, 44 et 32 kg.

Pour les trois expériences réalisées selon ce schéma, les résultats ont été les mêmes :

- à chaque augmentation de débit, une masse importante est érodée et la masse la plus importante est érodée au premier palier,
- les mesures de taux de cisaillement montrent que les masses les plus importantes sont érodées pour des taux de cisaillements faibles,
- le processus d'érosion à chaque palier peut être divisé en deux phases : une augmentation significative de l'érosion suite à l'augmentation de cisaillement ; dans un deuxième temps, une stabilisation du taux d'érosion.

De plus, une expérience d'érosion menée avec 3 préleveurs disposés tous les 50 m le long du tronçon a montré que l'érosion est régulière et non localisée. En effet, la masse transitée au niveau de chaque préleveur augmente régulièrement entre l'amont et l'aval.

Enfin, lors d'injections successives séparées d'arrêts d'in-

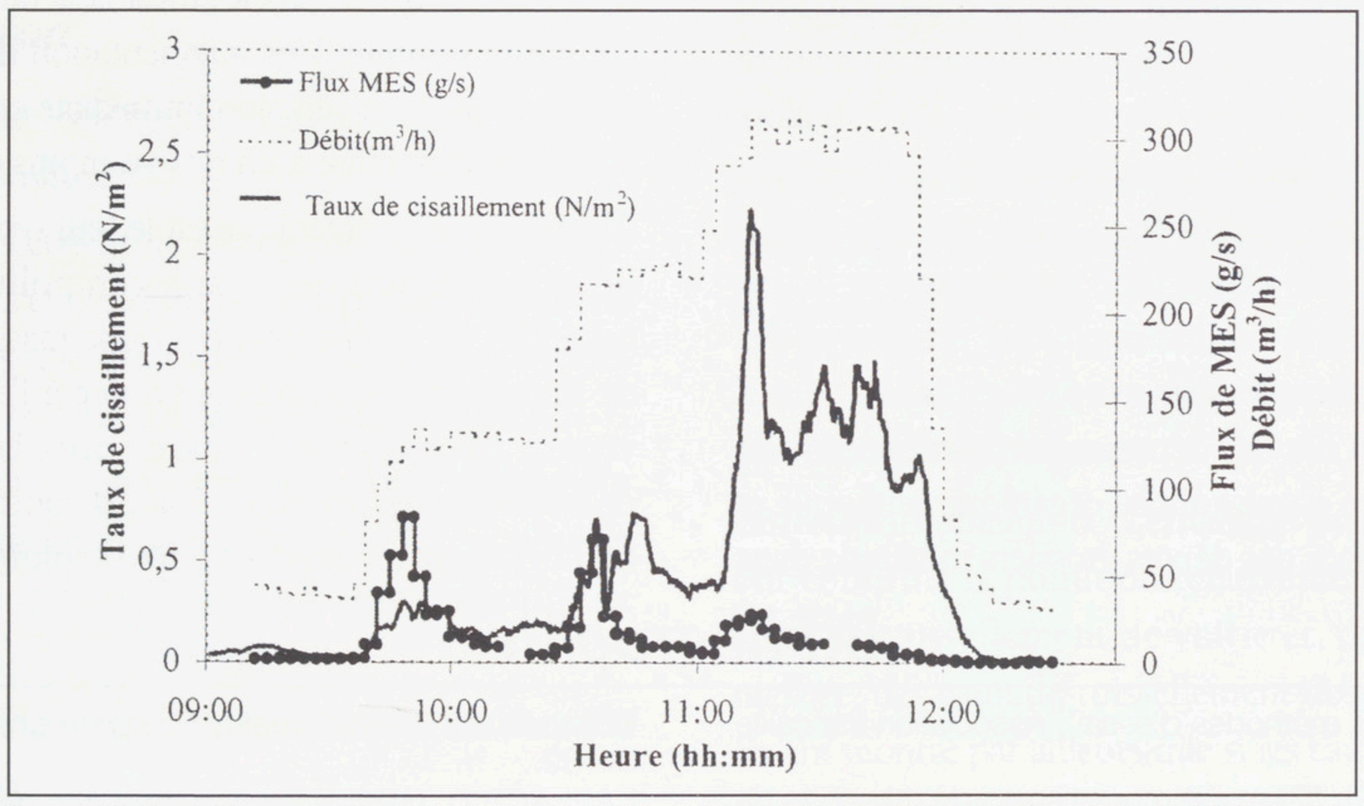


Figure 7. Variations des flux de MES, de débit et du cisaillement (mesuré avec l'ADV) à l'aval du tronçon le 02/12/98

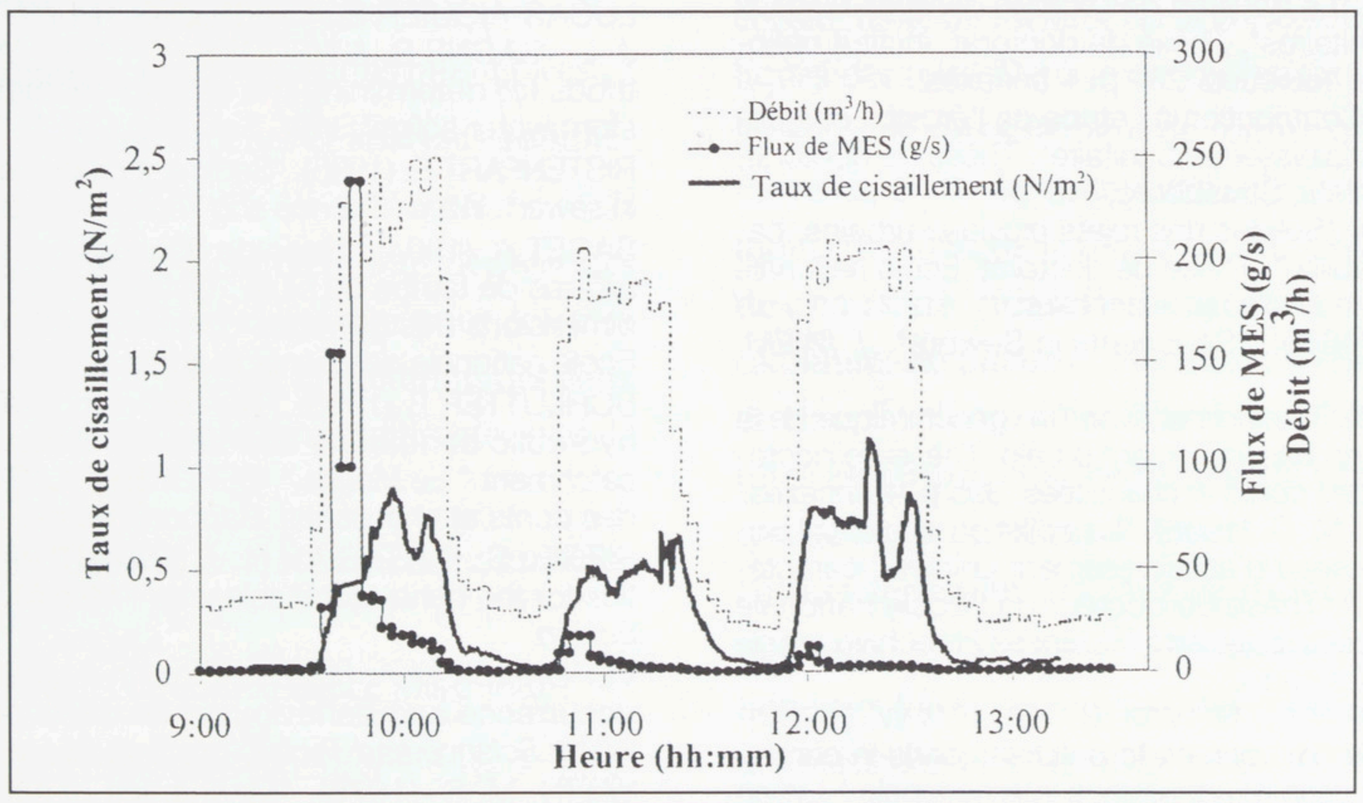


Figure 8. Variations des flux de MES, des débits et du cisaillement à l'aval du tronçon le 05/11/98

jection *(figure 8)*, on observe que les dépôts sont érodés seulement lors du premier créneau de débit (155 kg au premier créneau, 11 et 6 kg au second et troisième). Le stock érodable pour un cisaillement donné est donc limité.

4. Conclusion

Afin d'identifier les dépôts contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie, une comparaison a été menée entre les particules érodées et les particules en stock dans le réseau. Ce travail a été réalisé à l'échelle du bassin versant où les résultats de caractérisation des différents dépôts ont été comparés aux résultats de la première partie du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire » sur les masses et la nature des particules érodées. Les conclusions tirées de cette comparaison sont les suivantes :

• les dépôts de type A ont une masse supérieure à la masse des particules érodées par temps de pluie mais sont beaucoup plus minéraux ; par exemple, le taux de matière volatile des particules érodées est de l'ordre de 67 % alors que celui des particules de diamètre inférieur à 400 µm des dépôts de type A est de 17 %,

• les biofilms ont une masse bien inférieure à la masse érodée, des teneurs en matière organique proches et des teneurs en métaux très élevées.

Une observation *in situ* des dépôts a permis de mettre en évidence l'existence d'une couche organique immobile et mobilisable en surface des dépôts grossiers minéraux dans les collecteurs unitaires du réseau d'assainissement du Marais. Elle est composée de matière organique et de fibres. Les particules de cette couche organique sont fortement chargées en polluants et l'intervalle de variation des charges polluantes est peu étendu (MV/MS : 66-75 % ; DCO/MS=0,9-1,4 g/g, DBO_5/MS : 0,19-0,36 g/g). Cette couche se localise en des points où le taux de cisaillement est inférieur à 0,1 N/m² et peut être entraînée par de faibles pluies.

Les charges particulaires en polluants de la couche organique identifiée à l'interface eau sédiment sont très proches de celles des particules érodées ; les masses de polluants accumulées dans la couche organique à l'échelle annuelle ou à l'échelle de l'événement pluvieux sont du même ordre de grandeur que les masses érodées dans le réseau.

L'étude des mécanismes d'accumulation de la couche organique au moyen d'injections en réseau a montré qu'elle s'érode pour des taux de cisaillement faibles (à partir de 0,5 N/m²) et que le stock érodable à taux de cisaillement constant est limité. Une augmentation du taux de cisaillement entraîne une érosion immédiate et forte puis le taux d'érosion se stabilise à un niveau moins élevé.

Ainsi, la couche organique est le seul type de dépôt identifié ayant à la fois des charges en polluants proches de celles des particules érodées et une masse du même ordre de grandeur que la masse érodée à l'échelle du bassin versant. La couche organique est donc la principale source de pollution du réseau du Marais contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie.

Bibliographie

AFNOR (1986). "Eaux, méthodes d'essai". Association française de normalisation.

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

BACHOC A. (1992). "Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement unitaires". Thèse de doctorat. Institut national polytechnique de Toulouse. 281 p. + annexes.

BEYER G. (1989). "Contribution à l'étude de l'érosion des dépôts en réseau d'assainissement unitaire". Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 157 p.

CHEBBO G. (1992). "Solides des rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité". Thèse de doctorat. École nationale des ponts et chaussées. 413 p. + annexes.

CRABTREE R. W. (1989). "Sediments in Sewers". *J. IWEM,* 1989, 3, December.

GARNAUD S. (1999). Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain. Thèse de doctorat. École nationale des ponts et chaussées. 395 p. + annexes.

GROMAIRE-MERTZ M. C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire ; caractéristiques et origines". Thèse de docteur de l'École nationale des ponts et chaussées, spécialité "Sciences et techniques de l'environnement", 523 pages.

KREJCI V., DAUBER L., NOVAK B., GUJER W. (1987). "Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers". Actes de la 4e conférence internationale " Urban Storm Drainage ", Lausanne, 31 août - 4 sept., Suisse, vol. Urban Storm Water Quality Planning and Management, p. 34–39.

LAPLACE D. (1991). "Dynamique des dépôts en collecteur d'assainissement". Thèse de doctorat. Institut national polytechnique de Toulouse.

LUCAS-AIGUIER E., CHEBBO G., BERTRAND KRAJEWSKI J. L., GAGNE B. & HEDGES P. (1998). "Analysis of the methods for determining the settling characteristics of sewage stormwater solids". *Wat. Sci. Tech.,* 37(1), 53-61.

RISTENPART E. (1995). "Sediment properties and their changes in sewer". *Water Science and Technology*, 314(7) : 77-83.

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.

SCHLÜTTER F. (1998). "Numerical modelling of hydrological, hydraulic conditions and sediment transport in the urban catchment " Le Marais ". CERGRENE-LABAM, École nationale des ponts et chaussées. Rapport interne.

SIEGEL S., CASTELAN N. J. (1984). "Non parametric statistics for the behavioural sciences". *Mac Graw Hill International Edition.*

VERBANCK M.A. (1992). "Field investigations on sediment occurrence and behaviour in Brussels combined sewers". *Water Science and Technology*, vol. 25, n° 8, p. 71-82.

YALIN, M. S. (1976). "Mechanics of sediment transport". *Pergamon Press*, Queens university. 297 p.

Bilan scientifique et technique du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire »

■ G. CHEBBO, J.-P. TABUCHI

1. Présentation

Ce programme était fortement motivé sur les deux plans scientifique et technique :

- les connaissances étaient incertaines, aussi bien au sujet des caractéristiques et des sources de la pollution des eaux pluviales urbaines que des mécanismes de transfert des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires ;

- il y avait un déficit certain en matière d'orientation pour des solutions techniques adéquates et efficaces pour la gestion de la pollution des rejets urbains par temps de pluie.

Sur chacun des deux grands thèmes, le programme s'est développé en plusieurs phases :

- des observations de terrain, et leur interprétation, à plusieurs échelles spatiales et temporelles ;

- l'élaboration d'hypothèses et de questions plus ciblées ;

- les vérifications, enrichissements et analyses complémentaires ;

- l'exploitation des résultats, aussi bien pour dégager des éléments de connaissance plus clairs que pour orienter vers des solutions de traitement de la pollution des eaux de temps de pluie, et la confirmation de nouveaux axes de recherche.

Pour rendre compte de tout ce mouvement nous exposons successivement :

- les principaux éléments de connaissance mis à jour ;

- les implications techniques qui en découlent ;

- l'identification des recherches nécessaires aujourd'hui.

2. Principaux éléments de connaissance mis à jour

2.1. Caractéristiques et origines de la pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire

2.1.1. Caractéristiques des eaux de ruissellement : des éléments nouveaux

Les résultats obtenus concernant les eaux de ruissellement ont confirmé la pollution relativement importante des eaux de ruissellement de voirie et, dans une moindre mesure, des eaux de ruissellement des cours intérieures. Ils ont montré par ailleurs que si les eaux de ruissellement de toiture sont assez peu chargées en particules et en matière organique, elles constituent en revanche une source considérable de métaux via la corrosion des parties métalliques des toits. Dans le cas du bassin versant du Marais, les eaux de ruissellement de toiture qui représentent en moyenne 63 % du volume ruisselé, génèrent en moyenne moins de 30 % de la masse de MES, MVS, DCO et DBO_5 des eaux de ruissellement mais plus de 85 % du cadmium, du plomb et du zinc, et 64 % du cuivre. L'usage de zinc, de plomb ou de cuivre pour la couverture des toitures est apparu comme hautement préjudiciable pour la qualité des eaux de ruissellement.

La caractérisation des eaux de ruissellement a fait apparaître une proportion relativement importante de pollution sous forme dissoute et des vitesses de sédimentation des particules en suspension assez faibles (vitesse de chute médiane comprise entre 0,003 et 0,052 cm/s pour 80 %

des événements étudiés). Par ailleurs, pour les eaux de ruissellement provenant de petites surfaces de chaussées de 100 à 1 700 m², et bien que les concentrations mesurées soient souvent maximales en début d'événement pluvieux, on constate l'absence de phénomène de « premier flot » au sens où la majeure partie de la masse polluante serait véhiculée dans la première partie du volume écoulé. Ces particularités rendent assez délicate la mise en place de solutions de traitement à la parcelle des eaux de ruissellement.

2.1.2. Caractéristiques des eaux unitaires de temps de pluie : confirmation ou atténuation de résultats antérieurs

Les conclusions concernant les effluents de temps de pluie à l'exutoire du réseau unitaire ont confirmé globalement les résultats des études antérieures, en termes d'importance et de nature de la pollution :

- les particules en suspension sont le principal vecteur de pollution des eaux pluviales unitaires ; à l'exutoire du Marais, 60 à 95 % de la matière organique, 65 à 99 % du zinc et des hydrocarbures, 90 à 100 % du cadmium, du cuivre et du plomb véhiculés par temps de pluie sont liés aux particules ;
- ces particules sédimentent avec des vitesses de chute supérieures à celles mesurées pour le ruissellement et nettement supérieure à celles des eaux usées de temps sec. Ces caractéristiques devraient permettre d'envisager un traitement par décantation des rejets unitaires de temps de pluie. Cependant il ne faut pas espérer des performances exceptionnelles car bien que ces eaux présentent une décantabilité supérieure à celle des eaux usées de temps sec, les vitesses de sédimentation mesurées à l'exutoire du Marais dénotent en effet une grande variabilité d'une pluie à une autre et sont inférieures aux valeurs citées jusqu'à présent dans la bibliographie, la différence pouvant être due aux différences de protocoles d'analyse ou au site de mesure. De plus une fraction non négligeable de la masse de MES décante avec difficulté : à l'exutoire du Marais, et pour 80 % des événements étudiés, 17 et 39 % de la masse de MES sédimentent avec une vitesse inférieure à 0,002 cm/s. Il convient donc d'être extrêmement prudent lors de l'extrapolation des données de vitesses de sédimentation d'un site à un autre.

L'étude de la répartition de la pollution au cours de l'événement pluvieux confirme par ailleurs l'absence de phénomène de premier flot systématique qui justifierait de ne traiter que la première fraction du volume écoulé, y compris dans le cas d'un bassin versant unitaire de petite taille tel que celui du Marais, situé très en amont du réseau et muni d'un réseau d'assainissement relativement encrassé. Les premiers 30 % du volume d'un événement pluvieux véhiculent entre 20 et 60 % de la masse de MES. Pour intercepter 80 % de la masse de MES, il faudrait intercepter entre 54 et 83 % du volume d'effluent.

2.1.3. Le réseau unitaire : un réacteur physico-chimique au rôle fondamental

Ce travail a mis en évidence le rôle fondamental joué par le réseau d'assainissement unitaire dans la pollution des effluents unitaires. Il démontre que le réseau n'est pas seulement un système de transport des effluents mais qu'il constitue un réacteur physique, chimique et sans doute biologique qui conditionne la qualité des effluents de temps sec et de temps de pluie.

Par temps sec, nous avons pu mettre en évidence une modification de la qualité des effluents au cours de la journée, qui s'explique en partie du moins par des phénomènes d'érosion et de sédimentation dans le réseau d'assainissement.

Par temps de pluie, nous avons observé une évolution de la qualité entre les eaux de ruissellement à l'entrée du réseau et les eaux pluviales à l'exutoire. On note en particulier :

- une augmentation de la proportion de polluants qui sont sous forme particulaire,
- une augmentation des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO_5,
- une augmentation des vitesses de sédimentation,
- une augmentation de la teneur en matière organique des particules.

Le calcul du bilan des masses entrant et sortant du réseau d'assainissement du Marais au cours d'une pluie suggère que l'érosion des stocks de pollution constitués dans le réseau constitue la principale source de matières en suspension et de matière organique par temps de pluie. Dans le cas du Marais, entre 26 et 82 % de la pollution totale de MES, MVS, DCO et DBO_5 générée au cours de l'événement pluvieux proviendrait du réseau, tandis que les eaux de ruissellement produisent moins de 30 % de la masse polluante. D'après nos évaluations, les particules érodées dans le réseau sont fortement organiques, biodégradables, assez peu chargées en métaux et relativement décantables. Elles s'accumulent par temps sec dans le réseau et sont mobilisées progressivement au cours de l'événement pluvieux, proportionnellement à l'énergie de l'écoulement. À l'exception des vitesses de chute, leurs caractéristiques sont proches des particules en suspension dans les eaux de temps sec. Elles paraissent en revanche assez différentes de celles des particules constituant le corps des dépôts présents dans les collecteurs.

Le calcul du bilan des masses entrant et sortant du réseau d'assainissement au cours d'une pluie conduit dans le cas du cuivre et des hydrocarbures à des résultats proches de ceux obtenus pour les MES, si ce n'est que la contribution du ruissellement est plus élevée.

Les résultats sont sensiblement différents pour les trois métaux cadmium, plomb, zinc, pour lesquels la principale source de pollution, dans le cas du Marais, sont les eaux de ruissellement de toiture, par corrosion des toitures et éléments de toiture métalliques. Nos bilans de masse mettent en évidence une perte de cadmium, de plomb et de zinc au cours du transport en réseau, par stockage dans le réseau. Le bilan des masses de métaux dissous et des masses de métaux particulaire entrant et sortant du réseau montre une perte massive de métaux dissous et une augmentation des masses de cadmium, cuivre et zinc particulaire. Il semble qu'il y a une modification de la forme chimique des métaux au cours du transport en réseau, avec une fixation des métaux dissous sur les particules en suspension et sur les dépôts du réseau.

2.2. Mécanismes de formation et d'érosion des dépôts dans le réseau d'assainissement unitaire

Les résultats obtenus sur les caractéristiques et les origines de la pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire soulèvent plusieurs questions.

- La présence des dépôts classiquement identifiés dans les réseaux d'assainissement unitaires permet-elle d'expliquer l'importance de la contribution du réseau d'assainissement aux rejets urbains de temps de pluie (26 à 82 % de la masse totale de matières sèches rejetée) ?
- Existe-t-il une source prédominante en réseau s'érodant par temps de pluie ?
- Comment les dépôts se constituent-t-ils et s'érodent-ils pour contribuer à la pollution des rejets urbains de temps de pluie ?

Pour répondre à ces questions, il était nécessaire d'identifier dans le réseau d'assainissement unitaire du Marais à Paris les dépôts contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie ainsi que l'étude des mécanismes de formation et d'érosion de ces dépôts.

2.2.1. Identification des dépôts contribuant à la pollution des rejets urbains par temps de pluie

Afin d'identifier les dépôts contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie, une comparaison a été menée entre les particules érodées et les particules en stock dans le réseau. Ce travail a tout d'abord été réalisé à l'échelle du bassin versant où les résultats de caractérisation des différents dépôts ont été comparés aux résultats de la première phase du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire » sur les masses et la nature des particules érodées. Les conclusions tirées de cette comparaison sont les suivantes.

- Les dépôts de type A (dépôt grossier en fond de collecteur) ont une masse supérieure à la masse des particules érodées par temps de pluie mais sont beaucoup plus minéraux ; par exemple, le taux de matière volatile des particules érodées est de l'ordre de 67 % alors que celui des particules de diamètre inférieur à 400 µm des dépôts de type A est de 17 %,
- Les biofilms ont une masse bien inférieure à la masse érodée, des teneurs en matière organique proches et des teneurs en métaux très élevées.

Une observation in situ des dépôts a permis de mettre en évidence l'existence d'une couche organique immobile et mobilisable en surface des dépôts grossiers minéraux dans les collecteurs unitaires du réseau d'assainissement du Marais. Elle est composée de matière organique et de fibres. Les particules de cette couche organique sont fortement chargées en polluants et l'intervalle de variation des charges polluantes est peu étendu (MV/MS : 58-74 % ; DCO/MS=1,4-2,1 g/g, DBO_5/MS : 0,26-0,54 g/g). Cette couche se localise en des points où le taux de cisaillement est inférieur à 0,1 N/m^2 et peut être entraînée par de faibles pluies.

Les charges particulaires en polluants de la couche organique identifiée à l'interface eau sédiment sont très proches de celles des particules érodées ; les masses de polluants accumulées dans la couche organique à l'échelle annuelle ou à l'échelle de l'événement pluvieux sont du même ordre de grandeur que les masses érodées dans le réseau.

Ainsi, la couche organique est le seul type de dépôt identifié ayant à la fois des charges en polluants proches de celles des particules érodées et une masse du même ordre de grandeur que la masse érodée tant à l'échelle du bassin versant qu'à l'échelle d'un tronçon de collecteur. La couche organique est donc la principale source de pollution du réseau du Marais contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie.

2.2.2. Accumulation et entraînement des dépôts contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie

La couche organique, principale source de pollution des rejets urbains de temps de pluie, s'accumule par temps sec dans le réseau d'assainissement à l'amont des collecteurs où le taux de cisaillement mesuré ponctuellement est

faible au fond (inférieur à 0,1 N/m² environ). Cette couche organique est érodée progressivement par des augmentations de débit et donc de cisaillement (de l'ordre de 0,4 N/m²) comme nous l'ont montré les expériences d'érosion par augmentation artificielle du débit. La couche organique est érodée totalement pendant de très fortes pluies.

Pendant les augmentations de débit en réseau à l'échelle d'un tronçon de collecteur de 150 m, les particules érodées sont de plus en plus minérales et leur charge particulaire en métaux augmente. Les flux érodés augmentent brutalement à chaque augmentation de débit puis redescendent et se stabilisent. De plus, la masse de couche organique érodable par un cisaillement donné semble limitée.

3. Orientations en termes de gestion des eaux pluviales et de modélisation

3.1. Gestion de la pollution des eaux pluviales

Les résultats obtenus dans le cadre de ce programme de recherche fournissent un certain nombre de pistes concernant les actions à mener et les stratégies à adopter en vue de réduire la pollution des rejets urbains de temps de pluie, à Paris en particulier et plus généralement en milieu urbain.

Les mesures effectuées à l'exutoire du réseau unitaire du Marais confirment l'importante pollution des rejets urbains unitaires de temps de pluie, le danger que représente un rejet direct de ces eaux pour le milieu naturel et la nécessité d'avoir recours à un traitement. Ils démontrent également que les volumes à prendre en compte sont très importants. La masse polluante étant distribuée de façon relativement uniforme sur l'ensemble du volume on ne peut se contenter d'intercepter uniquement la première fraction de l'écoulement. De ce fait, une stratégie de lutte contre la pollution des RUTP qui serait basée uniquement sur l'interception des masses polluantes en aval du réseau d'assainissement nous paraît illusoire et il est nécessaire d'intervenir à différents niveaux, en utilisant à la fois des méthodes préventives et curatives.

3.1.1. Méthodes préventives

Les stratégies à adopter dépendent du type de polluant considéré. Deux groupes de polluants aux origines différentes se dégagent dans le cas du Marais. Il s'agit d'une part des micropolluants, en particulier des métaux, qui proviennent principalement des eaux de ruissellement et, d'autre part des matières en suspension et de la matière oxydable qui proviennent essentiellement de l'érosion des stocks constitués par temps sec dans le réseau unitaire.

✣ *Cas des micropolluants*

Dans le cas des micropolluants, une lutte à l'amont, par des actions préventives, s'impose. À Paris, les masses de cadmium, plomb et zinc générées par les eaux pluviales sont conditionnées par les matériaux utilisés pour la couverture des toits. Les quelques évaluations faites à ce jour montrent que les rejets urbains par temps de pluie constituent, à l'échelle annuelle, la source majeure d'apports de métaux lourds. On pourrait espérer une réduction très significative de la pollution métallique en modifiant la nature des matériaux de couverture. Cependant, pour des raisons économiques et patrimoniales, cette action est difficilement envisageable. Il convient néanmoins de souligner cet acquis important qui doit orienter vers une diminution de l'usage du zinc au profit d'autres types de couverture, tels que les tuiles par exemple, ou du zinc traité contre la corrosion (prépatiné, ionisé, peint...). Une étude spécifique serait cependant nécessaire afin d'établir l'efficacité de ces traitements vis-à-vis de la concentration des eaux de ruissellement et la durabilité de leur effet. L'usage du plomb est également à bannir dans la mesure du possible. Des recherches sont à mener pour identifier d'autres matériaux non polluants susceptibles de remplacer le plomb. Les gouttières métalliques sont également une source importante de métaux et une réflexion nous paraît nécessaire afin d'établir par quel type de matériau elles pourraient être remplacées. Un choix judicieux des matériaux de toiture et plus généralement des matériaux utilisés dans le bâtiment devrait permettre une réduction de la charge en micropolluant des eaux de ruissellement.

De façon plus générale, la réduction des concentrations en micropolluants dans les eaux de ruissellement passe par une réduction de leurs sources en ville. En dehors du choix des matériaux de construction, des actions sont nécessaires pour limiter leur rejet dans l'atmosphère (industrie, usines d'incinération, transports) et limiter les apports dus à la circulation automobile.

✣ *Cas des matières en suspension et de la matière organique*

Dans le cas des matières en suspension et de la matière organique, les actions devront se concentrer sur le réseau d'assainissement. Dans le cas du Marais, nous voyons que les masses de MES et de matière organique rejetées par temps de pluie seraient nettement plus faibles si l'on pouvait éviter le contact entre les eaux de ruissellement et le réseau unitaire. Lorsque c'est possible, on s'orientera donc plutôt vers des réseaux séparatifs ou des techniques alternatives au transport en réseau, telle que l'infiltration

sur site. Notons cependant que les concentrations et les masses de MES et de DCO mesurées à l'exutoire des réseaux séparatifs sont souvent bien supérieures à celles des eaux de ruissellement du Marais, ce qui peut être attribué au fait que les réseaux séparatifs sont souvent pollués par des mauvais branchements ainsi qu'aux spécificités de notre site (centre ville dense avec une forte proportion de toitures et peu de surfaces non imperméabilisées, nettoyage fréquent de la voirie, pas de grands chantiers, effet « paillasson » de la banlieue...). D'autre part, la mise en place de techniques alternatives telles que l'infiltration ou la réutilisation de l'eau est à réserver au cas où ni les matériaux de couverture ni l'environnement n'engendrent de concentrations excessives en micropolluants.

Dans le cas où le transport des eaux pluviales en réseau unitaire ne peut être évité, les mesures préventives viseront à réduire le stock de polluants disponibles dans le réseau qui semble provenir de la sédimentation des eaux domestiques et à réduire l'énergie de l'écoulement par temps de pluie afin de limiter les masses érodées. La réduction du stock de polluants s'accumulant dans le réseau doit être prise en compte dès la conception du réseau : on veillera à ce qu'il ne favorise pas la sédimentation des eaux usées de temps sec. Dans certains cas, une modification des sections d'écoulement existantes peut être envisagée, de façon à augmenter le rayon hydraulique de l'écoulement par temps sec (canaliser l'écoulement de temps sec dans une cunette de section minimale et de rayon hydraulique maximal) et réduire l'effet de rugosité de paroi. D'autre part, on pourra chercher à lessiver les stocks de polluants par temps sec en créant des effets de chasse réguliers. Des systèmes de chasse ont été prévus dans le réseau parisien dès sa conception. Cependant, ces systèmes ne concernent que les petites lignes et utilisent l'eau du réseau non potable introduisant d'importants volumes d'eaux claires, ce qui a conduit à leur abandon progressif. En revanche, un système permettant de réaliser des chasses périodiques depuis un point fixe d'un réseau d'assainissement en utilisant les eaux usées de temps sec a été développé à Lyon et testé à Marseille et à Paris (vanne HYDRASS) et paraît assez prometteur.

D'après nos résultats, les stocks qui contribuent à la pollution des eaux de temps de pluie sont différents de ceux qui constituent le corps du dépôt responsable quant à lui des problèmes d'encrassement. Il convient donc de distinguer la problématique de la gestion des dépôts de celle de la gestion de la pollution.

La réduction des phénomènes d'érosion par temps de pluie peut être obtenue en réduisant le volume d'eaux pluviales ou en différant leur apport dans le temps. De ce point de vue, il serait intéressant d'infiltrer sur place les eaux de ruissellement de toitures qui représentent une grande part du volume ruisselé (63 % dans le cas du Marais), générant de forts débits en réseau, alors qu'elles correspondent à une faible fraction de la masse polluante des eaux pluviales unitaires (sauf dans le cas de certaines toitures, notamment celles comportant des parties métalliques, où cette solution est à rejeter). Par ailleurs, le stockage temporaire des eaux de ruissellement en toiture où dans les structures des chaussées réservoir permettrait de réduire les pics de débit et ainsi de réduire l'érosion mais aussi de limiter le volume et la fréquence des déversements.

3.1.2. Méthodes curatives

Les travaux effectués sur le bassin versant du Marais fournissent des informations sur les possibilités de traitement des eaux de temps de pluie.

En ce qui concerne les eaux de ruissellement avant transfert en réseau, un traitement par décantation simple paraît tout à fait insuffisant du fait de la forte proportion de pollution dissoute et de la faible vitesse de chute des particules. Le traitement de ces eaux nécessiterait la mise en place de systèmes plus élaborés utilisant par exemple des processus d'adsorption, d'échange d'ions, de floculation ou de filtration.

En revanche, à l'exutoire du réseau unitaire, la nature des effluents est relativement propice à la décantation. La majeure partie de la masse polluante est fixée sur les particules en suspension. Ces particules ont des vitesses de chute nettement supérieures à celles des particules des eaux de temps sec et supérieures à celles des particules du ruissellement. La décantabilité de l'effluent augmente avec l'importance de l'événement pluvieux. De plus, nos résultats permettent d'espérer une efficacité de la décantation vis-à-vis des matières organiques particulaires comparables à celle des matières en suspension. Néanmoins, une fraction non négligeable des particules présente des vitesses de sédimentation faibles et dans certains cas il sera peut-être nécessaire d'ajouter des produits floculants afin d'augmenter l'efficacité de la décantation.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette recherche ont souligné la forte contamination métallique des solides en suspension dans les eaux pluviales et soulèvent le problème du devenir des boues résultant de la décantation. Cette question est à prendre en compte lors de la mise en place de solutions curatives.

3.2. Réflexion sur la modélisation

Les résultats du Marais fournissent également des éléments à exploiter du point de vue de la modélisation de la qualité des eaux de temps de pluie.

3.2.1. Modélisation de la qualité des eaux de ruissellement

Jusqu'à présent, la plupart des modèles visant à simuler la pollution des eaux de ruissellement utilisent deux concepts : une accumulation asymptotique de pollution par temps sec pour simuler les stocks (rarement mesurés) et l'utilisation de l'intensité maximale sur 5 minutes pour calculer l'arrachement. Le même modèle est appliqué à l'ensemble des surfaces urbaines, sans distinction de type.

D'après nos résultats, les mécanismes en jeu paraissent nettement plus complexes et ne dépendent pas uniquement de la durée de temps sec et de l'intensité de pluie. En particulier, le stock de pollution disponible sur les chaussées dépend de phénomènes multiples (lavage des rues, fréquentation, rejets ponctuels, érosion par le trafic automobile…) impossibles à modéliser tous et s'apparente de ce fait à un processus aléatoire. Par ailleurs, les charges polluantes diffèrent significativement en fonction du type de surface urbaine considéré et il semble que les mécanismes dominants diffèrent eux aussi en fonction du type de surface et en fonction du type de polluant considéré.

Pour avancer dans la modélisation de la qualité des eaux de ruissellement nous proposons :

- de modéliser séparément les masses générées par différents groupes de surfaces urbaines définis en fonction du polluant considéré ; dans le cas des MES par exemple on fera la distinction entre les toitures et les chaussées, dans le cas du zinc on distinguera entre les toitures en zinc et celles sans zinc ;

- d'utiliser une approche stochastique pour modéliser le stock de polluants disponible sur chaque groupe de surfaces ;

- d'utiliser une approche déterministe, propre au polluant considéré, pour modéliser l'arrachement et l'entraînement.

3.2.2. Modélisation du transfert dans le réseau

Les résultats acquis sur le bassin versant expérimental du Marais démontrent le rôle fondamental des processus en réseau dans la génération de la pollution des eaux pluviales unitaires. La modélisation du transport en réseau et des mécanismes qui s'y déroulent constitue donc le point clef d'un modèle de simulation de la qualité des effluents. C'est sur ce module qu'il convient de concentrer les efforts.

D'autre part, l'identification dans le réseau d'assainissement du Marais de la couche organique comme principale source contribuant à la pollution des rejets urbains de temps de pluie a trois conséquences sur la modélisation du transfert des polluants en réseau d'assainissement unitaire.

• Une remise en cause de la structuration de certains modèles existants ; en effet, certains modèles par exemple n'utilisent pas de couche active érodable pour décrire les dépôts,

• Un questionnement sur l'expression des mécanismes d'érosion des dépôts, qui est souvent issue de l'hydrodynamique fluviale et ne prend pas en compte le caractère cohésif de la source érodée,

• Elle souligne la nécessité de décrire précisément les conditions initiales des modèles (la source est en effet localisée) ; ces conditions initiales sont souvent données par l'utilisateur et ne reposent pas sur une connaissance de la localisation des sources.

Cependant, il semble qu'il est encore tôt pour regarder les modèles employés au travers des connaissances que nous avons sur les sources et les mécanismes d'érosion de la pollution en réseau. Pour cela, il est nécessaire d'avancer dans la connaissance sur l'évolution spatiale de la nature de l'interface eau sédiment et sa contribution par temps de pluie à l'échelle de grands bassins versants. Il semble aussi nécessaire de mettre au point des formulations propres aux sources de pollution présentes dans les réseaux afin de les inclure progressivement dans les modèles.

4. Nouvelles questions scientifiques

Cette recherche a permis quelques avancées dans la connaissance des caractéristiques, des origines et des processus de transfert des polluants par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire. Il a également mis en évidence des points d'ombre nécessitant de plus amples recherches.

4.1. Évolution des flux de polluants et des modes de transport des espèces polluantes en fonction de l'échelle spatiale

Les résultats obtenus 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 RUTP. Les vitesses de chute plus faibles mesurées sur le Marais sont-elles spécifiques à ce site, sont-elles susceptibles de varier avec la taille ou l'occupation du sol du

bassin versant ou s'expliquent-elles par des différences de protocole de mesure ? Par ailleurs, nous ne disposons d'aucune information à l'heure actuelle sur la répartition des masses des différentes espèces polluantes par classes de vitesses de chute des particules.

Bien que les mesures effectuées à l'exutoire du Marais confirment des résultats antérieurs concernant le rôle majeur des MES comme vecteur de pollution, il apparaît que pour certains composés tels que zinc, DCO, DBO_5, la proportion de polluants fixés aux particules est relativement variable d'un événement à un autre (de 65 à 100 %). Ce résultat est-il généralisable ou dépend-il de l'occupation du sol ou de la durée de transfert en réseau ?

Par ailleurs, les mesures effectuées sur le bassin versant du Marais ont mis en évidence une évolution importante des flux et des modes de transport des espèces polluantes au cours du transfert dans le réseau unitaire. Aussi nous paraît-il important de suivre cette évolution pour des durées de transfert en réseau plus longue et d'identifier si les flux et modes de transport des polluants se stabilisent à partir d'une certaine échelle spatiale.

4.2. Mécanismes de transfert des polluants dans les réseaux unitaires

Les recherches menées sur le site du Marais ont mis en évidence le rôle important d'une couche organique située à l'interface eau/sédiment au fond des collecteurs comme source des polluants organiques par 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 ?

Par ailleurs, Il semble qu'il y ait une modification de la forme chimique des métaux au cours du transport en réseau, avec une fixation des métaux dissous sur les particules en suspension et sur les dépôts du réseau. Les cinétiques d'adsorption sur les dépôts et les biofilms peuvent-elles expliquer les évolutions observées ?

4.3. Origine des polluants en fonction de l'échelle spatiale

Dans le cadre du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire » nous avons distingué trois origines aux flux polluants des RUTP. Ce sont : la pollution des eaux de ruissellement, les eaux usées de temps sec, l'érosion des stocks de polluants existant à l'intérieur du réseau. Les résultats obtenus ont permis de quantifier la contribution de chacune de ces sources à l'échelle de 42 ha.

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 secs 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 pollution, 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 donnée 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 à l'aval 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 pollution 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.

Le bassin versant expérimental du Marais : les enseignements à tirer

■ M. AFFHOLDER, O. JACQUE, A. CONSTANT

1. Introduction

Après une présentation sommaire du réseau d'assainissement parisien, cet article expose les raisons qui ont conduit la Section de l'assainissement de la ville de Paris à s'associer au programme de recherches dénommé « Génération et transport de la pollution urbaine par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire » que le CERGRENE (devenu depuis le CEREVE) a proposé de lancer sur le réseau parisien en 1993. Les principaux résultats de ce programme sont rappelés et commentés, selon le point de vue du gestionnaire du réseau qui va avoir naturellement tendance à nuancer ou adapter certaines des solutions proposées en fonction des difficultés de mise en œuvre qu'il pressent et de la hiérarchie qu'il établit entre les différents problèmes de fonctionnement qu'il rencontre dans son exploitation quotidienne. Les contraintes réglementaires de tout ordre jouent un rôle non négligeable dans l'appréciation de la faisabilité de ces différentes solutions.

2. L'assainissement parisien

Le réseau d'assainissement parisien, conçu et en grande partie réalisé dans la seconde moitié du 19e siècle draine une surface totale d'environ 8 500 hectares et transporte chaque jour de temps sec 1,1 million de m^3 d'eaux usées. Il s'agit d'un réseau unitaire dont le fonctionnement est essentiellement gravitaire ; seuls quelques quartiers bas situés dans les 12e, 13e et 16e arrondissements sont équipés de stations de pompage pour relever en permanence les effluents. Ce réseau est presque entièrement constitué d'ouvrages visitables, d'une longueur totale de 2 350 km, parmi lesquels 140 km de grands collecteurs.

Il assure la collecte des eaux usées et des eaux de ruissellement de Paris et leur transport jusqu'aux émissaires alimentant les stations d'épuration, mais également le transport vers ces mêmes émissaires d'effluents venant des départements situés à l'amont (Val-de-Marne, Seine-Saint-Denis).

Les dimensions des ouvrages et l'existence de 45 déversoirs d'orages rejetant directement en Seine les eaux excédentaires permettent d'éviter les mises en charge excessives et les inondations lors des fortes pluies. Par contre, les eaux unitaires rejetées par ces déversoirs entraînent une pollution importante de la rivière, notamment en période estivale lorsque le débit est faible (parfois moins de 100 m^3/s) et la température de l'eau élevée (jusqu'à 25 °C). Comme tous les exploitants des réseaux d'assainissement des grandes agglomérations, le service de l'assainissement de la ville de Paris s'est trouvé confronté à la fin des années 1980 au problème de ces surverses unitaires et de leurs conséquences, alors que l'augmentation du taux d'épuration des effluents par temps sec s'était déjà traduite par une amélioration de la qualité des eaux du fleuve. Les « effets de choc » et les mortalités piscicoles que provoquaient ces rejets étaient de moins en moins bien acceptés par des usagers dont les préoccupations environnementales étaient croissantes.

Le conseil de Paris a donc adopté en 1990 un plan de modernisation du réseau d'assainissement plaçant la protection de la Seine parmi ses tous premiers objectifs. Deux mesures étaient alors proposées pour réduire les surverses en période d'orage :

- l'équipement des déversoirs d'orage par des vannes régulées, en remplacement des seuils fixes existants, pour utiliser au mieux les capacités de stockage et de transport du réseau et ne déverser qu'en cas de risque réel d'inondation ;
- la création de bassins assurant la rétention des eaux excédentaires et évitant ainsi leur rejet immédiat en Seine par les déversoirs ; on imaginait alors plutôt des ouvrages retenant l'eau jusqu'à ce que la décantation ait assuré une épuration jugée suffisante pour permettre la vidange en Seine sans risque pour la vie piscicole.

La gestion technique centralisée venant en complément de ces équipements et des ouvrages de stockage devait permettre d'optimiser le fonctionnement hydraulique du réseau lors des pluies et gérer le remplissage des bassins.

Les exemples de « bassins de dépollution » comme on

appelait alors ces ouvrages étaient peu nombreux. Le département de Seine-Saint-Denis et les agglomération bordelaises et nancéennes s'étaient déjà lancées dans des programmes ambitieux de construction de bassins, mais ceux-ci étaient généralement éloignés des exutoires vers le milieu naturel et avaient pour première fonction la rétention des eaux en excès pour éviter les inondations en surface, et non la dépollution des eaux. Il s'agissait avant tout de bassins de stockage ou bassins tampons, et la décantation était plus un effet secondaire générant des sujétions d'exploitation (nettoyage, boues à éliminer) qu'un objectif de conception.

Peu de règles existaient alors pour la conception des « bassins de dépollution ». Des programmes de recherches avaient permis de constater qu'une fraction importante des substances polluantes contenues dans les eaux unitaires étaient fixée sur les matières en suspension et la théorie du premier flot (first flush) qui affirmait que l'essentiel de la pollution était rejeté pendant le début du déversement était encore couramment admise chez beaucoup de spécialistes. On en déduisait donc assez naturellement qu'un bassin permettant de stocker les premières eaux ou offrant un temps de séjour de quelques dizaines de minutes était suffisant pour atteindre l'objectif recherché et préserver le fleuve. Ces hypothèses conduisaient à des équipements d'un coût très raisonnable et d'une insertion relativement facile compte tenu de leur capacité limitée. C'est ainsi que quelques projets ont été esquissés sur la base d'un temps de séjour de 15 minutes.

Ces hypothèses optimistes ont cependant été rapidement remises en cause. La concentration de la pollution dans le 1er flot a été contestée au vu des résultats des campagnes de mesures de plus en plus fréquentes, les programmes expérimentaux ont montré que la décantabilité des MES était beaucoup moins bonne pour les eaux unitaires que pour les eaux strictement pluviales et que la fraction dissoute de la pollution organique était loin d'être négligeable, et probablement beaucoup plus directement responsable de l'effet de choc que la fraction particulaire. En bref, on a réalisé que le produit (à savoir l'eau issue des réseaux unitaires par temps de pluie) que l'on voulait traiter par des équipements qui à n'en pas douter seraient coûteux et difficiles à construire, était encore bien mal connu.

Dès lors que l'on se proposait en fin de compte de retenir des flux polluants de temps de pluie jusqu'ici déversés, se posait aussi la question de l'incidence sur les caractéristiques des boues et autres résidus extraits des ouvrages d'épuration.

C'est pourquoi la Section de l'assainissement de Paris a répondu favorablement en 1993 à la proposition du CEREVE de participer à un programme de recherches visant à améliorer la connaissance des caractéristiques des eaux de temps de pluie en réseau unitaire et de la contribution des différentes sources à leur pollution.

3. Le bassin versant expérimental

Une recherche menée conjointement par la Section de l'assainissement de Paris et le CEREVE a permis de trouver, en plein centre historique de Paris dans le quartier du Marais, un petit bassin versant répondant à la plupart des critères définis par les chercheurs. Outre la mise à disposition de son réseau pour servir de champ d'expérience, la participation du service de l'assainissement à ce programme a pris plusieurs formes :

• les données relatives à cette partie du réseau, issues d'une étude diagnostic démarrée en 1992, ont été fournies aux chercheurs (caractérisation des sous-bassins versants, données hydrauliques, consommations d'eau…) ; des levés topographiques ont été réalisés pour pouvoir disposer de plans précis des collecteurs sur lesquels serait menée l'étude ;

• des barrages ont été construits en égout pour isoler le bassin expérimental des bassins adjacents et éviter tout transfert d'eau de l'un vers l'autre en période de pluie ; bien entendu, les travaux de curage ont été suspendus pour observer l'évolution naturelle de l'ensablement ;

• le service a mis à disposition les informations fournies par ses sites de mesure proches du Marais et a procédé à des analyses d'effluents ; il a également pu mettre à disposition du CEREVE un local désaffecté proche de l'exutoire unique du bassin, rue de Rivoli. Ce local a permis d'abriter les équipements de mesure installés à cet exutoire (débimètres, préleveurs automatiques) et de réaliser sur place la préparation des échantillons ;

• le service a facilité les démarches du CEREVE auprès des gestionnaires d'immeubles publics ou privés qui présentaient un intérêt pour la pose d'appareils de mesure (pluviomètres, préleveurs des eaux de ruissellement des toitures et des cours) ; par ailleurs, les égoutiers ont accompagné les chercheurs lors de leurs interventions en égout et les ont formé aux règles spécifiques de sécurité à respecter ;

• le service du nettoiement (services techniques de la propreté de Paris) a également participé à ce programme en organisant des opérations de lavage permettant d'évaluer les caractéristiques des eaux de ruissellement des chaussées et trottoirs.

La Section de l'assainissement participait avec l'ensemble des partenaires du programme à un comité de pilotage qui se réunissait deux fois par an pour prendre connaissance de l'avancement des différents travaux de recherche menés sur le bassin et valider les orientations à donner à chaque nouvelle phase du programme compte tenu des résultats obtenus.

Le bassin versant a été totalement appareillé pour pouvoir caractériser les apports quantitatifs et qualitatifs correspondant aux différentes catégories d'eaux de ruissellement (espaces publics, toitures et cours intérieures) et aux eaux usées. Les mesures faites à l'unique exutoire du bassin ont permis de connaître les flux sortants, et par différence, d'évaluer les échanges entre les dépôts et les eaux transitant dans les collecteurs. Un tel programme d'équipement n'avait jusqu'à présent été mis en place que sur des bassins ruraux.

4. Les enseignements à tirer

Les travaux de recherche se sont déroulés pendant près de cinq ans (de 1994 à 1999) et ont donné lieu à l'élaboration de 4 thèses et à de nombreuses publications présentant des résultats partiels ou définitifs.

Ces résultats permettent de mieux connaître les caractéristiques des eaux de temps de pluie produites par un petit versant urbain (répartition des différents pollants entre fractions particulaire et dissoute, décantabilité des particules, variabilité en fonction de l'événement), d'identifier les différentes sources de pollution présentes sur le bassin et d'évaluer leur part respective dans la pollution observée à l'exutoire, et d'avoir une première idée des transformations subies par l'effluent lors de son transfert dans le réseau. Des méthodes de traitement préventives et curatives ont été proposées.

L'objectif de l'exploitant du réseau est de réduire l'impact des surverses unitaires sur la qualité du milieu récepteur, la Seine en l'occurrence. Il peut dans ce but agir à plusieurs niveaux : soit supprimer purement et simplement les surverses pour acheminer la totalité des eaux à la station d'épuration pour les traiter sur place (c'est la solution la plus radicale mais elle n'est que rarement possible), soit traiter les eaux avant rejet pour leur donner une qualité acceptable par le milieu, soit encore agir sur les sources de pollution de manière à ce que les eaux dont on ne pourra éviter le rejet soient moins polluées. Il faudra la plupart du temps combiner les 3 solutions. Un quatrième type d'action porterait non plus sur l'aspect qualitatif des eaux, mais sur la quantité ruisselée. Une diminution des volumes transportés par les collecteurs en période de pluie, ou au minimum un lissage des pointes de débit, permettrait de réduire les surverses et d'atteindre le même résultat sans mise en œuvre de traitements au fil de l'eau. Ces méthodes de limitation du ruissellement sont en général basées sur des techniques de rétention et/ou d'infiltration des eaux à l'amont (assainissement alternatif) et ont été mises en œuvre avec succès dans des zones d'urbanisation nouvelle pour réduire les risques d'inondations ; elles ne semblent cependant pas promises à un grand avenir dans le centre de Paris où le bâti est particulièrement dense et stable, et les surfaces non imperméabilisées plutôt rares.

4.1. Le traitement des eaux de surverse

Les résultats du Marais confirment le caractère essentiellement particulaire de la pollution contenue dans les eaux de temps de pluie pour ce qui concerne la matière organique, les hydrocarbures et la plupart des métaux, et l'on peut effectivement envisager un traitement par décantation des rejets. Cette première conclusion doit cependant être tempérée par la constatation suivante : les vitesses de sédimentation des particules sont inférieures aux vitesses constatées à l'occasion d'autres expériences et extrêmement variables d'une pluie à l'autre. On remarque également l'absence de phénomène de 1er flot malgré la surface limitée du bassin. Les ouvrages de décantation devraient donc avoir un volume important et leur insertion dans le sous-sol parisien, déjà très encombré, sera sans aucun doute difficile. Par ailleurs, plusieurs articles posent très justement le problème du devenir des boues de décantation dont les teneurs en hydrocarbures et métaux risquent de rendre coûteuse l'élimination par les centres de traitement spécialisés.

L'interception des flux polluants contenus dans les eaux de surverse ne pourra constituer la seule méthode d'intervention compte tenu des volumes en cause et il faudra également agir sur les sources de cette pollution.

4.2. Les sources de la pollution des rejets urbains de temps de pluie (RUTP)

La mise en évidence dans les égouts du Marais d'une couche riche en matière organique située à l'interface entre le dépôt grossier plus minéral et l'eau usée, qui pourrait constituer la principale source de pollution organique des RUTP, est un résultat particulièrement intéressant. Des recherches complémentaires seront nécessaires pour vérifier si cette couche observée dans les collecteurs à faible débit du Marais se retrouve dans d'autres ouvrages, et tenter de déterminer les conditions hydrauliques favorisant sa formation et sa remise en suspension (vitesse infé-

rieure ou supérieure à un certain seuil ?). Une meilleure connaissance de cette source potentielle de pollution permettrait d'orienter de préférence les actions de curage vers les collecteurs où les conditions de formation de cette couche sont réunies. La séparation des eaux usées (elles s'écouleraient dans une canalisation posée dans l'ovoïde alors que les eaux pluviales couleraient dans la cunette) pourrait supprimer cette source de pollution résultant du contact entre les eaux de pluie et la matière organique des eaux usées, s'il s'avèrait que cette couche ne se rencontre que dans les égouts élémentaires à petits débits. Cette technique a déjà été mise en œuvre à Paris sur quelques centaines de mètres d'ovoïdes.

En matière de micropolluants métallliques, le programme de recherche a également abouti à un résultat intéressant et surprenant : les matériaux de couverture des toits et les gouttières représentent la principale source de pollution pour le zinc, le plomb et le cadmium que l'on retrouve en très grande quantité dans la fraction dissoute des eaux de ruissellement correspondantes. La 1re solution qui vient à l'esprit (prescrire l'utilisation d'autres matériaux de toiture) est peu réaliste. Les toitures en zinc font partie du patrimoine parisien, particulièrement dans les arrondissements historiques haussmanniens, et il n'est pas envisageable de les remplacer par un autre matériau comme la tuile, ou par un matériau de synthèse, d'autant plus que la couverture la moins polluante semble être la toiture terrasse gravillonnée. Les recherches doivent plutôt s'orienter vers la mise au point d'un revêtement moins sensible à la dissolution par les eaux de ruissellement (zinc traité, sous réserve de l'efficacité de ces traitements ?). Pour finir, il faut noter que toute action liée à la modification de la nature des toitures ne pourrait avoir un effet sensible qu'à très long terme et serait difficile à mettre en pratique compte tenu de la multiplicité des acteurs. Cette source de pollution est probablement celle contre laquelle il sera le plus difficile de lutter, au moins dans le cadre parisien.

Le programme de recherche a toutefois montré l'importance des retombées atmosphériques dans la pollution des eaux de toitures. On peut estimer que les mesures prises en application de la loi sur l'air pour réduire les sources de pollution atmosphérique et améliorer la qualité de l'air, ainsi que la disparition de l'essence « plombée » devraient avoir à terme un effet bénéfique dans ce domaine.

Enfin, l'identification des eaux de ruissellement de chaussées comme la principale source de pollution pour les hydrocarbures n'est pas une surprise. Les évolutions dans ce domaine sont directement liées à la politique de déplacement adoptée par les pouvoirs publics. Les chercheurs ont d'ailleurs constaté que les concentrations des eaux du Marais étaient pour ce type de polluant plus faibles que les concentrations habituellement relevées, et le lavage régulier auquel sont soumises les chaussées parisiennes a été mis en avant pour expliquer cette différence. Les fréquences de lavage sont déjà très importantes (jusqu'à 5 fois par semaine pour certaines chaussées du Marais) et ne seront pas augmentées. La plupart des voies du quartier du Marais ne supportent par ailleurs qu'une circulation de desserte qui peut difficilement être réduite, sauf mesures très contraignantes. Les stocks d'hydrocarbures présents sur les chaussées ne devraient donc pas beaucoup diminuer au cours des années qui viennent.

4.3. Les évolutions pendant le transport

La comparaison des mesures faites à l'entrée et à la sortie du bassin versant par temps de pluie montre l'importance des transformations subies par l'effluent lors de son transport dans le réseau, par suite notamment des échanges avec les dépôts accumulés en temps sec. On constate en effet :

- une augmentation des concentrations en matière organique de l'amont vers l'aval : les bilans entrée/sortie ont montré que 40 à 70 % de la pollution organique des RUTP provenait des dépôts du réseau ; des constatations semblables avaient été faites lors de programmes précédents sans conduire toutefois à des résultats aussi nets ;
- une perte globale en masse des métaux comme le zinc, le plomb et le cadmium entre l'amont et l'aval ; une partie de la pollution métallique dissoute dans les eaux de ruissellement se fixe sur les sédiments pendant le transfert dans le réseau ; on constate en même temps une augmentation de la proportion des polluants sous forme particulaire entre l'entrée et la sortie.

Ces phénomènes montrent l'importance des échanges entre les sédiments et l'effluent pendant le transfert des eaux et le rôle joué par les dépôts dans la pollution des RUTP. Pour reprendre les termes des chercheurs du Cereve, le réseau ne se comporte pas comme un simple tuyau transportant les eaux d'un point d'entrée à un exutoire, mais comme un réacteur physico-chimique dans lequel l'effluent subit des transformations aussi bien par temps sec que par temps de pluie. Le curage qui élimine périodiquement les dépôts a ici encore un rôle important à jouer.

5. Conclusion

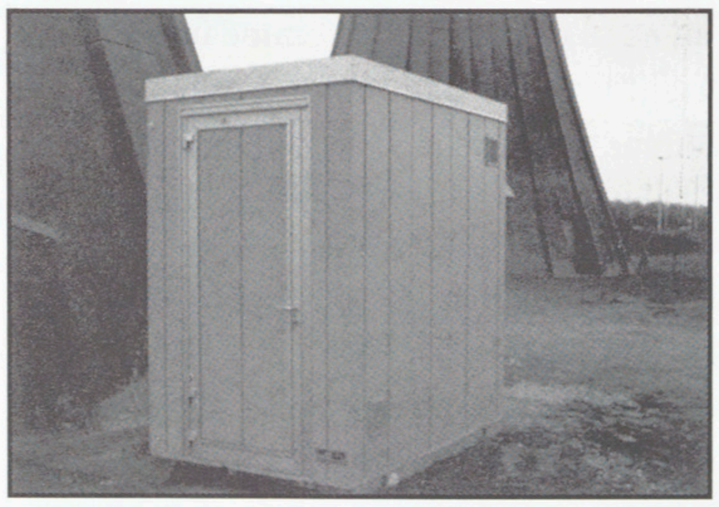
Le chercheur et le gestionnaire du réseau ne travaillent pas avec la même échelle de temps. Ce dernier pourrait être

déçu qu'à l'issue d'un tel programme de recherche on ne puisse établir un diagnostic simple des problèmes de fonctionnement constatés, mettre en évidence des causes précises et proposer des solutions susceptibles d'être mises en œuvre rapidement sur tout le réseau, alors que l'on ne dispose pour l'instant que de résultats et d'hypothèses à confirmer sur d'autres sites. La pratique de l'assainissement pluvial nous a cependant appris que les phénomènes en jeu obéissaient à des lois nombreuses et complexes, faisant intervenir des paramètres multiples (caractéristiques de la pluie, conditions d'écoulement dans le réseau, tendance à l'ensablement…) et qu'il ne fallait pas espérer des explications simples et des solutions faciles, valables pour tous les sites. C'est pourquoi les principaux résultats issus du programme du Marais peuvent être qualifiés d'extrêmement riches et intéressants, même s'ils ne s'appliquent pour l'instant qu'à un bassin représentant moins de 1 % de la superficie de Paris.

Il a néanmoins été établi que les dépôts présents dans le réseau jouent un rôle déterminant dans la pollution des RUTP et il sera important de poursuivre les recherches pour déterminer si la contribution des stocks de matière organique observés dans le Marais obéit à des lois générales de localisation, faisant intervenir des paramètres tels que la géométrie de l'ouvrage ou les conditions d'écoulement par temps sec. L'existence de telles lois permettrait par exemple de mettre en place des actions de curage plus ciblées et donc plus efficaces. Comme il a été vu plus haut, il paraît plus difficile d'agir sur les sources de la pollution métallique, du moins sur celles qui ont été identifiées dans le Marais (la contribution des activités industrielles n'a pu être évaluée en l'absence de telles activités dans le secteur d'études). Il en est un peu de même pour la pollution par les hydrocarbures. Il est cependant clair que cette pollution ne pourra pas être ignorée et que des solutions préventives devront être recherchées ; les analyses effectuées en 2000 par la Section de l'assainissement de Paris sur les sables extraits des bassins de dessablement ont montré des concentrations préoccupantes pour certains métaux et hydrocarbures (HAP). S'il est naturellement positif que ces polluants soient ainsi piégés au lieu d'être rejetés, il faut ensuite assurer un traitement convenable aux produits de curage pour éviter que le renvoi de la pollution au milieu naturel ne soit que différé.

En ayant acquis une meilleure connaissance de l'origine et de l'évolution des flux polluants de temps de pluie transitant dans ses ouvrages, le gestionnaire du réseau d'assainissement sait mieux aujourd'hui ce qu'il peut attendre respectivement de la réduction des émissions à l'amont et de ses propres interventions dans le réseau pour atteindre les objectifs qui lui sont assignés en termes de réduction des flux polluants rejetés lors du fonctionnement des déversoirs, même si ce fonctionnement est de moins en moins fréquent.

CIFEC INFO E1340



cabine du S.E.D.I.F.

Poste de rechloration en réseau

STATION MOBILE CIFEC comprenant : stockage avec détection et absorption de fuites, analyseur de résiduel de chlore, vanne modulante de chlore et système expert de régulation en rechloration avec possibilité de télécontrôle depuis l'usine ou la centrale pilote.

RÉFÉRENCES EN RECHLORATION
- plusieurs centaines dont plus de 60 avec **système expert de régulation** en rechloration automatique sur réseau,
- plus de 10 ans d'expérience dans les systèmes de régulation,
- 9 cabines sur le réseau du Syndicat des Eaux d'Ile-de-France,
- camions de désinfection automatique de secours.

Notices gratuites à réception de demande. Depuis **30 ans** à votre service, CIFEC équipe la chloration de plus de 20 000 communes françaises.

CIFEC 12 bis, rue du Cdt-Pilot - F 92200 NEUILLY-SUR-SEINE, FRANCE - Tél. (33) 01.46.40.49.49 - Fax (33) 01.46.40.00.87 - Télex 611 627 F

Annexe 1

Rapports et publications établis dans le cadre du programme de recherche « Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire »

1. Mémoires de thèse

GONZALEZ A. (2001). "Transport et distribution des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dans le bassin versant urbain expérimental du Marais à Paris". Thèse de doctorat de l'Université Paris XII Val-de-Marne (Créteil), 313 p.

AHYERRE M. (1999). "Bilans et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire". Thèse de doctorat de l'Université de Paris 6, 250 p.

GARNAUD S. (1999). "Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain". Thèse de doctorat de l'École nationale des ponts et chaussées. 395 p. + annexes.

GROMAIRE M.-C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines". Thèse de doctorat de l'École nationale des ponts et chaussées, Paris, 503 p. + annexes.

2. Rapports d'études

AHYERRE M., CHEBBO G. (2000). "Mécanismes de formation et d'érosion des dépôts dans le réseau d'assainissement du bassin versant expérimental du Marais à Paris". Rapport final de l'étude - synthèse -, CEREVE, 24 p.

GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (2000). "Génération et transport de la pollution des rejets urbains de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire". Rapport final de l'étude - synthèse, CEREVE, 38 p.

AHYERRE M., CHEBBO G. (1999). "Mécanismes de formation et d'érosion des dépôts dans le réseau d'assainissement du bassin versant expérimental du Marais à Paris". Rapport final de l'étude, CEREVE, 250 p.

GONZALEZ A., CARPENTIER S., MOILLERON R., APPERRY N., CHEBBO G., MOUCHEL J.M., THEVENOT D. (1999). "Évaluation des flux et modalités de transport des hydrocarbures en bassin versant urbain". Rapport d'études, CEREVE, 85 p. +annexes.

GROMAIRE M.-C., CHEBBO G. (1999). "Génération et transport de la pollution des rejets urbains de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire". Rapport final de l'étude, CEREVE, 503 p. + annexes.

GONZALEZ A., BOUDRIES H., APPERRY N., CHEBBO G., MOUCHEL J.-M., THEVENOT D. (1997). "Hydrocarbures particulaires et dissous dans le bassin versant urbain expérimental du Marais à Paris". Rapport d'études, CEREVE, 19 p.

GARNAUD S., LECOMTE S., MOUCHEL J.-M., THEVENOT D.R. (1996). "Les métaux lourds dans le bassin versant urbain expérimental du Marais (Paris)". Rapport d'études, CEREVE, 6 p.

MERTZ M.-C., CHEBBO G., SAAD M. (1996). "Caractérisation et équipement du bassin versant expérimental Le Marais". Rapport d'études, CEREVE, 106 p. + annexes.

SAAD M., MERTZ M.-C., CHEBBO G. (1996). "Protocole de mesure des matières en suspension et des matières volatiles en suspension". Rapport d'études, CEREVE, 22 p. + annexes.

SAAD M., MERTZ M.-C., CHEBBO G. (1996). "Protocole de mesure de la demande biochimique en oxygène". Rapport d'études, CEREVE, 9 p. + annexes.

SAAD M., MERTZ M.-C., CHEBBO G. (1996). "Protocole de mesure de la demande chimique en oxygène". Rapport d'études, CEREVE, 12 p. + annexes.

THEVENOT D.R., DUCLOS Y., CHEVREUIL M., GONZALEZ A., BOUDRIES H., BROGUET C., GARNAUD S., LECOMTE S., MOUCHEL J.-M. (1996). "Micropolluants en bassin versant urbain expérimental : composés organiques volatils, hydrocarbures et métaux toxiques". Rapport d'études, CEREVE, 18 p.

3. Articles

AHYERRE M., CHEBBO G., SAAD M. (2001). "Nature and dynamic of the water sediment interface in combined sewer trunks". *Journal of Environmental Engineering* (ASCE), vol. 127, n°3, 2001.

AHYERRE M., CHEBBO G., SAAD M. (accepted, 2001). "Sources and erosion of organic solids in a combined sewer line". Accepté pour publication, *Urban Water.*

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., AHYERRE M., GARNAUD S. (accepted, 2001). Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the "Marais" experimental urban catchment in Paris. Accepté pour publication dans *Urban Water.*

GROMAIRE M.-C., GARNAUD S., SAAD M., CHEBBO G. (2001). "Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers". *Water Research*, vol. 35, n°2, p. 521-533.

MOILLERON R., GONZALEZ A., CHEBBO G., THEVENOT D. (Accepted, 2001). "Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the " Le Marais " experimental catchment in Paris centre". Accepté pour publication, *Water Research.*

GONZALEZ A., MOILLERON R., CHEBBO G., THEVENOT D. (2000). "Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" experimental catchment in Paris centre". *Polycyclic Aromatic Compounds Journal,* vol 20, p. 1-19.

GROMAIRE M.-C., GARNAUD S., AHYERRE M., CHEBBO G. (2000). "The quality of street cleaning waters : comparison with dry and wet weather flows in a parisian combined sewer system". *Urban Water,* vol. 2, n°1, p. 39-46.

GROMAIRE-MERTZ M.-C. (2000). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire - Caractéristiques et origines". *La Houille Blanche,* n°2, p. 66-70.

BRIS F.J., GARNAUD S., APERRY N., GONZALEZ N., MOUCHEL J.-M., CHEBBO G., THEVENOT D.R. (1999). "A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment". *The Science of the Total Environment,* 235, 211-220.

GARNAUD S., MOUCHEL J.-M., CHEBBO G., THEVENOT D.R. (1999). "Heavy metals concentrations in dry and wet deposits in Paris district : comparison with urban runoff". *The Science of the Total Environment,* 235, 235-245.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., GARNAUD S., GONZALEZ A., CHEBBO G. (1999). "Characterisation of urban runoff pollution in Paris". *Water Science and Technology,* vol. 39, n°2, p. 1-8.

AHYERRE M., CHEBBO G., TASSIN B., GAUME E. (1998). "Storm water quality modelling, an ambitious objective ?". *Water Science and Technology,* vol. 37, n°1, p. 205-213.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., CHEBBO G., SAAD M. (1998). "Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems". *Water Science and Technology,* vol. 37, n°1, p. 35-43.

GARNAUD S., MOUCHEL J.-M., CHEBBO G., THEVENOT D.R. (1998). Retombées atmosphériques de métaux toxiques en région parisienne. Pluie et Environnement, sous la direction de C. Le Coz, B. Tassin et D. Thévenot, *Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussées,* ISBN 2-85978-297-4, p. 53-66.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., CHEBBO G., SAAD M.(1998). "Conception et équipement d'un bassin versant expérimental en milieu urbain : le bassin versant du Marais à Paris" in " Pluie et Environnement ", sous la direction de C. LE COZ, B. TASSIN et D. THEVENOT, *Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussées,* ISBN 2-85978-297-4, p. 53-66.

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., DEUTSCH J.-C. (1998). "Le bassin versant expérimental urbain " le Marais ". Un observatoire de terrain en hydrologie urbaine à Paris". *Annales des Ponts et Chaussées,* n° 87, p. 43-48.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., CHEBBO G., SAAD M., MOUCHEL J.-M. (1997). "Le bassin versant expérimental du Marais à Paris : origines et caractéristiques de la pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire". *La Houille Blanche*, n°7, p. 52-58.

4. Communications

AHYERRE M., OMS C., CHEBBO G. (2000). "The erosion of organic solids in combined sewers". In : Proc. 1st World Water Congress of the International Water Association, Paris, 3-7 juillet, 8 p.

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., GARNAUD S., AHYERRE M., GONZALEZ A., CONSTANT A., TABUCHI J.-P. (2000). "Production and transfer of wet weather pollution in combined sewers". In : Proc. 1st World Water Congress of the International Water Association, Paris, 3-7 juillet, 4 p.

GROMAIRE M.-C., GARNAUD S., AHYERRE M., CHEBBO G., CONSTANT A., TABUCHI J.-P. (2000). "Quality of street cleaning waters: comparison with dry and wet weather flows in Paris' combined sewer". In : Proc. 1st World Water Congress of the International Water Association, Paris, 3-7 juillet, 4 p.

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., GARNAUD S., GONZALEZ A. (1999). "The experimental urban catchment Le Marais in Paris". Actes de la 8e conférence internationale " Urban Storm Drainage " (ICUSD), Sydney, Australie, 30 aout-3 sept, 8 p.

GARNAUD S., MOUCHEL J.-M., THEVENOT D.R. (1999). "Mobility evolution of particulate trace metals in urban runoff : street deposits and road runoff to combined sewer deposits and catchment outlet". Actes de la 8e conférence internationale " Urban Storm Drainage " (ICUSD), Sydney, Australie, 30 aout-3 sept, 8 p.

GONZALEZ A., GARNAUD S., CARPENTIER S., MOILLERON R., THEVENOT D. (1999). "Significance of dissolved and particulate metal and hydrocarbon determinations in urban runoff samples". In : Proc. 8th International Conference on " Urban Storm Drainage ", Sydney, Australie, 4, 1816-1824.

GROMAIRE M.-C., CHEBBO G., CONSTANT A., TABUCHI J.-P., DESBORDES M. (1999). "Suspended solids and organic matter in combined sewers: characteristics, sources and implication on CSO management". Actes de la 8e conférence internationale " Urban Storm Drainage " (ICUSD), Sydney, Australie, 30 août - 3 sept., 8 p.

GARNAUD S., MOUCHEL J.M., CHEBBO G., THEVENOT D. (1998). "Heavy metals concentrations in dry and wet weather atmospheric deposits in Paris district : comparison with urban runoff". Actes du sixième symposium international sur " Highway and Urban Pollution ", 18-21 mai, Baveno-Ispra, Italie.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., GARNAUD S., GONZALEZ A., CHEBBO G. (1998). "Characterisation of urban runoff pollution in Paris". Actes de la 3e conférence internationale " Les nouvelles technologies en assainissement pluvial " (NOVATECH'98), Lyon, France, 4-6 mai, 8 p.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., CHEBBO G., SAAD M. (1997). "Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems". Actes de la 2e conférence internationale " The sewer as a physical, chemical and biological eeactor ", Aalborg, Danemark, 25-28 mai, 8 p.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., CHEBBO G., SAAD M. (1997). "Origines et caractéristiques de la pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire". Actes du colloque " Eaux dans la ville ", Bordeaux, 13-14 mars.

GROMAIRE-MERTZ M.-C., GARNAUD S., GONZALEZ A., AHYERRE M., DUCLOS Y., SAAD M., CHEBBO G., MOUCHEL J.-M., THEVENOT D. (1997). "Le bassin versant expérimental du Marais à Paris". Actes du colloque " Eaux dans la ville ", Bordeaux, 13-14 mars.

5. Chapitres d'ouvrages

CHEBBO G., GROMAIRE M.-C. (2000).Chapitres 21 et 26 de l'ouvrage " BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., LAPLACE D., JOANNIS D., CHEBBO G. : Mesures en Hydrologie urbaine et assainissement ". Editions Tec et Doc, Lavoisier, Paris.

CHEVREUIL M., THEVENOT D, SCRIBE P., BLANCHARD M., DUCLOS Y., GARMOUMA M, GONZALEZ A., IRACE S., TEIL M.J. (1998). Chapitre 10 : Micropolluants organiques : une boîte de Pandore. in " La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé ". *Elsevier Edition* (Paris, Amsterdam, Lausanne, New York, Oxford, Shannon, Tokyo) 439-481.

Annexe 2

❶ Liste des rédacteurs (par ordre alphabétique)

M. AFFHOLDER : Adjoint au directeur de la protection de l'environnement, ville de Paris.

M. AHYERRE : Chargé d'études, Agence de l'eau Seine Normandie (AESN) . Auteur d'une thèse de doctorat réalisée au CEREVE (Centre d'enseignement et de recherche sur l'eau, la ville et l'environnement) et soutenue en 1999 sur " Bilan et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire ".

G. CHEBBO : Directeur de recherche, CEREVE et professeur à la Faculté de génie de l'Université libanaise à Beyrouth. Responsable du programme de recherche " Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire ".

A. CONSTANT : Chargé de mission "Qualité-Développement", Section de l'assainissement de Paris.

S. GARNAUD : Responsable de la cellule " Contrôle des eaux ", section de l'assainissement de Paris. Auteur d'une thèse de doctorat réalisée au CEREVE et soutenue en 1999 sur " Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain ".

A. GONZALEZ : Chargé de recherche, CEREVE. Auteur d'une thèse de doctorat réalisée au CEREVE et soutenue en 2001 sur " Transport et distribution des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dans le bassin versant urbain expérimental du Marais ".

M.-C. GROMAIRE : Chargé de recherche, CEREVE. Auteur d'une thèse de doctorat réalisée au CEREVE et soutenue en 1998 sur " La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : caractéristiques et origines ".

O. JACQUE : Ingénieur en chef, Section de l'assainissement de Paris.

R. MOILLERON : Maître de conférence, CEREVE.

J.-M. MOUCHEL : Directeur de recherche, CEREVE.

M. SAAD : Ingénieur de recherche, CEREVE.

J.-P. TABUCHI : Chargé d'études, Agence de l'eau Seine Normandie.

D.-R. THEVENOT : Professeur, CEREVE.

❷ Composition du comité de suivi du programme de recherche " Génération et transport de la pollution par temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire (par ordre alphabétique)

N. AIRES : Agence de l'eau Seine Normandie

G. CHEBBO : CEREVE ; coordonnateur du programme de recherche.

B. CHOCAT : Conseil scientifique et technique des bassins versants de recherche expérimentaux (CST-BVRE).

A. CONSTANT : Section de l'assainissement de Paris.

M. JEROME : Conseil régional d'Ile-de-France (CRIF).

C. JOANNIS : Laboratoire central des ponts et chaussées de Nantes (LCPC, Nantes).

J.-M. MOUCHEL : PIREN-Seine.

P. OBRY : Section de l'assainissement de Paris.

J.-P. TABUCHI : Agence de l'eau Seine Normandie.

ASSOCIATION GÉNÉRALE DES HYGIÉNISTES ET TECHNICIENS MUNICIPAUX

FONDÉE LE 22 NOVEMBRE 1905, RECONNUE D'UTILITÉ PUBLIQUE
PAR DÉCRET DU 28 NOVEMBRE 1918

83, avenue Foch, B.P. 39.16, 75761 Paris Cedex 16 - Tél. : 01.53.70.13.53 ou 55 - Télécopie : 01.53.70.13.40

CONSEIL D'ADMINISTRATION
Président
D. Ballay, Ingénieur Général du G.R.E.F.

Présidents d'honneur

M. Affholder, Ingénieur Général des Ponts et Chaussées, Adjoint au Directeur de la Protection de l'Environnement de la Ville de Paris.

G. Batsch, Ingénieur Général des Ponts et Chaussées.

R. Dorfmann, Ingénieur Général honoraire des Services Techniques de la Ville de Paris

J.-M. Hirtz, Ingénieur Général du Génie Rural, des Eaux et des Forêts.

F. Ozanne, Ingénieur Général des Ponts et Chaussées, Directeur Général de la SAGEP.

F. Parfait, Ingénieur Général des Ponts et Chaussées. Président d'Honneur de la COFHUAT.

C. Siraut, Ingénieur Général du Génie Rural, des Eaux et des Forêts.

Vice-président

J.-M. Barbier, Directeur Général Adjoint de la SAGEP.

Trésorier

G. de Romemont, Directeur régional Île-de-France, Pont-à-Mousson S.A.

Secrétaire

F. Denis, Union des Industries et Entreprises de l'Eau et de l'Environnement.

Membres

D. d'Arras, Directeur R&D, Degrémont.

A. Bernard, Directeur, OTV.

J. Bertrand, Directeur, Suez Lyonnaise des Eaux.

M. Bacourt, Président du Conseil de surveillance de SOGETI, ancien Président de la CICF.

J.-P. Bué, Directeur de la Propreté de la communauté urbaine de Lyon.

R. Cabridenc, Ancien Directeur Scientifique de l'INERIS.

M. Dutang, Directeur Recherche et Technologie de la C.G.E.A.-ONYX.

J.-P. Equios, Directeur Général, SITA.

Ph. Hartemann, Professeur de Santé Publique, Laboratoire d'Hygiène et de Recherche en Santé Publique de Nancy.

R. Jeannin, Association des Ingénieurs des Villes de France.

J.-M. Kahan, DPE, Ville de Paris.

R. Kelhetter, Vice-Président délégué de la Fédération Nationale des Collectivités Concédantes et Régies.

J.-L. Hoorens, Président-Directeur Général de TIRU S.A.

H. Maillot, Professeur à l'EUDIL/UST de Lille.

G. Michel, Directeur Technique de la SAUR.

Y. Mogno Directeur des Relations Contractuelles de la Générale des Eaux.

R. Petiau, Directeur à la Compagnie Intercommunale Bruxelloise des Eaux.

R. Pinoit, Ingénieur Général du GREF, Conseil Général du GREF.

P.-A. Roche, Directeur de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.

P. Roussel, Ingénieur Général du Génie Rural des Eaux et des Forêts.

Ch. Saout, Direction Générale de la Santé.

D. Tricard, Direction Générale de la Santé.

C. Truchot, Direction de l'Eau.

J.-F. Verjat, Président-Directeur Général d'ANTEA.

Membres honoraires

G. Beaudoin, Ancien Trésorier.
J. Bernard, Ancien Président de la Commission Assainissement.
M. Chalet, Directeur Général Honoraire de la CIBE.
G. Delay, Ancien Directeur Général Adjoint de la SAUR.
A. Marchand, Directeur général honoraire des Services Techniques du District urbain de Nancy.

M. Méry, Ancien Secrétaire Général de la FNADE.

Y. Richard, Ingénieur en Chef, Degrémont S.A.

M. de la Roche Saint-André, Ancien Directeur de Pont-à-Mousson S.A.

J. Tribut, Président d'Honneur de la SAUR.

Directeur Général : A. Lasalmonie.

COMMISSIONS TECHNIQUES

Commission Distribution de l'Eau. Président : **M. Rapinat,** Directeur, Générale des Eaux.

Commission Assainissement. Président : **D. Villessot**, Directeur technique, Lyonnaise des Eaux France.

Commission Déchets et Propreté. Président : **A. Strébelle,** Sous-directeur des « Produits et Déchets » au ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement.

Commission Cadre de vie en milieu urbain. Président : **J.-L. Cochard**, Chef du service Eaux, Air et Environnement au CSTB.

Commission Ville et NTIC. Président : **J.-Ph. Walryck,** Délégué général de l'AFOPT.

Commission Corrosion et Protection des Réseaux. Président : **P. Leroy,** Chef du Laboratoire de Corrosion au CRECEP.

Commission Hydrologie Appliquée. Président : **R. Cabridenc,** Ancien Directeur scientifique de l'INERIS.

Groupe de Travail « Normalisation ». Président : **J.-L. Cochard,** Chef du service Eaux, Air et Environnement du CSTB.

SECTIONS RÉGIONALES

Haute et Basse-Normandie. Président : **J. Rombaut,** Directeur Secteur « Rivages Normands » de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie.

Lorraine-Alsace.

Ouest-Bretagne - Pays de Loire : Président : **R. Seux,** Professeur, Ecole Nationale de la Santé Publique.

Provence-Alpes-Côte d'Azur-Corse et Principauté de Monaco. Président : **J. Raffin,** Directeur Général des Services Techniques de la Ville de Marseille.

Rhône-Alpes. Président : **G. Larbaigt,** CEP Consultants.

Sud-Ouest. Président : **A. Laigneau,** Ingénieur à la DDE de Haute-Garonne.

Antilles-Guyane.

Limousin - Auvergne - Centre. Président : **G. Naturale,** Délégué régional de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse

Nord - Pas-de-Calais - Picardie. Président : **M. Goenaga,** ICGREF, DRAF Nord-Pas-de-Calais, DDAF du Nord.

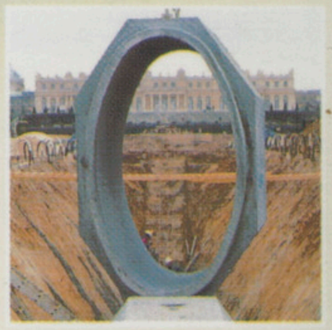
Ile-de-France. Président : **J.-M. Barbier**, Directeur Général Adjoint de la SAGEP.

Imprimerie Néo-Typo - 25000 Besançon - Dépôt légal 32326

Commission paritaire : N° 57286 du 25-2-86 - Mai 2001

- Assainissement
- Canalisations d'adduction d'eau, conduites pour l'industrie
- Travaux et Produits Spéciaux
- Génie Civil, Voussoirs
- Réseaux ferroviaires
- Aménagements urbains, Revêtements de sols
- Funéraire
- Bâtiment
- Réseaux Télécom
- Épuration

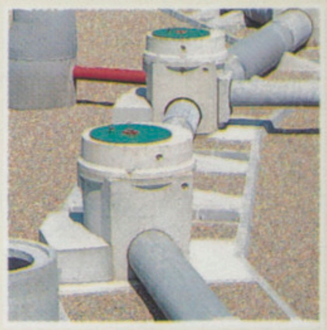
Aménageons ensemble notre territoire,



BONNA SABLA

Créateur de solutions en bétons industriels

- *L'offre produits et services la plus large du marché qui vous permettra de réaliser vos projets d'aménagement du territoire et du cadre de vie.*



- *Des implantations sur toute la France afin de vous offrir un service de proximité.*
- *Une renommée construite sur l'expérience garante de la pérennité de nos ouvrages.*
- *L'innovation, fondée sur de véritables partenariats avec nos clients, crée les solutions indispensables pour satisfaire leurs nouveaux besoins.*
- *Une généralisation des certifications ISO de nos établissements témoigne de notre avance en matière de Qualité.*

AFAQ ISO 9002

www.bonnasabla.com

Des méthodes industrielles . Des matériaux naturels . Des compétences multiples

Siège social : TOUR ARIANE - 5, place de la pyramide - 92088 PARIS LA DEFENSE Cedex
Tél. 01 46 53 24 00 - Fax 01 46 53 24 11

dB•G Conseil - 03/2001