



HAL
open science

Rejets urbains par temps de pluie: pollution et nuisances: actes des troisièmes journées du diplôme d'études approfondies - Sciences et techniques de l'environnement - organisées les 14 et 15 mai 1992 à Paris

Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot

► **To cite this version:**

Bruno Tassin, Daniel R. Thevenot (Dir.). Rejets urbains par temps de pluie: pollution et nuisances: actes des troisièmes journées du diplôme d'études approfondies - Sciences et techniques de l'environnement - organisées les 14 et 15 mai 1992 à Paris. Presses de l'Ecole nationale des ponts et chaussées, pp.257, 1993, 978-2-85978-193-4. hal-01180122

HAL Id: hal-01180122

<https://hal.science/hal-01180122v1>

Submitted on 24 Jul 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Sous la direction de B. TASSIN et D. THEVENOT

REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE : POLLUTIONS ET NUISANCES

Actes des troisièmes journées du Diplôme d'Etudes Approfondies
Sciences et techniques de l'environnement
organisées les 14 et 15 mai 1992 à Paris



Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

Chez le même éditeur

Gestion des eaux

sous la direction de F. VALIRON

Tome I : *Principes, moyens, structures* (2^e édition 1990)

Tome II : *Alimentation en eau, assainissement* (1989)

Tome III : *Automatisation, informatisation, télégestion* (1988)

Tome IV : *Coût et prix de l'alimentation en eau et de l'assainissement* (1991)

La politique de l'eau en France de 1945 à nos jours (1990)

sous la direction de F. VALIRON

Gestion de l'eau en Europe (1990)

Actes de colloque

L'industrie de l'eau dans le monde (1988)

par D. DROUET

Coût et prix de l'eau en ville (1988)

Actes de colloque

Eau et informatique (1986)

Actes de colloque

Automatismes et génie urbain (1983)

par J. LAMOURE

Evacuation des eaux pluviales urbaines (1978)

sous la direction de P. FOUQUET et C. COSTE

Toute reproduction, même partielle, de cet ouvrage est interdite. Une copie ou reproduction par quelque procédé que ce soit, photographie, microfilm, bande magnétique, disque ou autre, constitue une contrefaçon passible des peines prévues par la loi du 11 mars 1957 sur la protection des droits d'auteurs.

© 1993

ISBN 2-85978-193-5

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

28, rue des Saints-Pères 75007 Paris

Département Edition de l'Association Amicale des Ingénieurs Anciens Elèves de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Préface

L'impact des rejets urbains par temps de pluie sur les milieux récepteurs devient un problème d'environnement très sensible et aux implications financières importantes. Plusieurs épisodes orageux aux conséquences désastreuses pour l'écosystème aquatique se sont produits en région parisienne en période estivale en 1990 et 1992. Ces événements ont renforcé la prise de conscience aux niveaux techniques et politiques de la nécessité d'envisager une gestion non plus seulement quantitative mais aussi qualitative des eaux pluviales. Toutefois les connaissances permettant une telle gestion sont loin de pouvoir être considérées comme acquises et de nombreux programmes visant à les améliorer sont actuellement en cours de réalisation. Ils concernent à la fois la caractérisation des rejets urbains de temps de pluie (matériaux particulaires et dissous), les mécanismes d'interaction avec le milieu récepteur, la modélisation de ces phénomènes, et la conception de techniques innovantes pour abattre la pollution.

Cet ouvrage rassemble les textes des communications d'une conférence internationale qui s'est tenue les 14 et 15 mai 1992 à l'Ecole nationale des Ponts et Chaussées et à l'Université Paris XII Val de Marne, et qui a rassemblé plus de 100 participants représentant 15 nationalités. L'objectif de cette conférence était à la fois de faire le point sur les recherches actuelles et les développements technologiques dans le domaine des rejets urbains par temps de pluie, et de présenter aux étudiants du DEA Sciences et Techniques de l'Environnement une problématique de recherche en environnement d'une manière relativement exhaustive. Les textes présentés ici, originaux pour la majorité d'entre eux, ont cherché à tenir cet objectif double, et non seulement présentent les résultats de travaux récents mais aussi détaillent et discutent les méthodologies employées pour les obtenir. Ils présentent donc, ce qui est original, un double aspect scientifique et pédagogique et montrent les grands progrès effectués dans le domaine pendant les cinq dernières années et peuvent servir de base à la conception de nouveaux programmes d'étude et de recherche.

La conférence était divisée en quatre sessions d'une demi-journée chacune :

- Caractérisation des eaux pluviales,
- Production et transfert des polluants,
- Impact sur le milieu récepteur,
- Maîtrise de la pollution des eaux pluviales.

Cette division est reprise dans cet ouvrage. En dernière partie, ont été rassemblés les résumés des communications présentées dans le cadre du "Third European Postgraduate Workshop on Water Quality of Urban Runoff and Effects upon Receiving Waters". Cette dernière manifestation, soutenue par le programme Erasmus des Communautés Européennes, s'est déroulée à l'Ecole nationale des ponts et chaussées du 11 au 15 mai 1992. Ses deux dernières journées étaient communes avec les Journées du DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, et il était donc intéressant de joindre à ces actes, les résumés de cet atelier.

Le comité d'organisation des Journées du DEA Sciences et Techniques de l'Environnement remercie tous ceux qui ont rendu possible la réalisation de cette manifestation, et en particulier l'Ecole nationale des ponts et chaussées, l'Ecole nationale du génie rural des eaux et des forêts, l'Université Paris XII Val de Marne, l'Agence de l'Eau Seine Normandie, le SRETIE du Ministère de l'environnement, le Plan urbain du Ministère de l'équipement, et la SAFEGE. Il remercie aussi MM. M. Desbordes, B. Chocat, J.P. Carbonneil, B. Shutes et P.F. Ténrière-Buchot d'avoir présidé les différentes sessions et animé les discussions entre étudiants, chercheurs et professionnels.

B. Tassin, D. Thévenot
Direction du DEA STE

SOMMAIRE

Préface	3
---------------	---

CARACTÉRISATION DES EAUX PLUVIALES

La pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ses origines et son interception A. BACHOC, G. CHEBBO, J.M. MOUCHEL	9
Localisation et caractéristiques générales des dépôts en collecteurs unitaires visitables	25
A. BACHOC	
Caractérisation des solides en suspension dans les rejets pluviaux urbains	45
G. CHEBBO, A. BACHOC	
Caractéristiques physico-chimiques des métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain	59
J. FLORES-RODRIGUEZ	
The significance of solids in urban stormwater pollution : outline of recent research efforts in Europe	75
M. VERBANCK	

PRODUCTION ET TRANSFERT DES POLLUANTS

Pollution des eaux pluviales urbaines : origine, niveaux et mobilité des polluants	81
D.R. THÉVENOT	
Relargage des métaux lourds par les sédiments pluviaux	95
A.L. BUSSY	
Campagnes de mesure et modélisation du réseau d'Entzheim ..	113
J.L. BERTRAND-KRAJEWSKI	

IMPACT SUR LE MILIEU RÉCEPTEUR

The use of macroinvertebrates and plants as bioindicators in urban aquatic systems	133
R.B.E. SHUTES, J.B. ELLIS, D.M. REVITT	
The use of multivariate statistical analysis for the assessment and prediction of heavy metal bioaccumulation in caged freshwater macroinvertebrates	149
R.M. MULLISS, J.B. ELLIS, D.M. REVITT, R.B.E. SHUTES	

Impact des rejets de temps de pluie en Seine : Quelques résultats tirés de la campagne de l'été 1991 du groupe « Orages » du PIREN-Seine	165
J.M. MOUCHEL	
Des méthodes d'observation des matières en suspension dans le milieu naturel	185
M.A. GUICHARD, J.M. MOUCHEL	

MAÎTRISE DE LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES

La dépollution des rejets urbains par temps de pluie : une approche globale	201
J.P. TABUCHI	
Aperçu des techniques de traitement des eaux pluviales	209
E. ADLER	
Evaluation du volume du ruissellement urbain devant être traité à l'exutoire de bassins séparatifs	229
A. SAGET, G. CHEBBO, A. BACHOC	
Etude de la sédimentation des MES en bassin de retenue d'eaux pluviales	237
G. JACQUET	
Résumés des communications présentées dans le cadre du « Third European Postgraduate Workshop on Water Quality of Urban Runoff and Effects upon Receiving Waters »	243
Liste des sigles	249
Liste des participants	251

CARACTÉRISATION DES EAUX PLUVIALES

LA POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS : SON IMPORTANCE, SES CARACTÉRISTIQUES, QUELQUES ÉLÉMENTS SUR SES ORIGINES ET SON INTERCEPTION

BACHOC A., CHEBBO G.
CERGRENE, Noisy-le-Grand ; IMF, Toulouse
MOUCHEL J.M.
CERGRENE, Noisy-le Grand

1. PRESENTATION

Considérons les rejets pluviaux urbains : nous sommes à la frontière entre le système d'assainissement d'une agglomération urbaine et le(s) milieu(x) naturel(s) récepteur(s), principalement des eaux de surface. Nous sommes donc, par temps de pluie, à la sortie d'une station d'épuration, au niveau d'un déversoir d'orage d'un collecteur unitaire (ou d'une bache de station de pompage, ...) ou à l'exutoire d'un collecteur pluvial. Les forts débits apportés par les deux dernières catégories de rejets (surverses unitaires et rejets pluviaux) peuvent provoquer des effets négatifs importants et ne sont pas du tout aussi propres qu'on le considérait souvent jusqu'à ces dernières décades. En conservant ce poste d'observation privilégié que constituent les points de rejets directs, nous situons rapidement, dans ce texte, l'importance relative de leur pollution, pour confirmer le bien-fondé de l'intérêt qu'y portent aujourd'hui les Agences de l'Eau (ou de Bassin), les administrations, un grand nombre de collectivités territoriales et, espérons-le, la future Loi sur l'Eau. Nous dégageons des comparaisons réalisées quelques éléments importants sur les sources probables de cette pollution. Nous essayons de cerner, ensuite, les principales caractéristiques de cette pollution, et de définir sa spécificité, vis à vis des eaux usées de temps sec notamment. Tout ceci peut alimenter la réflexion sur l'amélioration de la conception de l'assainissement et sur les moyens préventifs à engager (ou non).

2. L'IMPORTANCE DE LA POLLUTION DES REJETS URBAINS PLUVIAUX

2.1. Quelques chiffres globaux

La pollution des eaux pluviales urbaines, mesurée au cours de multiples campagnes, est importante: **en concentration** de Plomb, et de Matière en Suspension, équivalente ou supérieure à celle des eaux usées, **en flux rejetés** très nettement supérieure, enfin **en quantité annuellement déversée par une agglomération**, comparable ou supérieure à celle des rejets des stations d'épuration (1),(2),(3),(4),(5). Les résultats de mesures obtenus à l'exutoire de 4 bassins versants urbains expérimentaux (6),(7),(8), d'une surface de plusieurs dizaines d'hectares et drainés par un réseau que l'on peut considérer comme strictement pluvial, permettent de donner, dans le tableau 1, des fourchettes de ratios de masses annuellement rejetée, rapportée à l'hectare imperméabilisé et au litre déversé (9).

Les sigles utilisés correspondent aux paramètres suivants :

- . MES : matières solides en suspension
- . MVS : matières solides volatiles (éliminées par calcination à 550°C)
- . DCO : demande chimique en oxygène
- . DBO₅ : demande biologique en oxygène au bout de 5 jours
- . Pb : plomb
- . HC : hydrocarbure totaux

Paramètres de pollution	Masse annuelle produite (kg/ha imp.)	Concentration moyenne sur l'année (mg/l)
MES	200-2300	182-456
MVS	200-600	74-240
DCO	500-1100	83-268
DBO ₅	50-200	13-39
Pb	0,7-0,8	0,10-0,41

Tableau 1 : Fourchettes de ratios de masses annuelles transportées à l'exutoire de 4 bassins versants expérimentaux strictement pluviaux

Ces valeurs montrent déjà que les masses à prendre en compte ne sont pas du tout négligeables.

On peut également, toujours en restant au niveau des masses rejetées annuellement, reprendre une comparaison des résultats des campagnes de mesure, de longue durée elles aussi, à l'exutoire de bassins versants pluviaux et de bassins unitaires (2). Pour ces derniers, on considère la totalité des masses transitées (qui comprend donc la part susceptible d'être rejetée aux déversoirs d'orage et la part envoyée vers la station d'épuration). On en a retiré cependant la contribution des eaux usées domestiques ou industrielles reçues dans le réseau pendant les pluies (qui représente entre 20% et 30% des MES et de la DCO totales, de l'ordre de 50% de la DBO₅).

Paramètres de pollution	En collecteurs unitaires	En collecteurs pluviaux
MES	744 - 1650	503 - 2278
DCO	442 - 1235	235 - 1076
DBO ₅	85 - 233	39 - 206
HC	3 - 47	4 - 35
Pb	0,6 - 2	0,6 - 1,8

Tableau 2 : Comparaison de masses annuellement transportées (en kg/ha imperméabilisé) à l'aval de bassins versants unitaires ou pluviaux, d'après PHILIPPE et RANCHET (2) et CHEBBO (25)

Nous voyons qu'en règle générale, la contribution spécifique des eaux de ruissellement d'un réseau unitaire sont plus chargées que celles d'un réseau pluvial, mais que les différences d'un site à l'autre prennent plutôt le pas sur cette différence de nature.

Deux sources supplémentaires sont en jeu: les eaux usées s'écoulant pendant le ruissellement, comme on l'a vu, et, probablement, les dépôts qui peuvent se constituer par temps sec dans le réseau unitaire, et qui sont remis en mouvement par temps de pluie.

On pouvait, en première analyse, estimer que les dépôts dans les collecteurs visitables pouvaient notablement y contribuer. Comme on le verra plus loin, la granulométrie des dépôts, et la nature des particules fines qui sont présentes, nous en dissuadent.

Il reste donc la remise en suspension par temps de pluie des dépôts formés dans les canalisations à l'amont des réseaux. Malgré leur grande hétérogénéité (en allant vers l'amont les particularismes s'affirment), on peut déduire de nos mesures que les particules qui les constituent sont nettement plus fines et plus organiques que dans les collecteurs. Mais pas, sans doute, au point d'expliquer directement l'amplitude des variations du rapport MVS/MES. Il s'effectue peut-être, alors, des tris avec remise en suspension principalement des particules les plus légères et les plus organiques. Leur contribution pourrait atteindre un gros tiers de la masse annuellement transportée.

2.2. Les paramètres à étudier en priorité

a) les approches envisageables

Nos connaissances actuelles sont les effets négatifs provoqués par les rejets pluviaux restent très limitées (5). Il est tout de même possible de dresser un début d'inventaire des risques liés à ce type de rejet (11).

Nous dégagerons, d'abord, sur cette base, les paramètres qui paraissent, à priori, pouvoir jouer un rôle important.

Nous apporterons ensuite un complément en comparant les quantités apportées par ces rejets avec celles que reçoivent par ailleurs les eaux de surface : les rejets urbains de temps sec, bien sûr, mais nous essaierons aussi d'évaluer si le ruissellement urbain transporte des flux polluants plus importants que ceux qu'auraient entraîné les eaux de pluie sur les mêmes surfaces si elles étaient restées naturelles ou agricoles.

b) effets négatifs et paramètres à prendre à compte

Pour l'analyse d'un impact polluant, deux éléments "quantitatifs" sont importants :

- la dilution des rejets, plus précisément le volume d'eau de mélange, ou le temps de renouvellement des eaux réceptrices : cela se traduira par un rapport de débits dans le cas d'une rivière ou un rapport de volume pour un plan d'eau
- la base de temps des processus de dégradation du milieu récepteur

Cela nous conduit à rechercher des flux rejetés, sur les bases de temps les plus pertinents, vis à vis de ses effets possibles, pour chaque paramètre polluant.

Les effets le plus souvent cités (11) sont liés au rejet :

- de matières organiques (désoxygénation, mortalité piscicole, odeurs, ...),
- de solides (indépendamment des polluants qu'ils véhiculent, ils colmatent les fonds, rendent l'eau plus turbide, provoquent, s'ils sédimentent, des effets retardés, notamment en consommation d'oxygène et en relargage de toxiques),
- de toxiques (mortalité, dégradation de la faune et de la flore, effets à long terme)
- de germes pathogènes et de virus (usages dangereux : baignade, ostréiculture...),
- de nutriments (eutrophisation, puis consommation d'oxygène par la matière organique excédentaire...),
- de flottants (pollution visuelle),

Ces divers paramètres polluants, dans les rejets pluviaux urbains, peuvent provoquer :

- des effets cumulatifs sur de longues périodes, concernant, notamment, les toxiques, les solides, les nutriments; le flux à prendre en compte sera par exemple la masse annuelle,
- des effets de choc, liés principalement à la désoxygénation et aux effets toxiques immédiats, comme on a pu le constater au cours de l'été 1990 et plusieurs fois auparavant dans la Seine à l'aval de l'agglomération parisienne; nous considérerons, du moins en première approche, que le flux représentatif est la masse rejetée à l'occasion d'un événement pluvieux (quelques heures), du fait que les phénomènes en cause semblent, dans la plupart des milieux récepteurs, se produire sur une durée de plusieurs heures à quelques jours (12),
- des effets de fréquence, encore mal connus.

c) comparaison aux rejets urbains de temps sec

Pour évaluer ce que représentent en masses annuelles les rejets pluviaux urbains, provenant de surverses d'unitaires ou de collecteurs pluviaux, vis à vis des rejets de temps sec, nous nous appuyons sur une évaluation menée par TRABUC et al. (10). Elle concerne une ville, toute théorique, de 10.000 habitants, couvrant une surface de 167 hectares, imperméabilisée à 30 %. Les résultats apparaissent dans le tableau 3.

Paramètres de pollution	Rejet de la station d'épuration	Surverses (au cas où le réseau est unitaire)	Rejets pluviaux (au cas où le réseau est séparatif)
MES	10 - 17	40 - 200	25 - 100
DCO	30 - 50	40 - 130	10 - 50
DBO ₅	10 - 17	15 - 30	2,5 - 10

Tableau 3 : Masses annuelles (en tonnes) rejetées par la station d'épuration, les surverses d'unitaire ou, si le réseau est séparatif, les collecteurs pluviaux, d'après TRABUC et al.(10)

Les paramètres qui apparaissent importants sont :

- les MES, avec des masses nettement plus importantes par temps de pluie, surtout au niveau de réseaux unitaires, ELLIS (13) donnant des valeurs encore supérieures à celles du tableau 2,
- le Plomb assez peu présent dans les eaux usées domestiques ou même industrielles, dont les masses dans les eaux pluviales pourront s'avérer vite dangereuses pour certains milieux récepteurs, l'analyse des formes sous lesquelles ce métal est présent commence à s'affiner (11) (14) (15),
- La DBO₅ est du même ordre de grandeur que dans les rejets de station d'épuration,
- les nutriments apportés par les eaux usées dominent vis à vis de ceux que véhicule le ruissellement urbain (17).

On peut ajouter que vis à vis de toxiques assez peu étudiés jusqu'ici, mais très préoccupants, les rejets pluviaux urbains constituent pour les eaux réceptrices la source principale (16) d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs), particulièrement virulents et rémanents, de même que, parmi les organochlorés, c'est le principal apport de PolyChloroBiphenyls (PCBs).

Pour les masses rejetées au cours de chacun des événements les plus polluants, le contraste prend des proportions plus impressionnantes si on les compare avec les quantités rejetées après traitement, ou même avec celles qui sont produites, en 1 jour.

Les différences entre eaux unitaires ou strictement pluviales s'atténuent beaucoup. Nous reprenons les chiffres de référence données par PHILIPPE et RANCHET (2) pour les événements les plus chargés dont la période de retour est estimée à 6 mois ou 1 an. Dans le tableau 4 nous comparons les masses qu'ils véhiculent à la pollution de temps sec avant et après traitement, produite en 1 jour, par hectare imperméabilisé (soit 3,33 hectares et 200 habitants pour garder les références de TRABUC et al.(10), déjà utilisées plus haut).

Paramètres de pollution	Eaux usées avant traitement (1 jour de rejet, en kg)	Eaux usées après traitement (1 jour de rejet, en kg)	Pluie très polluante (fréquence 0,5 à 1 an) en kg
MES	7	0,6 à 1	65
DCO	14	1,6 à 2,7	40
DBO ₅	7	0,6 à 1	6,5
H.C.totaux	0 < < 0,05	-	0,7
Plomb	0 < < 2x10 ⁻³	-	40x10 ⁻³

Tableau 4 : Comparaison des masses véhiculées, par hectare imperméabilisé, par les eaux usées (ou unitaires) de temps sec en 1 jour et par les eaux pluviales de l'évènement de fréquence 6 mois à 1 an

Le Plomb (plus de 20 fois plus que les eaux de temps sec avant traitement), les Hydrocarbures et les MES (plus de 10 fois plus), la DCO (deux fois plus et 10 fois plus que le rejet de la station d'épuration) apparaissent très pénalisants.

d) comparaison aux apports ruraux

Pour les toxiques cités plus haut, y compris les métaux, les rejets pluviaux urbains sont très dominants (cf. tableaux 2 et 5).

Pour les MES, par contre, la situation est beaucoup plus nuancée. Les flux, pour les "zones naturelles" ou cultivées sont extrêmement variables. D'après KAUARK-LEITE (18), les masses annuellement entraînées par le ruissellement varient de moins de 100 kg/ha en zone forestière à plus de 40 T/ha, lorsque celle-ci a été récemment déboisée. Les prés apportent jusqu'à 1 T/ha, les vignes de 4 à 10 T/ha. Rappelons que le ruissellement sur un bassin urbain (imperméabilisé à 30 %) transporte de 0,15 T/ha à 1,2 T/ha : l'ordre de grandeur est le même que pour les zones rurales peu érodables.

Pour les nutriments, le tableau 5, tiré de (19), donne des valeurs comparées des ruissellements ruraux et urbains, ces derniers ne donnant pas de masses annuelles très supérieures

	MES(T)	P _{tot} (kg)	Azote (kg)	Plomb (kg)	Zinc (kg)
Zone agricole					
Céréales	0.2-7	0.2-4.6	4.3-31	0.005-0.006	0.014-0.064
Pâture	0.03-1	0.1-0.5	3.2-14	0.004-0.015	0.021-0.038
Bois	0.1-0.6	0.02-0.4	1-6.3	0.01-0.03	0.02-0.03
Zone urbaine					
Résidentielle	0.6-2.3	0.4-1.3	5-7.3	0.06	0.02
Commerciale	0.05-0.8	0.1-0.9	1.9-11	0.17-1.1	0.25-0.43
Industrielle	0.5-1.7	0.9-4.1	1.9-14	2.2-7	3.5-12

Tableau 5 : Comparaison des charges annuelles à l'hectare dues au ruissellement urbain et agricole pour quelques polluants, d'après Sonzogni et al. (19)

e) les paramètres déterminants

Nous nous intéresserons de façon majeure :

- aux usées rejetées durant de longues périodes (1 an par exemple) en métaux lourds, notamment en plomb, en d'autres micro-polluants qu'il conviendrait d'étudier plus, et en MES, essentiellement parce que, comme nous le verrons plus loin, ils sont les véhicules d'autres pollutions,
- aux masses rejetées au cours de chacun des événements, en particulier de ceux qui sont les plus chargés, en MES, en DCO, DBO₅, Plomb et hydrocarbures bien sûr,
- aux fréquences des rejets.

3. SPECIFICITES DE LA POLLUTION DES REJETS PLUVIAUX URBAINS

3.1. Pollution particulaire et pollution dissoute

Le tableau 6 (20)(24)(25) montre la répartition entre la fraction de la pollution pluviale fixée sur les solides (filtration à 0,45 μm ou centrifugation donnent des résultats comparables) et fraction dissoute, à l'aval d'un réseau pluvial, dans un collecteur unitaire et dans des surverses d'unitaire. Dans les trois cas, la pollution particulaire est nettement dominante.

Site	Paramètres de pollution				
	DCO	DBO ₅	NTK	Hydrocarbures totaux	Pb
Bassins Béquigneaux (pluvial BORDEAUX)	83 à 90 %	77 à 95 %	67 à 82 %	86 à 87 %	95% à ?
Collecteur n° 13 (unitaire MARSEILLE)	83 à 92 %	91 %	70 à 80 %	82 à 99 %	99.5 % à 100%
La Molette (surverse d'unitaire SEINE-ST-DENIS)	88%	83%	48%	-	99%

Tableau 6. Pollution particulaire – fixée sur les particules solides –
(en % de la pollution totale – particulaire et dissoute –) sur 3 sites.

De plus, 93 % des PCBs, d'après MARSALÉK (21), 90 % des HAPs, 97 % du Benzopyrène, 85 % du fluoranthène, d'après HERRMANN et KARI (22) sont associés aux suspensions dans le ruissellement urbain.

3.2. Taille et décantabilité de ces solides, principaux vecteurs de pollution

a) granulométrie

Des multiples échantillonnages et mesures menés dans le cadre du programme AGHTM sur les solides en réseaux d'assainissement (20)(24)(25)(26), et d'autres (23), nous pouvons dégager les tendances suivantes :

- les fines particules ($30 \mu\text{m} < D_{50} < 38 \mu\text{m}$) sont prédominantes dans les solides transférés (principalement en suspension), pendant les épisodes pluvieux, dans les réseaux d'assainissement (D_{50} est le diamètre médian des particules, D_{10} et D_{90} représentent les mailles fictives à travers desquelles passeraient respectivement 10 à 90 % des particules, en masse). Le pourcentage en masse des particules inférieures à $100 \mu\text{m}$ est de l'ordre de 70 à 80 %.
- les solides recueillis dans les avaloirs semblent présenter un diamètre médian plus important que celui des solides prélevés plutôt à l'aval du réseau d'assainissement. Ceci pourra être expliqué par une éventuelle sédimentation des particules relativement grossières entre l'entrée et l'aval du réseau.
- les résultats des mesures granulométriques sont assez homogènes d'une ville à une autre et dans la même ville entre réseau unitaire et séparatif. Les différences observées dans les valeurs de D_{90} n'influencent pas beaucoup cette homogénéité vu que les pourcentages des particules grossières sont faibles. Plus l'événement pluvieux est important plus la proportion de particules grossières est importante.
- les solides en dépôt dans les collecteurs visitables sont beaucoup plus grossiers que les solides transférés en suspension par temps de pluie ou par temps sec (Cf. figure 1).
- les solides transférés en temps sec et ceux transités en temps de pluie ont des caractéristiques granulométriques très proches. Mais les mesures des masses volumiques et de vitesse de chute montrent qu'ils sont de nature différente.
- les particules fines en suspension ($< 100 \mu\text{m}$) semblent être agglomérées. Ceci apparait dans les résultats du tableau 5 où une exposition à des ultrasons a fait chuter de moitié le diamètre médian des particules, le retour de D_{50} à sa valeur initiale après 5 minutes de repos semblant montrer que les ultrasons ne cassent pas les particules, mais qu'ils opèrent une désagglomération réversible.

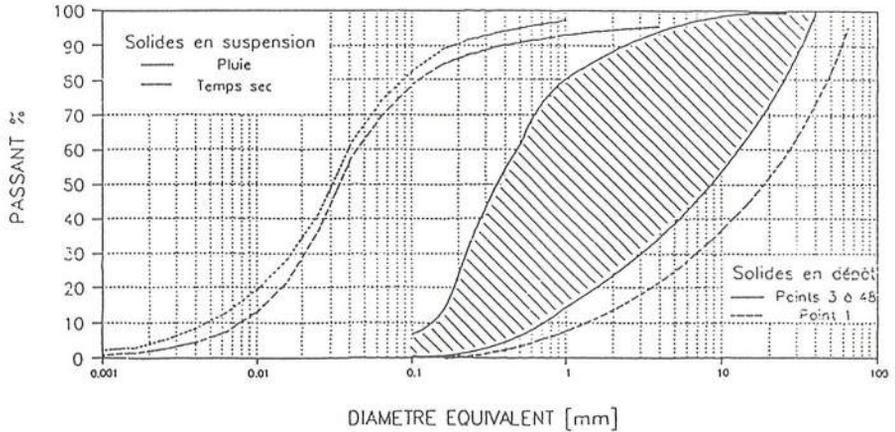


Figure 1 : Granulométrie des solides en suspension et solides des dépôts dans le collecteur 13 de MARSEILLE(25)(26)

b) masses volumiques

Dans la plupart des cas, il y a décroissance des masses volumiques avec l'augmentation de la taille des particules(24)(25).

En temps de pluie, et pour des réseaux unitaires, les solides de taille inférieure à 100 μm sont moins denses (de 1,8 à 2,2 g/cm^3) que ceux des réseaux séparatifs (de 2,5 à 2,7 g/cm^3), ce qui donne un indice de la contribution des dépôts en réseaux (et des eaux usées s'écoulant au moment du ruissellement) à la pollution véhiculée dans les collecteurs unitaires par temps de pluie. Cependant, pour un type donné de réseau (séparatif ou unitaire) la masse volumique des particules paraît homogène d'un site à un autre.

c) vitesse de chute

Les vitesses de chute des particules transférées en temps de pluie sont en général très élevées, y compris pour les particules fines de taille inférieure à 50 μm (entre 3 et 7 m/h). Cette bonne décantabilité a été confirmée lors de mesures plus globales dans des cônes d'Imhoff, et à grande échelle à l'occasion de la décantation des eaux de pluie pendant quelques heures, dans des bassins de retenues.

Les solides de temps de pluie chutent beaucoup plus vite que les solides de temps sec. Il semble que, pour les particules fines, les différences constatées ne s'expliquent pas seulement par les écarts entre masses volumiques. La constitution des floes joue sans doute un rôle majeur.

d) dépollution par décantation

Le tableau 7 donne des valeurs d'efficacité de la décantation pendant quelques heures, en bassin de retenue(24). Les abattements des charges polluantes peuvent être qualifiés de bons à excellents.

Paramètres de pollution	MES	DCO	DBO ₅	NTK	Hydrocarbures totaux	Pb
Abattement de la pollution	83 à 90 %	70 à 91 %	75 à 91 %	44 à 69 %	> 88 %	65 à 81 %

Tableau 7 : Abattement de la pollution par décantation de quelques heures dans le bassin Béquigneaux à BORDEAUX (en % de la pollution totale)

3.3. Les volumes pollués

Les débits d'eaux pluviales sont très vite sans commune mesure avec les débits d'eau usée dès que la pluie prend un minimum d'ampleur. Une pluie dont l'intensité reste faible (entre 5 à 10 mm/h) génère, sur notre ville théorique de 10.000 habitants et de 50 hectares imperméabilisés, des débits de plusieurs centaines de litres par seconde, le débit moyen d'eaux usées se situant à 15 l/s. Le rapport est de plusieurs dizaines. Cela montre qu'il n'est pas très facilement envisageable de créer des capacités de traitement au fil du débit qui ne fonctionneraient, de plus, de quelques centaines d'heures par an.

Un espoir reste, cependant, de façon tenace. Et si seulement n'étaient notablement pollués que les "premiers flots"? On pourrait alors stocker ceux-ci dans des capacités de volume assez réduit, avant de les traiter, à plus faible débit, après la pluie.

Si tel était le cas, nous aurions, sur la figure 2, une répartition suivant la courbe en pointillés (une courbe suivant la première diagonale traduisant, elle, une concentration constante tout au long de la crue). Comme on le voit ici pour le bassin versant expérimental strictement pluvial (9) de MAUREPAS - 28 ha. imperméabilisés à 60 %, de même que pour d'autres, ce n'est pas vraiment le cas. Nous en évaluerons les conséquences plus loin.

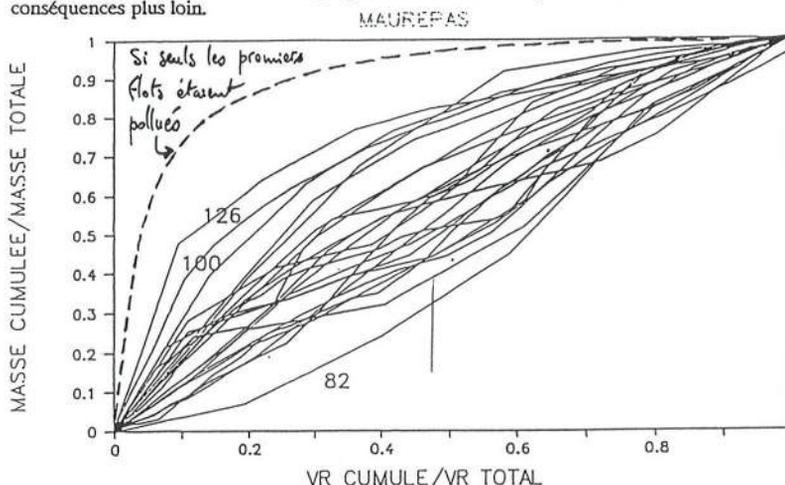


Figure 2 : Ensemble des courbes de Geiger obtenues sur Maurepas pour les MES

4. LES PERSPECTIVES TECHNIQUES

4.1. L'amélioration indispensable de la connaissance des mécanismes de production et de transport de cette pollution

D'une manière générale, une telle connaissance ne peut que contribuer à un meilleur ciblage des dispositions qui peuvent être prises à l'amont, à titre préventif ou curatif, et à mieux reproduire les processus essentiels pour, à travers une modélisation, se donner les moyens d'évaluer, de prévoir et de contrôler.

Sur certains points, les solutions sont d'évidence à la source. Elles se mettent en place lentement, presque par ailleurs. Ainsi pour la réduction des teneurs en plomb qui sont bien sûr très dépendantes du trafic automobile et des anti-détonnants qu'il utilisera de moins en moins. Mais tout n'est pas réglé pour autant. Il en reste encore, et sous quelle forme ?

De même, quelle est la dynamique de rejet des autres toxiques ?

Ou encore, pour les rejets de matière organique, on dresse le constat aujourd'hui que pour certaines pluies, la fraction volatile (organique) des solides en suspension (les MVS) peut représenter dans certains rejets unitaires 50 % des MES, en masse, alors que dans les rejets pluviaux stricts la part complémentaire, celle des matières minérales (MM), domine largement.

Quand cela survient-il, pour quel type de pluies ?

Existe-t-il un moment de la crue où le phénomène est plus accentué ?

Cela dépend-il plus de la configuration du réseau ?

Les réponses à ces questions pourront avoir d'importantes répercussions sur :

- la traitabilité des rejets, car ces solides, lorsqu'ils sont en moyenne plus organiques –et moins denses, leur masse volumique chutant alors sous les 2 g/cm³– risquent de décanter moins bien,
- l'impact sur les milieux récepteurs, car, par exemple, la mobilisation d'oxygène sera très différente suivant que le rapport MVS/MES est de 20 % ou de 50 %.

Savoir mieux répondre à ces questions, c'est mieux identifier les sources des solides en suspension dans les eaux unitaires par temps de pluies, mieux déterminer leur contribution et la manière dont elle est mobilisée, éventuellement de manière sélective, pour apporter le surplus que les réseaux unitaires semblent présenter vis à vis des réseaux pluviaux (Cf. tableaux 2 et 3), et son organicité.

Mais nous n'en sommes encore qu'à des hypothèses extrêmement fragiles (voir en 2.1 ci-dessus), et probablement lacunaires.

4.2. La dépollution des rejets par stockage décantation

a) critères de conception et de gestion

Du fait de la dominance de la pollution véhiculée par les particules solides, de la bonne décantabilité de celles-ci, et de l'importance des débits en jeu, l'une de nos armes majeures dans la lutte contre la pollution des rejets pluviaux urbains sera constituée par des bassins de stockage-décantation. Nous ne perdons pas de vue, bien sûr, qu'il ne s'agit que d'une partie de l'arsenal imaginable, à déployer de l'amont vers l'aval, et à distribuer entre réseaux pluviaux des périphéries des grandes agglomérations et réseaux unitaires de leurs centres. Mais c'est sans doute l'élément central.

Pour dimensionner les capacités d'interception et de traitement, on peut se référer (9) aux trois critères déjà exposés :

- les masses polluantes rejetées sur de longues périodes (un cycle annuel par exemple), significatives vis à vis des effets cumulatifs,
- les masses polluantes rejetées à l'occasion des événements les plus chargés, significatives vis à vis des effets de chocs immédiats,
- la fréquence des rejets résiduels plus ou moins importants.

On peut aussi tester **trois règles de gestion**, consistant à diriger vers les bassins de stockage :

- dès le début de la crue, la totalité des flots, jusqu'à ce que le bassin soit plein, après quoi, si cela arrive, le reste de la crue est dirigé vers le milieu naturel,
- les "tranches" de l'hydrogramme de crue dans lesquelles les concentrations dépassent certains seuils, ce qui suppose que l'on mesure celles-ci en continu de manière fiable,
- la totalité de la crue, si son volume est inférieur à celui de l'ouvrage de stockage (comme dans la première règle) ou, sinon, les "tranches" de l'hydrogramme qui sont les plus polluées et dont la somme des volumes correspond au volume de stockage, ce qui suppose une prévision, parfaite, en temps réel.

b) capacités de stockage requise pour être efficace dans l'interception de la pollution

Le tableau 8 a été dressé pour, à partir des données sur les 4 bassins versants expérimentaux strictement pluviaux étudiés en (6),(7),(8) et (9), établir une comparaison de l'efficacité, suivant les trois critères indiqués ci-dessus, de diverses capacités de stockage.

Volume de stockage (en m ³ /ha.imp)	% intercepté de la masse M produite annuellement	% intercepté de la masse produite à l'occasion des événements critiques	Fréquences des rejets résiduels (nb/an)	
			Rejets moyens (Mx1% < <Mx5 %)	Gros rejets (≥ Mx5 %)
20	36-56	5-10	4-14	2-4
50	57-77	13-29	2-10	1-3
100	74-92	26-74	2-4	1-2
200	88-100	68-100	1-3	0-1

Tableau 8 : Comparaison des efficacités obtenues en interception des MES, suivant nos trois critères, pour divers volumes de stockage

On peut en déduire que, pour ce type de bassin versant, drainé par un réseau strictement pluvial, et d'une surface de quelques dizaines d'hectares, en France, on est efficace vis à vis de :

- l'interception de la **pollution annuellement rejetée**, de façon satisfaisante, avec **100 m³ par hectare imperméabilisé**, le doublement de cette capacité n'apportant qu'un faible supplément,
- l'interception de la **pollution rejetée lors des événements les plus chargés** très faiblement avec 20 m³/ha.imp, médiocrement avec 100 m³/ha.imp, correctement avec **200 m³/ha.imp**,
- la **diminution de la fréquence des rejets importants** (plus de 5 % de la masse annuellement apportée) **ou moyens** (entre 1 à 5 % de cette masse annuelle) où 100 m³/ha.imp apparaît comme un seuil, **200 m³/ha.imp** donnant des résultats satisfaisants.

b) comparaison des règles de gestion

Les 3 règles de gestion rappelées ci-dessus donnent des résultats globalement équivalents. Les différences sont très faibles, la deuxième règle (asservissement du remplissage à un franchissement de seuil en concentration) donnant même des performances inférieures à la première. On peut noter parfois un avantage pour la troisième règle de gestion (qui consiste à remplir le bassin de stockage-décantation avec les "tranches" les plus polluées de l'hydrogramme), mais pour des capacités de stockages très faibles (20 m³/ha.imp), qui sont insuffisantes.

Tout en gardant en tête les limites du domaine exploré (réseaux strictement pluviaux drainant des bassins versants français de quelques dizaines d'hectares), on peut conclure qu'il est techniquement très fortement recommandable de faire simple, quand le compliqué, forcément plus fragile, n'apporte rien de plus. Il nous semble donc prioritaire, pour la conception des ouvrages, de réfléchir à des mises en oeuvre intelligentes et fiables de la première règle de gestion, plutôt que d'investir sur la commande asservie à des mesures en continu (fort utiles par ailleurs) ou sur des logiciels de simulation de la qualité des rejets urbains pluviaux (indispensables pour d'autres fonctions) qui viseraient à prévoir et à gérer en temps réel.

c) quelques éléments à approfondir pour l'aménagement de ces ouvrages

Les résultats présentés plus haut et l'expérience accumulée jusqu'ici ouvrent la réflexion sur plusieurs points techniques qui mériteraient des approfondissements spécifiques, notamment :

- l'aménagement des capacités de stockage en plusieurs caissons, dont au moins un serait destiné à recevoir les crues de petit volume et à assurer une première décantation des eaux cheminant vers les autres compartiments. Toute une problématique pourrait être développée sur le déplacement de l'eau, la distribution de la turbulence, les zones de décantation de matériaux spécifiques, les valeurs limites des débits traversiers, l'équilibre à trouver entre débit traversier, temps de séjour et distribution des vitesses, la conception des ouvrages d'alimentation et de communication entre caissons, l'opportunité de rediriger, ou non, une partie de la crue vers la station d'épuration, les conditions dans lesquelles il conviendrait de prévoir des traitements complémentaires spécifiques,...
- les limites rencontrées en hauteur d'eau stockée, l'augmentation des tirants d'eau permettant de réduire la surface occupée, et donc de réduire la charge de la part foncière dans le coût d'un tel ouvrage, cette hauteur augmentant aussi (mais sans doute, assez modérément) les temps de décantation à efficacité de dépollution égale,
- les conditions dans lesquelles on peut envisager d'utiliser dans le cadre de ces ouvrages des décanteurs lamellaires,
- le mode de vidange des bassins, ou des caissons, pour éviter la remise en suspension des particules déposées par la dernière lame d'eau si celle-ci doit être dirigée directement vers le milieu naturel, ou pour favoriser ce rinçage si les eaux "rechargées" peuvent être traitées,
- des moyens de récupération des solides décantés qui soient économiques, rapides, sans nuisances, par rinçage ou balayage,...
- les conditionnements, retraitements éventuels et la valorisation de ces boues.

4.3. D'autres avancées nécessaires

D'autres fronts que celui que nous venons d'inspecter doivent être ouverts dans la lutte contre la pollution des rejets urbains pluviaux.

Nous avons évoqué les ouvertures qui peuvent résulter d'une meilleure connaissance des mécanismes de production d'accumulation et d'entraînement des divers polluants.

Nous pouvons aussi rappeler d'autres types de traitements (même si certains se sont révélés un peu décevants), et surtout souligner l'intérêt probable des actions qui peuvent être menées à l'amont des bassins versants, en complément des grands ouvrages de l'aval. **Stocker et décanter à l'amont** peut en effet s'avérer bénéfique de 2 points de vue :

- en réduisant le débit, et le volume, à intercepter à l'aval, donc en diminuant les capacités à y mettre en place,
- en diminuant le flux polluant en provenance des zones les plus éloignées de l'exutoire, qui se serait, donc, présenté à l'aval après un temps de propagation non négligeable, plutôt vers la fin de la crue : on dépollue les dernières tranches d'hydrogrammes, celles qui constituent les flots qui ont le plus de chance de ne pas être interceptés par les ouvrages d'aval, même quand leur volume est important.

Nous devons enfin rappeler que ce qui est encore plus déterminant, pour mieux juger où il faut agir, et quand, et dans quel sens, c'est l'analyse des effets négatifs que peuvent produire sur les milieux récepteurs les rejets pluviaux urbains. Ceci implique des investigations très lourdes, vraiment multidisciplinaires, donc coûteuses en temps de collaboration et en investissement intellectuel.

5. ETRE SAGE, C'EST FONCER... DANS LA RECHERCHE-DEVELOPPEMENT

La pollution des eaux de ruissellement prend enfin, à juste titre, une grande place dans les réflexions sur l'eau. Mais nous avons vu que beaucoup de choses restent à découvrir, ou à consolider, ou à compléter. Il serait dangereux que des options technico-financières soient prises, pour "faire efficace" en anticipant trop, et mal:

- sur le mûrissement scientifique et technique de la connaissance des perturbations des milieux naturels recevant les rejets pluviaux urbains, ou des processus qui engendrent leur potentiel polluant,
- sur les ajustements nécessaires pour la conception des systèmes de dépollution.

On peut tirer des leçons de l'exemple des eaux usées : pendant plus d'une décennie, après la loi sur l'eau de 1964, tous les acteurs ont fait du "tout-station d'épuration" avant de s'apercevoir, mais très tard, que l'efficacité de la collecte par les réseaux était une question majeure et très mal traitée. On peut éviter de payer le coût de nouvelles erreurs comparables.

La lutte contre la pollution des eaux pluviales constitue une motivation mobilisatrice ? Tant mieux. Ne nous laissons pas aller à décider de n'importe quel ouvrage hâtivement conçu et donc probablement mal ciblé et difficilement gérable.

Il est bon de multiplier les expériences, mais dans des conditions qui permettent d'en retirer des bénéfices substantiels, ce qui implique un minimum de contexte.

Il faut pour cela que se dissolvent les réticences, les mépris ou les complexes des décideurs, des projecteurs, des exploitants vis à vis des bureaux d'études et des chercheurs et vice-versa : d'où actions de sensibilisation et de formation, développement d'une culture technique commune.

Des décisions peuvent et, à notre avis, doivent être prises pour générer les bonnes accélérations.

En premier lieu, comment ne pas demander qu'enfin cette recherche si nécessaire, si porteuse d'espoirs concrets, si déterminante aujourd'hui, puisse enfin bénéficier de ressources moins hasardeuses et moins chiches ? Dans ce domaine, plus encore peut-être que dans d'autres, les études approfondies doivent être légitimées.

Des filières industrielles doivent se mettre en place à un rythme soutenu mais raisonnable, pour que se spécifient bien les outils, pour qu'ils se fiabilisent, pour que les savoir-faire se consolident.

Les moyens de gestion peuvent être ajustés et mieux pensés pour la suite si l'on prend soin de mettre en place des réalisations pilotes et des observatoires des milieux naturels.

Pour la réduction des effets négatifs de la pollution des eaux pluviales, nous proposons, de plus, comme pour la maîtrise de ces eaux en général, de penser des solutions intégrées, reliant les aspects techniques, financiers, culturels, scientifiques, organisationnels.

Nous proposons aussi de penser ces solutions en fonction du degré de maturation scientifique et technique : pour la pollution des eaux de ruissellement l'action politique sera efficace, dans les quelques années qui viennent, si elle se situe délibérément sur le terrain de la dynamisation de la recherche-développement et du développement de la culture technique de l'eau dans la ville.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) DESBORDES M. (1985) :
"Bilan des études et recherches sur la pollution du ruissellement pluvial urbain dans les pays d'Europe de l'Ouest et d'Amérique du Nord".
Rapport LHM-USTL-STU
- (2) PHILIPPE J.P., RANCHET J. (1987) :
"Pollution des eaux de ruissellement pluvial en zone urbaine, synthèse des mesures sur 10 bassins versants en région parisienne". Rapport de recherche L.P.C. n° 142
- (3) TRABUC P. et al., (1989) :
"Pollution apportée par les rejets urbains de temps de pluie". Résumé présenté en commission de l'AFBSN le 22/3/89
- (4) MARSALEK J., (1984) :
"Caractérisation du ruissellement de surface issu d'une zone urbaine commerciale". Sciences et Techniques de l'Eau, vol. 17, n° 2, mai 1984
- (5) GUJER W., KREJCI V., (1987) :
"Urban storm drainage and receiving waters ecology". Fourth International Conference on Urban Storm Drainage, Lausanne
- (6) HEMAIN J.C., (1983) :
"Mesure de la pollution du ruissellement pluvial urbain", Rapport n°1, n°2 et n°3, LHM Montpellier
- (7) HEMAIN J.C., (1984) :
"Mesure de la pollution du ruissellement pluvial urbain", Exploitation des données autres que DCO, MES et DBO5, LHM Montpellier
- (8) LHM Montpellier :
"Rapport de synthèse : la pollution du ruissellement pluvial urbain".
Campagne de mesure expérimentale française 1980-1982
- (9) BACHOC A., SAGET A., GHEBBO G., HABABOU C., (1991) :
"Rejets pluviaux urbains : distribution de leur pollution et efficacité de bassins de stockage-décantation: Analyse des données des 4 bassins versants expérimentaux de la campagne nationale des mesures 1980-1982".
Rapport Plan Urbain.
- (10) TRABUC P. et le groupe de projet sur la pollution apportée par les rejets urbains de temps de pluie, (1989)
Note de synthèse du 22 Mars 1989
- (11) MOUCHEL J.M., FLORES-RODRIGUES J, GUICHARD M.A., THEVENOT D.R., (1991) :
"Devenir possible dans les eaux réceptrices des solides des rejets pluviaux urbains et des métaux qu'ils apportent".
Congrès AGHTM 1991 : Atelier Assainissement
- (12) HUBER W.C., DRISCOLL E.D., INK P.L., (1987) :
"Use of monitored quality frequency characteristics for SWMM Quality Calibration". 4th I.C.U.S.D., Lausanne
- (13) ELLIS J.B., (1985) :
"Pollution aspects of urban runoff". Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. et Desbordes E. Eds., NATO ASI Series, G10:1-30

- (14) FLORES-RODRIGUEZ J., BUSSY A.L., LEBRETON L. et THEVENOT D.R., (1989) :
"Spécifications des métaux lourds dans les eaux pluviales". Rapport d'étude, Université Paris Val de Marne, 42 pages, annexes
- (15) FLORES-RODRIGUEZ J., (1991) :
"Evaluation de la mobilité des métaux toxiques dans les rejets pluviaux urbains".
Thèse de Doctorat, Université Paris Val de Marne, à paraître
- (16) MARSALEK J., (1990) :
"PAH Transport by urban runoff from an industrial city", 5th ICUSD, OSAKA
- (17) WALLER D.H. et HART W.C., (1985) :
"Solids, nutrients and chlorides in urban runoff". Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. et Desbordes E. Eds., NATO ASI Series, G10:59-85
- (18) KAUARK-LEITE L.A., (1990) :
"Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole".
Thèse de Doctorat de l'ENPC, 342 pages, annexes
- (19) SONZONGNI W.C., CHESTERS G., COOTE D.R., JEFFS D.N., KONRAD J.C., OSTRY R.C. et ROBINSON J.B., (1980) :
"Pollution from land runoff". Environment Science and Technology, 14:148-153
- (20) BACHOC A., CHEBBO G., LAPLACE D., (1991) :
"Résultats et perspectives en avril 1991 du programme de recherche sur les solides en réseaux d'assainissement". 42 p.
- (21) MARSALEK J., (1985) :
"Toxic contaminants in urban runoff : a case study". Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. et Desbordes E. Eds., NATO ASI Series, G10:39-57>
- (22) HERRMANN R. et KARI F.G., (1990) :
"Grain size dependant transport of non polar organic trace pollutants (PAH, PCB) by suspended sediments during urban storm runoff". Proceedings of 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka, Juillet 1990, 3:499-503
- (23) VIGNOLES M., (1991) :
"Données qualitatives et quantitatives concernant les sédiments contenus dans les eaux de ruissellement à leur entrée dans le réseau". Congrès AGHTM d'ANNECY
- (24) CHEBBO G., BONNEFOIS J., BACHOC A.,(1990)
Caractérisation des solides transférés dans le bassin de retenue BEQUIGNEAUX
Rapport d'étude. Lyonnaise des Eaux-Dumez - CERGRENE - IMF Toulouse - Agence de l'Eau ADOUR-GARONNE.
- (25) CHEBBO G.,(1991) :
"Caractérisation des solides des rejets pluviaux urbains ",
Thèse de Doctorat de l'ENPC, à paraître.
- (26) LAPLACE D.,(1991):
"Dynamique du dépôt en collecteur d'assainissement".
Thèse de Doctorat de l'INP de Toulouse, Spécialité de Mécanique des Fluides , 202 p.+ annexes.

LOCALISATION ET CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES DÉPÔTS EN COLLECTEURS UNITAIRES VISITABLES

BACHOC A.

CERGRENE, Noisy-le-Grand ; IMF, Toulouse

1. Analyse de la répartition des dépôts: objectifs et méthode

1.1. Les objectifs

Nous avons pu observer [BACHOC, 1991] [BACHOC, 1992] que les dépôts apparaissent de façon relativement fractionnée, dans des lieux de discontinuité hydraulique. Pour aller plus loin en particulier en matière de lutte contre ces dépôts, nous analysons, sur des zones étendues, leur répartition dans les collecteurs visitables, en mettant en relation:

- les caractéristiques géométriques (longueur, volume) de chaque dépôt élémentaire (défini comme ayant un contexte homogène),
- le contexte géométrique ou hydraulique de ces dépôts.

Cette étude a pour objectifs:

- d'identifier les éléments de contexte des zones de dépôt, qui apparaissent comme les plus importants, et d'une certaine manière comme des conditions nécessaires pour l'encrassement,
- d'en tirer les conclusions sur le plan de la connaissance des dépôts en collecteurs unitaires visitables et du point de vue technique (pour dégager des critères de vulnérabilité, et mieux déterminer les actions préventives ou curatives à mener),
- de mieux connaître les caractéristiques des constituants de ces dépôts, pour, d'une part progresser sur la connaissance de leur contribution à la pollution des rejets urbains par temps de pluie et d'autre part mieux spécifier les solutions techniques adaptées pour assurer toute la chaîne des fonctionnalités nécessaires pour le curage de collecteurs. Nous chercherons, par exemple, à nous faire une idée de l'emplacement préférentiel des dépôts dont les caractéristiques (surtout la taille des constituants) s'écartent des valeurs habituellement rencontrées,
- d'évaluer la représentativité des résultats des études plus précises menées sur des sites plus délimités, par exemple le collecteur 13 de MARSEILLE.

1.2. Les sites

Nous avons étudié les dépôts dans 4 ensembles de collecteurs :

- à MARSEILLE, sur le bassin versant n° 13, le réseau des antennes visitables, qui se situent entre les canalisations de desserte (ϕ 300 mm à ϕ 500 mm) et le collecteur n° 13 lui-même. Les sections transversales sont très variées (de l'ovoïde T5, de 1,25 m de haut, aux galeries de 2,30 m à 2,75 m de haut et de 1,20 m à 1,80 m de large, qui sont équipées de cunettes profondes de 0,30 m à 0,50 m et larges de 0,40 m à 0,70 m; elles accueillent souvent des canalisations d'eau potable dont le diamètre peut atteindre 600 mm). Les pentes sont très contrastées, le linéaire encrassé est de 1,300 km pour un total visitable de 12,700 km (10% du linéaire total);

- le réseau départemental de SEINE-SAINT-DENIS sur le territoire de MONTREUIL-SOUS-BOIS. Il est constitué de 29,7 km de collecteurs visitables, relativement homogènes en section transversale (ovoïdes de 180/100 à 230/130, sans banquettes), de pentes assez variées (la moitié du linéaire se situant à moins de 1% et le quart à moins de 0,5%). Il est maillé, il reçoit des canalisations de desserte. Le linéaire où il y a plus de 10 cm de dépôt est de 5,4 km (18% du linéaire total);

- l'ensemble des collecteurs dits visitables, à MARSEILLE (hauteur supérieure ou égale à 1,25 m), à l'exception de l'émissaire, sur le linéaire où le dépôt est d'une épaisseur supérieure à 30 cm, soit, sur un total de 350 km de collecteurs visitables, 8 km étudiés ici,

- à MARSEILLE (l'émissaire) et PARIS, une trentaine de kilomètres de collecteurs plus importants (plus de 2 m de haut et 1,50 m de large, avec des cunettes profondes de plus de 0,80 m et larges de plus de 1 m). Ces collecteurs, généralement situés à l'aval de collecteurs du même type que les précédents ont des pentes généralement faibles (quelques °/°). Les données exploitées sont souvent moins précises, mais elles constituent un bon complément.

1.3. Méthode

Nous avons suivi, de manière générale, en collaboration avec les exploitants concernés, les étapes suivantes:

- compléter la cartographie du réseau et constituer un système de repérage,
- relever la géométrie (et dans certains cas les caractéristiques) des dépôts,
- définir les catégories de contexte des dépôts,
- déterminer les dépôts élémentaires (que nous définissons comme des dépôts continus pour lesquels le contexte reste homogène; à partir du point où celui-ci se modifie, le long d'une zone de dépôt, on passe à un nouveau dépôt élémentaire),
- classer ces dépôts élémentaires par catégories ou combinaisons de catégories,
- interpréter, en évaluant le poids relatif de chaque catégorie de contexte.

Ce travail est très lourd, non seulement pour les visites elles-mêmes, mais aussi pour constituer des supports cartographiques regroupant l'essentiel des données nécessaires à l'interprétation, celles-ci étant en général accessibles dans des plans ou des documents variés, nombreux, détenus par des services différents,... Cette compilation et ces visites n'ont été possibles que grâce à la très grande disponibilité et aux talents de toutes les personnes de la SERAM, de la Ville de MARSEILLE, de la DEA de SEINE-SAINT-DENIS, du Service d'Assainissement de PARIS qui nous ont aidé dans cette rude tâche.

Pour l'étude des dépôts élémentaires et de leur contexte sur chaque site, nous nous sommes concentrés sur la partie de la population des dépôts qui constitue, dans chaque cas, l'essentiel.

Il est fort dommage que nous n'ayions pas pu pour cela partout utiliser le même critère de sélection de ces dépôts principaux. Cela tient à deux choses :

- d'une part, les échelles d'observation n'étant pas les mêmes, le rapport "richesse de l'information/masse de données à traiter" aurait été, avec un critère unique, très différent d'un site à l'autre,
- d'autre part, dans les cas de MONTREUIL, de l'ensemble du réseau de MARSEILLE, et de PARIS, nous n'avons pas visité la totalité des tronçons de collecteurs. Nous avons sélectionné, à partir de relevés déjà réalisés, les linéaires (déjà très importants) à examiner par nous-même, en complément. La précision des relevés utilisés est variable, et les dépôts y sont classés en catégories d'épaisseur dont les bornes varient d'un site à l'autre.

2. Les zones vulnérables

2.1. Au-delà des particularités, des tendances se dégagent

On constate, bien sûr, une grande influence de particularités locales, comme les obstacles que l'on peut rencontrer dans les réseaux du fait des interférences avec les autres réseaux techniques, ou comme le degré de séparativité des bouches avaloirs, ou la nature de la zone urbaine drainée, les habitudes des entreprises chargées de travaux de voirie ou d'assainissement,... Il n'en reste pas moins que des dominantes se dégagent.

2.2. Influence de la pente du radier

Ce paramètre qui devait a priori être l'un des critères majeurs, n'est pas souvent disponible, aujourd'hui, et il l'est encore moins souvent de manière fiable. Cette situation devrait évoluer rapidement avec la mise en place dans plusieurs agglomérations de Systèmes d'Information Géographique et avec les campagnes de relevés topographiques qui les accompagnent. Mais aujourd'hui il ne nous a pas été possible de calculer des pentes assez fiables pour des tronçons entre regards de visite ailleurs que sur le réseau de MONTREUIL (paradoxalement parce qu'il est assez ancien). Comme on peut le voir sur la figure 1, l'essentiel des dépôts s'est constitué dans des collecteurs à pente faible :

- 95 % du volume sédimenté se trouve dans des tronçons de pente inférieure ou égale à 1 %,
- 65 % de ce volume dans des tronçons dont la pente est inférieure à 0,5 %.

Mais ce critère ne s'avère pas suffisant, car on constate qu'une forte proportion du linéaire des collecteurs de faible pente est sans dépôt significatif (c'est le cas par exemple de 62 % du linéaire de pente inférieure ou égale à 0,001 m/m).

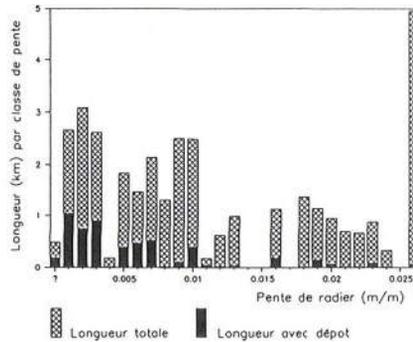


Figure 1. Longueurs totales et longueurs encrassées par classes de pente de radier à MONTREUIL

2.3. Les autres catégories de contextes défavorables

Dans les divers collecteurs visités et étudiés nous avons trouvé des dépôts presque exclusivement dans les situations suivantes :

- dans ce que nous appelons des **têtes de collecteurs**, qui sont des extrémités amont du réseau de collecteurs visitables (hauteur ≥ 1.25 m à Marseille, ou hauteur ≥ 1.50 m en région parisienne), qui ne reçoivent, donc, que des canalisations ($\phi < 1$ m), des bouches-avaloirs ou des branchements, ou qui, en réseaux maillés, se situent de part et d'autre d'un point haut,
- en aval de pertes de débit ou de défluences, qui peuvent être :
 - * un maillage de type parisien (lorsqu'il n'y a pas une maîtrise totale des conséquences, en matière de transport solide, des répartitions qui peuvent s'effectuer, par temps sec ou pour des événements pluvieux plus ou moins importants),
 - * un point d'alimentation d'un collecteur de doublement ou de délestage,
 - * un déversoir d'orage.
- dans des tronçons où s'exercent des influences aval, et où, donc, la vitesse moyenne de l'écoulement, pour un débit donné, peut chuter assez nettement. Cela peut se traduire par une diminution encore plus

brutale de la valeur τ_0 de la contrainte de cisaillement à la surface du dépôt, lorsqu'on la compare avec ce qu'elle pouvait être quelques dizaines ou centaines de mètres en amont. Ces influences peuvent être dues à :

- * une confluence, en aval du secteur de dépôt, avec un collecteur de débit plus important, ou de pente plus forte, ou avec un ruisseau urbain (dont les crues peuvent être beaucoup plus longues que celles du collecteur pluvial influencé),

- * un exutoire dont le niveau est, relativement, élevé, qu'il s'agisse de la mer (avec, ou non, influence, directe ou indirecte, des marées) ou d'une rivière,

- * une station de pompage, en aval, dont le marnage est important,

- * un siphon, en aval, ou une autre particularité géométrique.

- **en aval de brusques variations de la géométrie**, générant une diminution brutale des capacités de transport solide de l'écoulement par temps sec et surtout par temps de pluie :

- * au niveau d'une bouche-avaloir non séparative,

- * en aval d'une confluence, pour un écoulement provenant d'un affluent (canalisation ou collecteur) plus pentu ou plus petit que le tronçon dans lequel s'effectue le dépôt,

- * en aval d'une cassure de pente (passant de quelques % à quelques °/°°) du radier,

- * en aval d'un élargissement de section,

- * en aval d'une chute.

- **en présence d'obstacles locaux**

- * des déchets de travaux (de voirie, de construction, ou sur le réseau d'assainissement) indelicatement jetés dans le réseau par les bouches ou les regards, ou laissés sur place,

- * l'interférence de l'écoulement avec divers aménagements occasionnés par les réseaux techniques d'autres concessionnaires du domaine public (eau potable, métro,...),

- * des contre pentes locales, qui peuvent être dues à des affaissements locaux (traversée d'une voie à trafic lourd, par exemple),

- * des barrages ou des vannes d'exploitation dont l'utilisation est mal maîtrisée,

- * des "ballots", amas d'objets longs et plats, rigides ou flexibles, étroitement emmêlés.

- **à l'aval de zones d'accumulation de dépôts, érodables**, qui peuvent être des zones de dépôts importants appartenant aux catégories déjà citées, mais aussi, paradoxalement, des chambres de dessablement.

3. Emplacements des dépôts

3.1. Dans les collecteurs visitables (12,7 km) du bassin versant n° 13 de Marseille

Les éléments cartographiques ont été fournis ou établis par la Ville de Marseille et la SERAM.

Les sections transversales des ouvrages varient du T5 (ovoïde de 1,25 m de hauteur – Dieu, que c'est bas, et prisé par les araignées pour y tisser leurs toiles! –) à des galeries, accueillant aussi des grosses canalisations d'eau potable, de plus de 2,30 m de haut et 1,30 m de large. La surface drainée par ces divers collecteurs varie de 2 à 50 hectares.

Nous avons analysé individuellement tous les dépôts dont le volume est supérieur à 0,4 m³ (il y en a 48) et plus globalement les moins importants.

Les types de contexte des premiers sont présentés synthétiquement dans le tableau 1. Lorsque, comme en général, les contextes sont multiples, celui qui est considéré comme dominant est imprimé en caractères gras, les autres le suivant en étant précédés du signe +.

Les zones les plus vulnérables sont pour cet ensemble de collecteurs :

- **en aval de défluences**, et en présence d'autres éléments de contexte défavorables (20 % de la longueur totale des dépôts importants, 49 % de leur volume)
- **les têtes de collecteurs**, en présence d'autres conditions défavorables (64 % en longueur, 36 % en volume).

En complément nous pouvons préciser que les dépôts moins importants (< 0.4m³) représentent une longueur encrassée de 270 m (sur un total de 1320 m) et un volume de 13 m³ (sur un total de 136 m³). Ils sont au nombre de 63, parmi lesquels 31 **dans des têtes de collecteurs** (dont 12 en présence de déchets de travaux), 11 **dans des zones sous influence aval** et 7 **en aval d'un maillage**.

On peut reconnaître que le bassin versant 13 de MARSEILLE présente des spécificités assez fortes :

- il se transforme beaucoup : les chantiers de construction et les travaux de voirie étaient nombreux pendant nos visites (été 1990),
- une partie de son réseau est surdimensionnée pour faciliter le passage de grosses canalisations d'adduction d'eau potable, et cela se traduit parfois aussi par l'existence de 2 trajets parallèles possibles pour l'eau (sous LA CANEBIERE et le Boulevard LONGCHAMP), donc par des différences importantes.

Mais nous allons voir tout de suite que dans un réseau qui ne présente pas les mêmes particularités les catégories de contextes défavorables ne sont pas extrêmement différentes.

Catégories de contexte	% de la longueur totale	% du volume total	nombre de dépôts élémentaires
Tête de collecteur			
+ discontinuité géométrique (souvent un avaloir) + influence aval	24.8 %	8.8 %	11
+ déchets de travaux + autres conditions	21.6 %	8.6 %	8
+ autres obstacles	2.5 %	8.2 %	3
+ influence aval	9.6 %	4.7 %	5
+ autres conditions	5.9 %	5.5 %	5
Défluences (collecteur de doublement ou maille)			
+ obstacle (cana.d'A.E.P., barrage, déchets de travaux) + avaloir ou influence aval	14.5 %	46.8 %	6
+ influence aval (d'un écoulement principal ou d'un affluent plus pentu)	5.5 %	1.9 %	1
Obstacles locaux			
isolés (barrage, vanne)	1.6 %	1.6 %	2
déchets de travaux + autre obstacle (canalisation)	5.7 %	9.8 %	1
déchets de travaux + influence aval ou disc.géom.	3.2 %	2.2 %	3
Autres catégories	5.1 %	1.7 %	3
TOTAL	1050 m	123 m ³	48

Tableau 1. Distribution des principales catégories de contexte des dépôts importants (> 0.4 m³) dans les collecteurs visitables (12.7 km) du bassin versant n°13 de MARSEILLE

3.2. Dans le réseau (départemental) des collecteurs visitables à MONTREUIL-SOUS-BOIS (29.7 km)

Le tableau 2 montre la distribution des longueurs et des volumes (évalués moins précisément que précédemment) correspondant aux principales catégories de contexte.

Catégories de contexte	% de la longueur totale	% du volume total	pen- te moyenne du radier (m/m)
Tête de collecteur			
+ discontinuité géométrique (souvent un avaloir ou une canalisation affluente)	14.6 %	11.2 %	0.004
+ influence aval	14.7 %	9.6 %	0.012
+ discontinuité géométrique + influence aval	6.4 %	10.9 %	0.008
+ 2 autres conditions	9.9 %	12.2 %	-
+ défluence	2.3 %	2.6 %	0.017
isolée (point haut de bassin versant, souvent)	1.3 %	0.9 %	0.01
Défluence			
apparemment isolée (maillage "parisien" ou déversoir)	13.7 %	8.7 %	0.001
+ discontinuité géométrique	11.5 %	8.5 %	0.004
+ discontinuité géométrique + influence aval	9 %	12.9 %	0.005
+ influence aval	4 %	3.3 %	0.002
+ autres conditions	0.8 %	0.9 %	0.007
Autres catégories	11.2 %	18.3 %	-
TOTAL	5400 m	350 m ³	

Tableau 2. Distribution des principales catégories de contexte des dépôts (d'épaisseur supérieure à 10 cm) dans les collecteurs visitables (29.7 km) de MONTREUIL (SEINE-SAINT-DENIS)

Les catégories de contexte dominantes sont, ici :

- **les têtes de collecteur** (49.2 % de la longueur totale des dépôts étudiés - épaisseur > 10 cm -, et 47.4 % de leur volume) ce critère étant pratiquement toujours combiné avec un ou deux autres,

- **l'aval de défluences existant par temps de pluie** (39 % de la longueur des dépôts étudiés, 34.6 % de leur volume), ce critère paraissant suffisant car il apparait isolé (pour 13.7 % de la longueur, 8.7 % du volume) plus souvent dans ce cas, lorsque la pente est faible, que dans d'autres.

Nous voyons bien que ces deux critères, en combinaison, très souvent, avec d'autres sont largement dominants :

- aussi bien à MONTREUIL, où ils "couvrent" 88.2 % de la longueur et 81.7 % du volume des dépôts étudiés,

- qu'à MARSEILLE où ils représentent 84.4 % de la longueur et 85 % du volume.

De la même manière, un critère isolé est rarement suffisant. A MONTREUIL, c'est le cas pour 18.7 % de la longueur (et 16.3 % du volume des dépôts) ; il s'agit alors souvent de pertes de débits au niveau de défluences intermittentes.

Chacun des 94 dépôts élémentaires correspond à l'un des critères identifiés. Ils sont d'une longueur très rarement supérieure à 100 m.

Au-delà des spécificités fortes de chacun de ces groupes de collecteurs on retrouve donc les mêmes tendances générales.

3.3. Les gros dépôts (épaisseur > 30 cm) dans l'ensemble du réseau de collecteurs visitables (350 km) à MARSEILLE

Le tableau 3 décrit la distribution de ces dépôts, en distinguant deux classes d'épaisseur : assez épais (30 cm << 50 cm) et épais (> 50 cm).

On retrouve comme catégorie importante les **têtes de collecteurs** (en présence d'autres éléments défavorables), mais celle qui prend nettement le pas sur les autres, à cette échelle d'observation, intégrant aussi des collecteurs drainant des surfaces plus importantes qu'auparavant, c'est la présence d'une **cassure de pente du radier** : à peu près la moitié de la longueur des dépôts épais (> 50 cm), et toujours en présence d'autres éléments défavorables. Une autre discontinuité géométrique joue un rôle important (~ 15 % des longueurs) : le passage des solides d'un affluent assez pentu ou de section assez faible à un écoulement plus important et plus lent. Notons enfin que nous avons classé les cas où il y a combinaison entre les critères **discontinuité géométrique** et **influence aval** dans la catégorie

où est dominante l'influence aval, car, comme nous le verrons plus loin, la granulométrie étant beaucoup plus fine dans ce cas, on peut considérer qu'il s'agit d'une catégorie de dépôt qu'il est préférable de différencier.

Catégories d'épaisseur de dépôts	épaisseur > 0.50 m		0.30 m < < 0.50 m	
	% de long.totale	nombre dépôts él.	% de long.totale	nombre dépôts él.
Tête de collecteur				
avec influence aval ou disc.géométrique	11.6 %	10	26.8 %	20
Défluence	3.5 %	2	10.7 %	3
Discontinuité géométrique :				
- cassure de pente + défluence ou élargissement de section	38.1 %	5	19.4 %	11
- aval d'une confluence avec coll. plus pentu (dont la moitié sans autre critère apparent)	16.3 %	9	13.2 %	5
Influence aval :				
- d'une station de pompage + défluence + disc. géométrique	9.8 %	3	9.5 %	4
- d'une confluence avec écoulement principal (dont 3/4 sont + une cassure de pente)	7.8 %	6	7.6 %	8
- d'une confluence avec un affluent plus pentu (dont 2/3 sont + une cassure de pente)	4.4 %	4	8 %	7
- d'un niveau haut à l'exutoire + une cassure de pente	3.9 %	3		
Autres catégories	4.6 %	5	4.8 %	4
TOTAL	4090 m	47	4065 m	62

Tableau 3. Distribution des catégories de contexte des dépôts assez épais (30 cm << 50 cm) et épais (> 50 cm) dans la totalité du réseau (350 km) des collecteurs visitables de MARSEILLE

3.4. Emplacement des dépôts dans quelques grands collecteurs ou émissaires à MARSEILLE et PARIS

Les collecteurs en question sont : l'émissaire de MARSEILLE (5.630 km), le collecteur de CLICHY à PARIS (7.1 km), le collecteur d'ASNIERES à PARIS (5.8 km), le collecteur MARCEAU à PARIS (4.7 km), le collecteur BIEVRE à PARIS – rive gauche – (4.4 km), le collecteur BAS à PARIS – rive gauche – (5.8 km) .

On y trouve, globalement, et dans un ordre d'importance décroissante, les catégories de contexte suivantes :

- à l'aval d'une cassure de pente, associée à un élargissement de section,
- à l'aval d'une confluence avec un affluent plus pentu,
- sous une influence aval due à une confluence avec un collecteur plus pentu, ou à un niveau élevé à l'exutoire, ou même à des barrages à poutrelles censés améliorer le fonctionnement des chambres de dessablement,
- à l'aval de chambres de dessablement trop pleines (et devenues, aujourd'hui, très difficiles à curer, du fait des contraintes de trafic et de voisinage sensible).

3.5. Synthèse sur les emplacements de dépôts

Le tableau 4 compare l'importance relative de chaque catégorie dominante de contexte (co-existant avec un ou deux autres critères, en général) dans les divers groupes de collecteurs visitables étudiés.

L'importance relative de chaque catégorie de contexte varie de façon appréciable d'un site à l'autre. Néanmoins, plusieurs points communs émergent :

- au niveau de bassins versants de quelques centaines d'hectares les zones les plus vulnérables apparaissent être les têtes de collecteurs, presque toujours en présence de facteurs aggravants, correspondant aux autres critères cités, et à l'aval de défluences, qui sont, elles, parfois suffisantes,
- à un niveau plus global, à MARSEILLE et à PARIS, les discontinuités géométriques (cassures de pente, ou aval de confluences avec des collecteurs plus pentus) deviennent dominantes vis-à-vis de la vulnérabilité aux dépôts,
- les dépôts n'apparaissent généralement que dans des localisations particulières, où, clairement, peuvent se produire, par temps de pluie, ou parfois par temps sec, des situations hydrauliques où l'écoulement perd en quelques dizaines de mètres une bonne partie de sa capacité de transport solide, celle-ci passant

alors sous un seuil de maintien en mouvement de particules d'une certaine taille ; il est aussi nécessaire qu'aux mêmes endroits la capacité de transport en situation courante (temps sec ou petite pluie) reste inférieure à un seuil de mise en mouvement des particules déposées.

- il semble qu'il soit nécessaire que plusieurs critères soient simultanément respectés pour que des dépôts significatifs se produisent, sauf peut-être lorsqu'il y a perte de débit ou confluence, à l'amont, avec un affluent plus pentu, chacune de ces conditions paraissant suffisante dans certains cas.

- les dépôts élémentaires, qui correspondent à une ou à plusieurs conditions donnée(s), sont assez localisés : leur longueur dépasse rarement 100 m (moyennes de 20 m à 70 m suivant les sites).

RESEAUX ETUDIÉS	B.V. n° 13 MARSEILLE	collecteurs visitables de MONTREUIL	collecteurs visitables de MARSEILLE	grands collect. de MARSEILLE et PARIS
Surfaces drainées	2 ha → 50 ha	10 ha → 100 h	10 ha → 200 ha	50 ha → 500 ha
Epaisseur de dépôt	> 0.02 m	> 0.10 m	> 0.30 m	> 0.10 m
TETE DE COLLECTEUR	35 %	50 %	15 %	-
DEFLUENCE	50 %	40 %	4 %	10 %
AUTRES CAS AVEC INFL. AVAL	2 %	3 %	25 %	10 %
CASSURE DE PENTE	1 %	2 %	35 %	20 %
CONFLUENCE AVEC COLLEC. PLUS PENTU			15 %	40 %

Tableau 4. Comparaison globale des contextes de dépôts dans les divers groupes de collecteurs étudiés
(en % des volumes totaux de dépôts)

4. Caractéristiques des dépôts

4.1. Distributions granulométriques moyennes

Le tableau 5 établit une comparaison des pourcentages (en masse sèche) que peuvent représenter chacune des grandes classes granulométriques.

Les valeurs indiquées ont été calculées en associant:

- les relevés de terrain des répartitions - en volume - de dépôts, classés par estimation de l'opérateur, en 5 catégories : fines ($D_{50} < 0,2$ mm), sables ($0,2$ mm $< D_{50} < 2$ mm), graviers (2 mm $< D_{50} < 20$ mm) et grossiers ($D_{50} > 20$ mm),
- des mesures de référence de la granulométrie de plusieurs échantillons prélevés dans chacune des classes ci-dessus, pour "recaler" l'estimation de l'opérateur,
- des pondérations, à partir des masses volumiques mesurées, pour transformer les répartitions en volume en répartitions en masse.

CLASSES GRANULOMETRIQUES	< 0.1 mm	0.1 mm < < 0.2 mm	0.2 mm < < 2 mm	2 mm < < 20 mm	> 20 mm
COLLECTEURS VISITABLES DU B.V. n° 13 MARSEILLE	2 %	10 %	23 %	47 %	18 %
COLLECTEUR 13 MARSEILLE	4 %	5 %	38 %	45 %	8 %
EMISSAIRE MARSEILLE	4.5 %	35.5 %		60 %	
2 OVOIDES A PARIS	8 %		60 %	25 %	7 %
3 GRANDS COLLECTEURS A PARIS	10 %		55 %	25 %	10 %

Tableau 5. Importances relatives (en % de la masse sèche totale) de grandes classes granulométriques dans divers groupes de collecteurs

Il apparaît clairement que, quel que soit le niveau dans le réseau, le diamètre médian des particules des dépôts à MARSEILLE est supérieur à 2 mm. Alors qu'à PARIS, il semble nettement plus fin : de l'ordre de 1 mm.

Ces différences méritent des réflexions supplémentaires. Elles ne semblent pas imputables aux modes d'occupation des sols, somme toute assez proches dans les zones de centre-ville étudiées, ni au type de bouches-avaloirs, très similaires. Elles pourraient être dues au fait que toutes les antennes, dans le réseau parisien sont des collecteurs visitables où, moins encore que dans les têtes de réseaux étudiées à MARSEILLE, qui drainent des surfaces déjà plus importantes, les écoulements sont aptes à transporter aussi bien par temps sec que par temps de pluie, des particules de taille supérieure à un certain seuil. Celui-ci pourrait se situer un peu au dessus de 1 mm. Les antennes amont, ou petites lignes, du réseau parisien pourraient alors jouer un rôle de tamis dont la maille est de l'ordre de ce seuil.

Notons que ces valeurs ne concernent que des réseaux équipés de bouches-avaloirs non sélectives. Les mesures et observations faites sur d'autres sites français (ENTZHEIM en Alsace [ARTIERES O., 1987], LE HAVRE), ou dans d'autres pays [VERBANCK M., 1990], [CIRIA, 1987], montrent que des bouches sélectives très entretenues peuvent faire baisser nettement le diamètre médian, ce qui expliquerait la faiblesse des valeurs proposées par certains de nos collègues d'Europe du Nord.

4.2. Emplacement des dépôts relativement fins et relativement grossiers dans un même réseau

Dans les collecteurs du bassin versant 13 à Marseille, nous avons trouvé, paradoxalement, dans des situations très comparables, des dépôts soit très fins, soit très grossiers.

Les linéaires des parties de dépôts que nous avons classées, au cours de nos visites, dans la classe des fines représentent 6.6 % de la longueur totale, et leur volume 11.8 % du volume total. 86 % du volume des parties classées "fines" (10.2 % du total du volume déposé) se situe au niveau d'obstacles à l'écoulement, et les particules y sont souvent mélangées à des "ballots", des bouteilles, des matières flottantes qui se sont échouées là... Le reste se situe en queue (en allant de l'amont vers l'aval) de dépôt.

Le volume des parties de dépôt que nous avons classées en sables ou équivalents représente 25 % du volume total des dépôts (33 % de la longueur). On en trouve 76 % (19 % du volume total déposé) dans le même type de configuration, les autres composants pouvant être, dans ce cas-ci, aussi des feuilles, des blocs de graisse...

Le volume des parties de dépôts que nous avons classées en **grossiers** représente 15 % du volume total des dépôts (11 % de la longueur), 75 % étant situé dans les mêmes conditions. Le reste se trouve dans des têtes de collecteurs. Ce sont généralement des déchets de travaux.

Dans les collecteurs drainant des surfaces urbaines plus importantes, et canalisant, donc, des débits plus importants par temps sec et par temps de pluie, les dépôts très grossiers sont très rares (ce type de particules a eu beaucoup d'opportunité de s'arrêter en amont, bien avant d'arriver là).

Les dépôts fins, eux, se situent très régulièrement dans des zones très spécifiques :

- à l'aval (au sens des écoulements de temps sec) des déversoirs d'orage,
- dans des zones sous forte influence aval :
 - * de stations de pompage,
 - * de confluences avec des collecteurs très pentus. Dans ce dernier cas, la zone de dépôts fins est très localisée.

4.3. Autres caractéristiques des constituants

Les vitesses de chute sont grandes :

- plus de 90 m/h pour 98 % des particules de taille comprise entre 0.2 mm et 2 mm,
- plus de 450 m/h pour 90 % des particules de taille comprise entre 2 mm et 20 mm.

Les masses volumiques paraissent assez homogènes (en général entre 2.5 g/cm³ et 2.8 g/cm³) et assez indépendantes de la granulométrie.

C'est moins vrai pour les teneurs en eau et en Matière Volatile en Suspension (MVS/MES, indicateur du taux de matière organique) :

- elles sont stables lorsque $D_{50} > 1.5$ mm (entre 15 % et 20 % pour la teneur en eau, entre 1 % et 3 % pour MVS/MES),
- elles croissent lorsque la granulométrie diminue (jusqu'à 90 % de teneur en eau et 18 % pour MVS/MES lorsque D_{50} atteint 0.2 mm).

Ces particules sont très minérales (peut-être trop pour des utilisations agricoles).

Les teneurs en métaux lourds apparaissent, sauf cas très particulier, assez faibles pour ne pas poser de problème de valorisation.

Les **encombrants**, essentiellement composés de blocs minéraux ou d'objets compacts, d'objets rigides longs, d'objets rigides plats, d'objets souples, longs ou plats, d'après une mesure sur 0,5 m³ [BOITTIAUX, 1987], devraient représenter une **masse de moins de 100 kg** et un **encombrement avant compactage de moins de 300 l par m³ de dépôt**.

4.4. Caractéristiques mécaniques

En général, on peut caractériser les dépôts en collecteurs [LAPLACE, 1990] [BACHOC, 1992] comme un matériau lâche et de faible cohésion :

- les valeurs de résistance à la pénétration dynamique se situent entre 100 KPa et 1500 KPa, elles sont les plus fortes lorsque la granulométrie est la plus grossière,
- la cohésion non drainée est comprise entre 2 KPa et 70 KPa en général.

Il peut y avoir des phénomènes d'induration (nous n'en avons rencontré que rarement) mais seulement lorsque le dépôt est en place depuis plus de 2 ans ou lorsqu'il y a eu, de manière évidente, des rejets de ciment.

5. Perspectives ouvertes

5.1. Pour le monde scientifique

5.1.1. Les sites retenus pour l'étude de la dynamique des dépôts sont représentatifs

Le collecteur 13 de MARSEILLE, de même que les sites d'appui (dans les collecteurs BIEVRE et BAS à PARIS) que nous avons retenu pour une étude approfondie, correspondent bien :

- aux critères majeurs de vulnérabilité,
- à des dépôts dont la granulométrie et l'ensemble des caractéristiques sont très courantes.

C'est un point majeur pour la portée des observations réalisées là.

5.1.2. Il reste beaucoup à faire pour identifier les causes de ces dépôts, de leur constitution puis de leur non-érosion

Il apparaît, tout d'abord, et à partir de données couvrant plusieurs dizaines de kilomètres de collecteurs, que ces dépôts sont relativement localisés, chaque dépôt élémentaire couvrant de quelques mètres à

quelques centaines de mètres, et qu'ils apparaissent dans des contextes particuliers qu'on pourrait globalement caractériser comme des zones de discontinuité du transport solide, par temps sec ou par temps de pluie.

On pourra progresser dans l'analyse, en étudiant de plus près la mécanique du transport solide :

- par temps de pluie, où beaucoup de particules peuvent bouger dans beaucoup de secteurs d'un réseau, et se bloquer dans d'autres,
- par temps sec pour connaître les limites des remaniements que les écoulements peuvent produire dans cette phase sur la configuration des dépôts.

Il s'agit de progresser dans l'établissement de critères qui apparaissent surtout comme des conditions nécessaires à l'existence d'un dépôt.

5.1.3. L'origine de la contribution (non négligeable) des dépôts dans les collecteurs unitaires visitables à la pollution des surverses par temps de pluie reste mal élucidée

Les contrastes de granulométrie et de teneur organique entre solides des rejets unitaires par temps de pluie et solides des dépôts dans les collecteurs unitaires visitables montrent que la contribution des seconds aux premiers est un processus assez complexe qui nécessitera une approche assez complète.

5.2. Pour le monde technique

5.2.1. Nos résultats peuvent être des amorces de réflexions variées

Ce qui intéressera les exploitants de réseaux d'assainissement et leurs divers prestataires de services ou de produits, c'est non seulement de savoir où et pourquoi se constituent les dépôts mais aussi de développer, par des voies peut-être moins analytiques (pourvu qu'elles soient efficaces), des moyens de les prévenir ou de les "curer" dans de bonnes conditions. Les premiers résultats présentés ici peuvent déjà orienter les réflexions.

5.2.2. Eléments de principe pour la conception de solutions préventives de l'encrassement des réseaux

Nous pouvons avancer quelques principes qui découlent en partie de notre enquête et en partie de nos investigations :

- **réduire les intrusions de graisses** (sur le modèle de l'action menée par la Ville de TOULOUSE)
- **limiter la taille des solides entrant dans les réseaux par les bouches-avaloirs :**

- améliorer la conception des têtes de collecteurs, comme nous l'avons vu plus haut,
- créer de petites cunettes, comme à Toulouse et Bordeaux, en priorité dans les tronçons correspondant aux critères de vulnérabilité,
- apporter des améliorations locales au transport solide en déplaçant, lorsque cela est possible, l'emplacement de certains déversoirs – pour éviter la coexistence de plusieurs facteurs défavorables –, en limitant le marnage de certaines stations de pompage, en aménageant certaines confluences,...

5.2.3. Éléments de principe pour la conception de solutions d'entretien et de curage des collecteurs visitables

Des informations plus sûres sur les longueurs, les épaisseurs, les granulométries, les caractéristiques physico-chimiques ou mécaniques des dépôts et de leurs constituants permettent déjà d'orienter et de spécifier la recherche de solutions techniques pour leur désagrégation, l'extraction des encombrants, de même que pour le déplacement "horizontal", la récupération, l'évacuation et le conditionnement des sables, des graviers et des fines.

L'identification des zones vulnérables permet, de plus, de mieux définir des mesures ou des outils spécifiques pour certains cas, et de mettre en place des stratégies de diagnostic et d'interventions prioritaires.

BIBLIOGRAPHIE

ARTIERES O. (1987)

Les dépôts en réseaux d'assainissement unitaires. 214 p. Thèse de Doctorat de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg – ENITRTS.

BACHOC A., (1991)

Zones vulnérables aux dépôts dans des collecteurs unitaires visitables. 14 p. Congrès AGHTM d'ANNECY.

BACHOC A., (1992)

Enquête auprès d'exploitants de réseaux d'assainissement et visites d'observation de dépôts. 127 p. Document Plan Urbain.

BOITTIAUX., (1987)

Typologie des sables d'égout du réseau unitaire d'assainissement de PARIS. Rapport SIAAP – Service d'Assainissement de PARIS.

CIRIA - Construction Industry Research and Information Association - U.K. -, (1987)
Sediment Movement in Combined Sewerage and Stormwater Drainage Systems. Project report 1,
120 p. + 78 p. annexes.

LAPLACE D., (1991)

Dynamique des dépôts en collecteur d'assainissement. 202 p. + annexes. Thèse de Doctorat de l'INP
de Toulouse, spécialité "Mécanique des Fluides".

CARACTÉRISATION DES SOLIDES EN SUSPENSION DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS

CHEBBO G.

CERGRENE, Noisy-le-Grand

BACHOC A.

CERGRENE, Noisy-le-Grand ; IMF, Toulouse

RESUME

Dans cette communication nous présentons les résultats de nos travaux visant à caractériser les solides en suspension dans les rejets pluviaux urbains.

Nous donnons des informations essentiellement sur :

- les sites d'expérimentations choisis, les événements pluvieux étudiés, les protocoles de prélèvements et de mesures adoptés

- les résultats concernant d'une part la pollution particulaire, son importance par rapport à la part dissoute et son abattement par décantation, et d'autre part la granulométrie, la masse volumique et la vitesse de chute des solides.

MOTS CLES

Rejets pluviaux, pollution, solides, granulométrie, masse volumique, vitesse de chute, décantation, prélèvement, mesure.

1. INTRODUCTION

La présente étude s'inscrit dans le cadre d'un programme de recherche français sur les solides transférés dans les réseaux d'assainissement.

Elle vise à mieux connaître :

- le potentiel polluant des solides des rejets pluviaux urbains

- la capacité de ces solides à sédimenter et être remis en suspension dans le réseau, dans les eaux du milieu naturel et ou dans les ouvrages de traitement, notamment en donnant des valeurs d'entrée à des modèles de transport solide, et des éléments de dimensionnement pour les ouvrages de traitement.

2. CONTEXTE EXPERIMENTAL

2.1. Sites choisis

Dans cette communication nous étudions les résultats obtenus sur les sites présentés dans le tableau 1.

Site	Type du réseau	S [ha]	C _{imp} [%]
Bassin de retenue BEQUIGNEAUX-Bordeaux	Pluvial	606 ha	50 %
Bassin de retenue LES BROUILLARDS-SSD**	Pluvial	8310 ha	≈ 14 %
Bassin de retenue LA MOLETTE-SSD**	Surverses d'unitaires	≈ 8000 ha	≈ 30 %
Collecteur 13. Marseille	Unitaire	134 ha	87 %

Notations :

- * S : surface du bassin versant
- C_{imp} : coefficient d'imperméabilisation
- ** SSD : Seine Saint Denis

Tableau 1. Caractéristiques des sites étudiés

2.2. Événements pluvieux étudiés [G. CHEBBO, 1992]

Le tableau 2 synthétise les principales caractéristiques des pluies étudiées.

Site	n	H _p [mm]	I _m [mm/h]	I _{max} sur 6 min [mm/h]	DTS
BEQUIGNEAUX	4	6.6–11.4	0.61–4.44	6–18	5h–72h
LES BROUILLARDS	1	37.4	3.64	14.4	11h
LA MOLETTE	2	13.8–36.4	8.7–48.5	19.2–152	16h–30h
COLLECTEUR 13	3	4.9–70.7	8.2–39.3	32–138	<1 jour–38 jours

Notations :

- n : nombre de pluies étudiées
- H_p : hauteur d'eau précipitée mesurée
- I_m : intensité moyenne
- I_{max} sur 6 min : intensité moyenne maximale sur 6 min
- DTS : durée de temps sec précédant la pluie

Tableau 2. Caractéristiques des pluies étudiées

2.3. Les prélèvements réalisés [A. BACHOC, G. CHEBBO, 1989]

Des protocoles de prélèvements, de séparation des solides et de mesures ont été définis pour chacun des sites choisis.

Nous nous limitons ici (tableau 3) à la présentation des méthodes de prélèvement adoptées.

Sites	Méthodes de prélèvements
Bassins de retenue: – BEQUIGNEAUX – LES BROUILLARDS – LA MOLETTE	– Eau entrante : pompes vortex, prélèvements automatiques, appareil de prélèvement à différentes profondeurs – Eau sortante : seau – Dépôt au fond du bassin : pièges à sédiments
Collecteur n° 13	– Eau transitée en temps de pluie : siphonnage, remplissage gravitaire, prélèvements automatiques

Tableau 3. Méthodes de prélèvement

2.4. Mesures [G. CHEBBO, A. BACHOC, 1988 – G. CHEBBO, V. MILISIC, 1989]

Les paramètres à mesurer ont été répertoriés, hiérarchisés et sélectionnés. Ils sont de deux types : les paramètres de pollution et les paramètres hydrodynamiques (tableau 4).

Les méthodes et les appareils de mesure (tableau 4) ont été choisis, après plusieurs tests en laboratoire, sur des solides transférés en suspension à l'aval des réseaux d'assainissement.

TYPE DE PARAMETRES	PARAMETRES	METHODES OU APPAREILS DE MESURE
POLLUTION	MES, MVS (\pm COP), DCO, DBO ₅ , NTK, hydrocarbures totaux, Pb	AFNOR (Norme française)
HYDRO-DYNAMIQUES	Granulométrie (avec et sans ultrasons)	> 100 μ m : tamis < 100 μ m : diffractomètre à laser (CILAS HR 850)
	Vitesse de chute (dans l'eau distillée et dans l'eau du réseau)	Mesures globales : Cône Imhoff Mesures détaillées : > 50 μ m : colonne de sédimentation < 50 μ m : pipette
	Densité	Picnomètre à air (BECKMAN MODEL 930)

Tableau 4. Paramètres à mesurer et méthodes de mesure

3. RESULTATS DES MESURES

3.1. Importance de la pollution fixée sur les solides des rejets pluviaux urbains

Le tableau 5 montre les proportions moyennes de la pollution fixée sur les solides par rapport à la pollution totale (particulaire + dissous). On voit que la pollution particulaire est dominante.

Ce résultat qui apparaît spectaculaire pour le plomb, convaincant pour la DCO, surprenant pour la DBO₅, étonnant pour les hydrocarbures totaux et moins net pour le NTK, concorde bien avec les valeurs obtenues pour l'abattement de la pollution par simple décantation de quelques heures dans les deux bassins BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE (tableau 11).

Site	Nombre d'événements concernés	Paramètres de pollution				
		DCO	DBO ₅	NTK	HC	Pb
BEQUIGNEAUX (Pluvial, Bordeaux)	4	84-89%	>77-95%	57-82%	>86%	79-96%
LA MOLETTE (Surverses d'unitaires,SSD)	1	88%	83%	48%	-	99%
Collecteur 13 (Unitaire , Marseille)	1 à 3	83-92%	91%	70-80%	82-99%	99.5-100%

Tableau 5. Pollution fixée sur les particules solides
(en % de la pollution totale)

3.2. Granulométrie des solides en suspension

Les résultats présentés dans les deux tableaux 6 et 7 montrent :

1. Une prédominance des fines (< 100 μm) parmi les solides transférés en suspension à l'aval des réseaux d'assainissement. Le pourcentage massique des particules de dimension inférieure à 100 μm est de l'ordre de 66-85%, le diamètre médian variant entre 25 et 44 μm . Dans les tableaux 6 et 7 les déciles D₁₀ et D₉₀ représentent les mailles fictives à travers lesquelles passeraient respectivement 10 % et 90 % de la masse des solides.

2. Pour les 4 sites étudiés et les 9 pluies échantillonnées, les résultats granulométriques sont assez stables. Les différences observées dans les valeurs de D₉₀ n'influencent pas beaucoup cette stabilité vu que les pourcentages des particules grossières (> 100 μm) sont faibles. En fait, elles sont très largement déterminées par les conditions de prélèvement. Cependant il semble apparaître que :

- la proportion massique des particules de dimension supérieure à 100 μm est plus forte dans les réseaux unitaires que dans les réseaux séparatifs,
- les caractéristiques granulométriques des solides transférés en suspension dépendent un peu des caractéristiques de l'événement pluvial.

3. Les particules fines ($< 100 \mu\text{m}$) ont tendance à s'agglomérer. Ceci apparaît dans les résultats du tableau 7 où une exposition à des ultrasons a fait chuter de moitié le diamètre médian des particules. Le retour à la valeur initiale de D_{50} après 5 minutes de repos semble montrer que les ultrasons ne cassent pas les particules, mais qu'ils favorisent leur désagglomération.

Site	Type du réseau	D_{10} [μm]	D_{50} [μm]	D_{90} [μm]	$\% < 100 \mu\text{m}$
BEQUIGNEAUX-Bordeaux	Pluvial	7.4-8.6	29-38	265-1375	76-85
LES BROUILLARDS-SSD	Pluvial	5.7	29	400	82
LA MOLETTE-SSD	Unitaire	3.7-5.4	25-32	243-403	76-82
Collecteur 13-Marseille	Unitaire	4.8-12.9	31-44	183-497	66-79
Réseaux pluviaux	Moyenne	7.4	32	617	81
	Ecart type	1.1	3.5	442	3.3
Réseaux unitaires	Moyenne	6.8	34	331	75
	Ecart type	3.3	6.4	112	5.5
moyenne générale		7.1	33	458	78
écart type		2.5	5.4	338	5.4

Tableau 6. Valeurs des indicateurs granulométriques D_{10} , D_{50} , D_{90} et $\% < 100 \mu\text{m}$ pour différentes pluies sur divers bassins versants drainés par des réseaux unitaires ou pluviaux

Événement pluvieux	Mode opératoire	Caractéristiques granulométriques		
		D ₁₀ [μm]	D ₅₀ [μm]	D ₉₀ [μm]
BEQUIGNEAUX:2-4/12/1988	1	3.9	22	53
	2	1.8	13	36
	3	2.5	18	37
LA MOLETTE 10/08/1989	1	3.2	20	62
	2	1.6	12	42
	3	2.2	23	52

Notations :

- Mode opératoire n° 1 : agitateur en marche + 0 min. d'ultrasons
- Mode opératoire n° 2 : agitateur en marche + durée croissante d'ultrasons jusqu'à stabilisation de la courbe granulométrique
- Mode opératoire n° 3 : mode opératoire n° 2, mais en faisant la mesure, cinq minutes après l'exposition de l'échantillon aux ultrasons

Tableau 7. Caractéristiques granulométriques des particules traversant un tamis de 100 μm , en fonction du mode opératoire

3.3. Masses volumiques

Le tableau 8 donne les valeurs moyennes des masses volumiques de l'ensemble des solides transférés en suspension, dans leur ensemble et pour chacune des fractions de taille supérieure et inférieure à 100 μm .

Site	Type du réseau	Masse volumique des particules		
		< 100 μm	> 100 μm	totalité
BEQUIGNEAUX – Bordeaux	Pluvial	2.36–2.56	1.38–1.90	2.19–2.36
LES BROUILLARDS – SSD	Pluvial	2.57	2.54	2.56
LA MOLETTE – SSD	Unitaire	2.1–2.16	1.76–1.90	2.04–2.12
Collecteur 13 – Marseille	Unitaire	1.85–2.23	1.30–2.00	1.66–2.15
réseaux	moyenne	2.5	1.83	2.33
pluviaux	écart type	0.084	0.45	0.15
réseaux	moyenne	2.09	1.74	2.00
unitaires	écart type	0.13	0.24	0.18

Tableau 8. Masses volumiques des fines (< 100 μm), des plus grossières (> 100 μm) et des échantillons totaux de solides en suspension dans les eaux de temps de pluie à l'exutoire de bassins versants unitaires et pluviaux

Les tendances générales suivantes semblent s'en dégager :

1. **pour l'ensemble des solides**, les masses volumiques moyennes apparaissent assez stables :
– supérieures à 2.19 g/cm^3 pour les écoulements strictement pluviaux, avec même une valeur de 2.56 g/cm^3 pour le bassin versant (encore un peu rural) alimentant le bassin "LES BROUILLARDS",
– inférieures à 2.15 g/cm^3 pour les écoulements unitaires, avec une plongée jusqu'à 1.66 g/cm^3 pour une pluie assez faible survenue sur le bassin versant du collecteur 13 à Marseille.

2. **les fines particules (< 100 μm)** ont les plus fortes masses volumiques, les solides de taille supérieure à 100 μm devant être assez nettement plus organiques. Elles sont moins denses en réseaux unitaires qu'en réseaux séparatifs. Pour un type donné de réseau (séparatif ou unitaire), elles paraissent assez homogènes d'un site à un autre. Sur un site donné, elles semblent croître avec l'importance de la pluie.

3. **pour les particules plus grossières (> 100 μm)**, à l'exception des résultats concernant le bassin versant (assez rural) alimentant le bassin de retenue "LES BROUILLARDS", les masses volumiques ne semblent pas plus fortes dans les réseaux pluviaux que dans les réseaux unitaires. Elles apparaissent par contre plus groupées. Elles croissent avec l'importance de la pluie.

3.4. Vitesses de chute

On peut noter que les vitesses de chute des particules transférées en suspension, par temps de pluie, à l'aval d'un réseau d'assainissement (tableau 9) sont en général élevées, y compris pour les particules fines de taille inférieure à 50 μm . Cette bonne décantabilité a été confirmée lors des mesures plus globales dans des cônes d'IMHOFF et à grande échelle à l'occasion de la décantation des eaux de pluie pendant quelques heures, dans les bassins de retenue BEQUIGNEAUX et LA MOLETTE (tableau 11).

Taille des particules	Statistiques		Indicateurs de vitesse de chute			pourcentage en masse dans la classe granulom étrique
			V ₁₀ [m/h]	V ₅₀ [m/h]	V ₉₀ [m/h]	
< 50 μm	réseaux	moyenne	0.13	4.1	11.43	68
	pluviaux	écart type	0.083	1.0	1.91	5
	réseaux	moyenne	<<0.0363	2.4	12.34	63
	unitaires	écart type	-	1.3	2.60	6
> 50 μm	réseaux	moyenne	13	50	326	32
	pluviaux	écart type	5.2	16	247	5
	réseaux	moyenne	14.3	38.5	151	37
	unitaires	écart type	2.0	7.3	66	6
Totalité	réseaux	moyenne	0.37	7.2	89	100
	pluviaux	écart type	0.22	1.3	37	100
	réseaux	moyenne	<0.058	8.1	67	100
	unitaires	écart type	-	2.6	21	100

Tableau 9. Vitesses de chute des fines (< 50 μm), des plus grossières (> 100 μm) et des échantillons totaux des solides en suspension dans les eaux de temps de pluie à l'exutoire des bassins versants unitaires et pluviaux

D'autre part nous avons trouvé aussi [G. CHEBBO, 1992] que :

1. Pour les particules < 50 μm

- Les valeurs de vitesse de chute médiane V_{50} des particules < 50 μm semblent :

- . pour les eaux strictement pluviales se situer entre 3 m/h et 5.7 m/h,
- . pour les eaux unitaires varier nettement plus d'une pluie à l'autre, sur un même site, que d'un site à l'autre.

- Les courbes de répartition de vitesse de chute obtenues pour les fines suspensions pluviales des réseaux unitaires recouvrent avec un décalage vers le haut la plage correspondant aux eaux strictement pluviales. Les valeurs de V_{10} (représentant des rendements de décantation de 90 %) sont inférieures à 0.0363 m/h en cas de réseau unitaire et égale à 0.13 m/h pour des réseaux séparatifs. Les valeurs de V_{90} se situent entre 8 et 15 m/h aussi bien pour les réseaux pluviaux que pour les réseaux unitaires.

- Pour quantifier d'éventuels effets d'accélération de la sédimentation des particules, nous avons comparé les vitesses de chute médianes mesurées ($V_{50\text{mes}}$) avec celles que donne la formule de Stokes (V_{st}), valables pour les solides fins et granulaires en l'absence d'effets cohésifs (tableau 10).

Les valeurs du rapport entre les vitesses de chute mesurées et calculées, montrent, lorsqu'elles sont supérieures à 1, qu'en général il y a un effet d'accélération de la décantation.

Les variations importantes dans les résultats concernant $V_{50\text{mes}}/V_{\text{st}}$ peuvent être liées aux différences constatées dans les teneurs en matières organiques contenues dans les solides concernés.

Site	BEQUIGNEAUX	LES BROUILLARDS	LA MOLETTE	Collecteur 13
$V_{50\text{mes}}/V_{\text{st}}$	1.9 - 4.6	3.2	2.6 - 5.5	0.9 - 3.9

Tableau 10. Comparaison pour les particules de taille inférieure à 50 μm , des vitesses de chute mesurées (V_{mes}) et calculées par la formule de Stokes (V_{st})

2. Pour les particules > 50 μm

Les valeurs de V_{10} et V_{50} présentent des variations limitées d'une pluie à l'autre, d'un site à l'autre et même suivant qu'il s'agit de réseaux unitaires ou pluviaux.

Des écarts plus importants apparaissent dans les valeurs de V_{90} . Ils peuvent être le reflet des caractéristiques spécifiques à chaque site et de l'hétérogénéité dans la composition granulométrique de ces solides relativement grossiers. Malgré ces variations, les répartitions de vitesse de chute semblent être assez regroupées, les courbes obtenues en cas de réseaux unitaires s'inscrivent assez bien dans le fuseau correspondant aux réseaux séparatifs.

3. Totalité des solides

Les valeurs de vitesse de chute médiane présentent des variations faibles d'un site à l'autre, d'une pluie à l'autre, et suivant qu'il s'agit de réseau unitaire ou séparatif. Les V_{50} se situent en général entre 7 et 11 m/h. Les valeurs de V_{90} sont plus faibles en cas de réseaux unitaires. Mais elles restent du même ordre de grandeur que celles trouvées pour les réseaux séparatifs. Par contre, les résultats de V_{10} sont très différents d'une pluie à l'autre et surtout en fonction du type du réseau. Les valeurs les plus faibles correspondent aux sites unitaires.

3.5. Réduction de la pollution par décantation

Pour la plupart des épisodes pluvieux étudiés à BEQUIGNEAUX et à LA MOLETTE, des mesures des paramètres de pollution ont été réalisées sur les eaux entrant dans le bassin et sur les eaux de vidange après décantation de quelques heures. Les réductions des charges polluantes (tableau 11) peuvent être qualifiées de bonnes à excellentes. Les valeurs les moins élevées concernent l'azote Kjeldahl (NTK), en partie du fait de ces forts taux de présence sous forme dissoute ou fixée sur des solides fins. Les résultats sur le plomb à BEQUIGNEAUX sont moins directement explicables. En effet, pour les événements pluvieux étudiés sur ce site, les efficacités d'élimination du plomb sont moins importantes (69 à 81 %) que celles des MES (78 à 89 %). Des investigations supplémentaires, visant à déterminer les formes du plomb dans les rejets pluviaux ainsi que ses supports et les échanges qui peuvent se produire dans un bassin de décantation, ont été menées dans le cadre de notre programme de recherche. Elles ont montré qu'à BEQUIGNEAUX, les quantités de plomb contenues dans une masse donnée de solides résiduels dans les eaux de vidange sont plus importantes que celles trouvées dans la même masse de solides entrant dans le bassin.

Site	Durée moyenne d'interception des eaux	Paramètres de pollution					
		MES	DCO	DBO ₅	NTK	HC	Pb
BEQUIGNEAUX	5h – 33h	78–93	69–91	74–91	44–75	35–87	69–81
LA MOLETTE	2h à 18h	88	87	76	–	–	≈ 94
moyenne	≈ 13	86	82	80	60	69	74
écart type	≈ 9	4.7	7.2	5.5	11.5	24.3	4.3

Tableau 11. Abattement de la pollution par décantation
(exprimé en % de la pollution totale)

4. CONCLUSIONS

Aujourd'hui, quelques idées nous semblent émerger avec force :

- la bonne décantabilité des solides des eaux pluviales, et donc de leur pollution (puisqu'ils en sont les principaux vecteurs), nécessite que soit prioritairement pris en compte le transport solide pour l'identification du devenir des polluants rejetés dans le milieu naturel, par les collecteurs pluviaux ou les surverses de réseaux unitaires, en complément des recherches difficiles mais urgentes sur l'analyse des effets négatifs produits,
- les rejets qui risquent de provoquer des effets de choc sur les milieux récepteurs sont associés à de forts débits et de grands volumes d'eaux fortement chargées. Cela implique d'une part de grandes capacités de traitement au fil du débit ou de stockage pour décanter efficacement, ou pour amortir suffisamment les débits afin de les rendre compatibles avec d'autres filières de traitement. D'autre part, il semble que l'on pourra agir plus efficacement sur la fréquence des déversements, ou sur la réduction des masses rejetées durant de longues périodes, que sur les rejets générant des effets de choc. Mais tout cela reste à quantifier.
- la pollution des eaux de ruissellement apparaît assez spécifique : une simple décantation peut être un remède très efficace, dans la majorité des cas, semble-t-il. Mais peut-on s'orienter vers des dispositifs moins extensifs que de vastes bassins de décantation ?
- on ne sait pas grand chose aujourd'hui sur le mode de fixation, les transformations et les effets des hydrocarbures. Il est clair qu'il reste beaucoup à faire. La pollution des eaux de ruissellement prend enfin, à juste titre, une grande place dans les réflexions sur l'eau. Mais il y a vraiment danger à ce que l'on prenne, pour "faire efficace", des options technico-financières qui anticipent trop, et mal :
 - sur le mûrissement scientifique et technique de la connaissance des perturbations des milieux naturels recevant les rejets pluviaux urbains,
 - sur les ajustements nécessaires pour la conception des systèmes de dépollution.

Ce mûrissement scientifique et technique peut être rapide aujourd'hui, car une première base est en place.

5. REFERENCES

1. CHEBBO G., BACHOC A., (1988). Sélection des paramètres à mesurer pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 88 p. + annexes
2. CHEBBO G., MILISIC V., (1988). Sélection des méthodes de mesure de granulométrie, vitesse de chute et densité. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 89 p. + annexes

3. BACHOC A., CHEBBO G., (1989). Protocole de prélèvements, de séparation et de mesures pour caractériser les solides transférés dans les réseaux d'assainissement. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 72 p.
4. CHEBBO G., BACHOC A., (1990). Solides transférés dans les réseaux d'assainissement : mesures de repérage et de représentativité. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), AFBSN, 54 p. + annexes
5. CHEBBO G., BONNEFOIS J., BACHOC A., (1990). Caractérisation des solides transférés dans le bassin de retenue "BEQUIGNEAUX". Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), Lyonnaise des Eaux Dumez de Bordeaux, Agence de l'Eau Adour-Garonne, 57 p. + annexes
6. CHEBBO G., MUSQUERE P., BACHOC A., (1990). Solids transferred into sewers : hydrodynamic characteristics and pollutant loading. Proceedings of the Fifth International Conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, pp. 885-890
7. CHEBBO G., MUSQUERE P., MILISIC V., BACHOC A., (1990). Characterization of solids transferred into sewer trunks during wet weather. Journal of Wat. Sci. Tech., vol. 22, n° 10/11, pp. 231-238
8. BACHOC A., SAGET A., CHEBBO G., HABABOU C., (1991). Rejets pluviaux urbains : distribution de leur pollution et efficacité de bassins de stockage-décantation, analyse des données des 4 bassins versants expérimentaux de la campagne nationale de mesures 1980-1982. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), 121 p. + annexes
9. BACHOC A., CHEBBO G., LIN H., LAPLACE D., (1991). Dépôts en réseaux unitaires : à propos de leur formation et de leur contribution à la pollution des rejets pluviaux urbains. Rapport d'études, CERGRENE (ENPC), IMFT (INPT), Plan Urbain, AGHTM, 237 p.
10. CHEBBO G. (1992). Solides des rejets pluviaux urbains : caractérisation et traitabilité. Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES MÉTAUX TOXIQUES DANS LES EAUX PLUVIALES EN MILIEU URBAIN *PHYSICO-CHEMICAL CHARACTERISTICS OF TOXIC METALS IN URBAN RUNOFF*

FLORES-RODRIGUEZ J.

Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu (LABAM), UFR de Science et Technologie,
Université Paris XII-Val-de-Marne

ABSTRACT

During this study a physico-chemical characterization of lead, zinc and cadmium has been carried out in waters issued from separate and combined sewers, under wet weather conditions. For that purpose, dissolved and particulate total metal have been determined, and dissolved and particulate metal speciations performed. The geochemical speciation scheme is composed by two dissolved (bioavailable and stable) and five particulate metal fractions (ion-exchangeable, acid-soluble, reducible, oxidizable and residual).

RESUME

Les eaux pluviales urbaines peuvent véhiculer de nombreux polluants à des niveaux de concentration élevés. Les métaux toxiques représentent une part non négligeable de ces polluants. Nous présentons les résultats de la caractérisation physico-chimique du plomb, du zinc et du cadmium dans les eaux transitant en réseaux séparatif et unitaire en temps de pluie. Dans ce but, la teneur totale des métaux dans les échantillons dissous et particulaires ont été déterminées. L'étude de la répartition des formes chimiques a été effectuée en utilisant un schéma de spéciation comprenant deux fractions pour les métaux dissous (biodisponible et stable) et cinq fractions pour les métaux particulaires (échangeable ioniquement, acido-soluble, réductible, oxydable et résiduelle).

1. INTRODUCTION

Les effets de la pollution des métaux lourds sur l'environnement ont été l'objet d'une attention considérable dans la dernière décennie. Initialement, les études sur les effets des métaux lourds ont été centrées sur la pollution de l'air et de l'eau potable, cependant, aujourd'hui il est reconnu que la pollution métallique véhiculée par les eaux pluviales est une source importante de métaux toxiques pour le milieu aqueux.

Les eaux pluviales sont polluées dès de leur formation dans les nuages (eaux de pluie ou météoriques). Au cours de leur séjour atmosphérique, les molécules d'eaux dissolvent et véhiculent des quantités importantes des métaux toxiques. Grange et Deutsch en France (1986), Hendry et Brezonik aux USA (1980), Nguyen et al. (1979) en RFA et Ng (1987) au Canada ont effectué des mesures de la pollution métallique entraînée par la pluie sur différents bassins; le plomb est présent à concentration qui varie entre 10 et 110 $\mu\text{g/l}$, le zinc entre 20 et 230 $\mu\text{g/l}$, le cadmium entre 1 et 17 $\mu\text{g/l}$. Le L.R.O.P. (1984) a trouvé que la proportion de métaux lourds apportés par les eaux de

pluie au ruissellements urbains en France est de 22 à 30 % du cuivre, 3 à 22 % de plomb, 11 à 15 % de zinc et 100 % de cadmium. Malmquist (1978) indique que la contribution en métaux lourds des retombées atmosphériques (pluie sèche) est de 7 à 40 %, sans préciser le type de métal concerné.

Les eaux de ruissellement sur les surfaces imperméabilisées transportent la plus grande quantité des métaux toxiques. La quantité des métaux dans les eaux de ruissellement dépend du type de surface imperméabilisée. Föster (1991) a mesuré jusqu'à 127 $\mu\text{g/l}$ du cuivre dans les eaux de ruissellement sur les toits en tuiles, 17 $\mu\text{g/l}$ de cadmium et 2907 $\mu\text{g/l}$ de zinc dans les eaux de ruissellement sur les toits recouverts en zinc. La quantité la plus importante des métaux toxiques proviennent du ruissellement sur les rues, avenues ou parkings. Les travaux du STU (1985), DDE-93 (1984), RESEAU (1988), Astruc et al. (1979), Malmquist et al. (1978), Fletcher (1981), Marsalek (1984) ont montré les concentrations peuvent atteindre 2,6 mg/l de plomb, 2 mg/l de zinc et 58 $\mu\text{g/l}$ de cadmium dans les eaux de ruissellement de différents zones urbaines (résidentielles, commerciales, autoroutes).

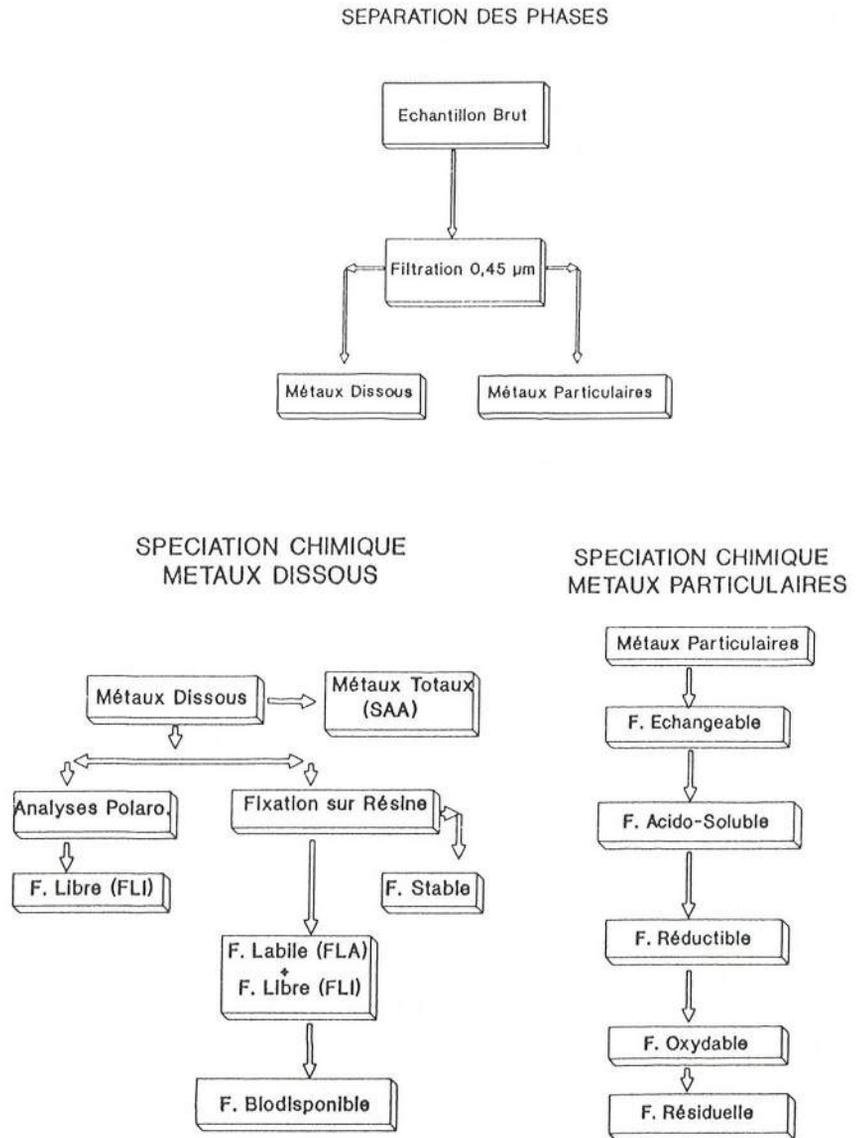
Les eaux de ruissellement, en milieu urbain, sont évacuées par les réseaux d'assainissement vers le milieu naturel: pendant leur trajet dans les canalisations, elles se mélangent avec les dépôts ou avec les eaux usées dans le cas de réseaux unitaires. Les évaluations des métaux lourds dans les dépôts en réseaux d'assainissement sont très rares. Artieres (1987) et Förstner et Wittman (1981) ont effectué des mesures des métaux dans les dépôts des réseaux d'assainissement et mesuré des concentrations comprises entre 1000 et 2.5000 mg/kg m.s. en zinc, 3 et 10 mg/kg m.s. en cadmium et environ 450 mg/kg m.s. en plomb.

Les mesures de métaux totaux dissous et particulaires servent à comparer les niveaux de concentration imposés par les normes en France ou à l'étranger pour les différents usages de l'eau. Dans le cas des métaux dissous cette comparaison peut être faite avec les concentrations moyennes mesurées en rivières, par exemple la Seine. Les concentrations de métaux particulaires permet d'être comparées avec les concentrations maximales admises pour l'utilisation agricole des boues de station d'épuration ou avec les teneurs naturelles des sols du bassin versant.

Bien que cette information soit très utile elle ne donne pas indication de la biodisponibilité des métaux toxiques ou de la mobilité des métaux dissous. La méthode de spéciation chimique est une méthode opérationnelle qui permet dans le cas des métaux dissous d'évaluer la proportion de ces métaux potentiellement biodisponibles pour les organismes aquatiques. Dans le cas de métaux particulaires la méthode consiste à effectuer des extractions séquentielles avec des réactifs de force croissante. Pour évaluer la mobilité des métaux soumis à différentes conditions physico-chimiques nous avons utilisé un schéma de spéciation constitué par 5 fractions: la fraction échangeable nous permet d'évaluer la proportion des métaux libérés lors de l'augmentation de la force ionique; la fraction acido-soluble mesure la proportion des métaux mobilisés lors de la diminution du pH jusqu'à 5; la fraction réductible nous permet de calculer la fraction des métaux relargués lors de la diminution du potentiel redox en milieu acide, par exemple lorsque les sédiments sont en conditions anoxiques; la fraction oxydable nous permet d'apprécier la proportion des métaux libérés lors de l'oxydation des sédiments et finalement la fraction résiduelle représente la fraction des métaux particulaires non mobile dans les conditions usuelles du milieu aqueux.

Dans ce travail nous avons mesuré les concentrations totales des métaux dissous et particulaires et nous avons utilisé la méthode de spéciation (Figure 1) pour caractériser les échantillons des eaux pluviales prélevés en réseaux d'assainissement.

Figure 1. Schéma de spéciation des métaux toxiques dans les eaux pluviales



2. SITES D'ETUDE

Six sites d'étude ont été retenus: le poste de relevage de Courcelles sur le boulevard périphérique de Paris (réseaux séparatif), le bassin de retenue en eaux de la Ferme de Savigny (réseau séparatif), le collecteur de la Morée (réseau séparatif) et le bassin de retenue, sec et revêtu, de la Molette (réseau unitaire) dans le Département de la Seine-Saint-Denis, le pré-bassin de l'exutoire d'un réseau séparatif dans le lac de Créteil (Département du Val-de-Marne) et le bassin de retenue, sec et revêtu, de Béquigneaux (réseau séparatif) à Bordeaux.

3. MATERIEL ET METHODES

3.1 Séparation des phases

Les échantillons bruts subissent tout d'abord une centrifugation à 6.500 rpm, ceci pendant 30 minutes. On procède ensuite, soit à la filtration sous pression d'azote (R, Air Liquide), avec des membranes d'acétate de cellulose (Schleicher & Schuell, 401612) de 47 mm ayant été trempées pendant 72 heures dans de l'acide nitrique 10% (Merck, suprapur) puis rincées à l'eau bidistillée-permutée (eau ultrapure)(Figure 1).

Une fois filtrés, nous avons déterminé le taux d'humidité de la fraction particulaire de la façon suivante : après homogénéisation, on prélève environ 10 g de sédiment avec une spatule en porcelaine. Le tout est déposé dans un bûcher en verre borosilicate et laissé dans une étuve à 110 °C jusqu'à poids constant.

3.2 Détermination des métaux dissous

Les métaux totaux dissous ont été déterminés dans le filtrat par adsorption atomique en four graphite. Nous avons utilisé un spectrophotomètre Perkin Elmer (modèle 1100B) munis d'un four (Perkin Elmer modèle HG 700) et passeur automatique des échantillons (Perkin Elmer modèle AS-70). Nous avons utilisé l'argon comme gaz inerte (Air liquide, N 56) et des tubes de graphite pyrolytiques avec plate-forme de l'Vov. Nous avons utilisé les programmes de variation de température du four établis par Mulliss et al. (1991) pour le dosage du plomb, du zinc et du cadmium.

Les analyses ont été faites en utilisant une courbe de calibration à 3 points, l'échantillon inconnu étant toujours situé à l'intérieur de l'intervalle de concentration défini par ces trois étalons.

3.3 Détermination des métaux totaux particuliers

Pour la détermination des métaux totaux dans les sédiments pluviaux, nous n'avons utilisé la méthode décrite ci-dessous (Morrison, 1983): dans un bûcher en Téflon, nous avons pesé 1 g de sédiment sec, ajouté 18 ml d'acide nitrique 65% (Merck, Suprapur) et 2 ml d'acide perchlorique 70% (Merck, Suprapur), chauffé à 110 °C jusqu'à siccité, laissé refroidir et ajouté 10 ml d'acide nitrique 1 M, chauffé quelques minutes, laissé refroidir, rincé le bûcher avec 10 ml d'eau ultrapure, centrifugé le tout à 6.500 rpm, pendant 15 mn, recueilli le surnageant dans une fiole de 100 ml, rincé à nouveau avec 10 ml d'eau ultrapure, centrifugé à 6.500 rpm pendant 15 mn, recueilli le surnageant et complété à 100 ml avec de l'eau ultrapure.

3.4 Protocole de spéciation des métaux dissous

3.4.1 Fraction biodisponible

Cette fraction correspond aux complexes libres et labiles. Le protocole consiste à utiliser la résine Chélex 100 sous la forme calcique. La résine étant fournie sous la forme sodique (Chélex 100, maille 100-200, réf. 142-2832, Bio-Rad Laboratoires), la préparation de la forme calcique est effectuée de la façon suivante : 50 g de résine sous la forme sodique sont équilibrés, dans un flacon en polyéthylène, avec 200 ml d'eau bidistillée permutée pendant 2 j sous agitation; le mélange est ensuite centrifugé à 6.500 rpm pendant 45 mn, la résine est récupérée et plongée dans 150 ml d'acide nitrique 1 M pendant 24 h sous agitation; la résine est séparée par centrifugation, lavée trois fois avec 150 ml d'eau ultra pure et plongée dans 150 ml de solution 1 M de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ pendant 2 j; finalement la résine sous la forme calcique est filtrée et lavée trois fois avec 150 ml d'eau ultrapure et séchée à 50°C dans l'étuve.

Pour la détermination de la fraction fixée par cette résine, nous avons mis en contact 60 ml d'échantillon avec 0,5 g de résine sèche sous forme calcique, pendant 48 h avec agitation intermittente. Ensuite, nous avons décanté la solution et dosé les métaux dans le surnageant par Absorption Atomique à four.

3.4.2 Protocole de détermination de la fraction stable

Cette fraction correspond aux complexes métalliques très stables et aux métaux associés aux colloïdes. La détermination de cette fraction est effectuée par différence entre la teneur en métaux totaux (dosage par absorption atomique) et la fraction retenue par la résine Chélex 100.

3.5 Protocole de spéciation des métaux associés aux sédiments

3.5.1 Fraction échangeable

Dans un tube de centrifugeuse en polypropylène contenant un barreau aimanté, sont placés 4 g de sédiment humide et 20 ml d'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) 1 M. Le mélange est agité pendant 2 h à température ambiante; ensuite le mélange est centrifugé à 6.500 rpm pendant 10 mn. La solution surnageante est récupérée; le culot est alors lavé avec 8 ml d'eau ultra pure, les eaux de lavage sont mélangées avec le surnageant; la teneur en métaux ainsi échangés est mesurée par absorption atomique en four.

3.5.2 Fraction acido-soluble

Le culot de la fraction antérieure est mélangé avec 20 ml d'acide acétique 1 M; le mélange est laissé sous agitation pendant 2 h à température ambiante; les phases sont séparées par centrifugation à 6.500 rpm pendant 10 mn; la solution est récupérée et le culot est lavé avec 8 ml d'eau ultra pure; la solution est stockée à 4°C et la teneur en métaux est mesurée par absorption atomique.

3.5.3 Fraction réductible

Le culot de l'extraction antérieure est mélangé avec 40 ml d'une solution de $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ 0,1 M dans de l'acide acétique 25 % (V/V); le mélange est chauffé à 86°C pendant 5 h sous agitation constante; ensuite 10 ml d'une solution d'acétate d'ammonium 3,5 M sont ajoutés et le mélange agité pendant 1 h à température ambiante; le mélange est alors centrifugé à 6.500 rpm pendant 10 mn; la solution est récupérée et le culot lavé avec 8 ml d'eau ultra pure.

3.5.4 Fraction oxydable

Le culot de l'extraction précédente est mélangé avec 10 ml de H₂O₂ (30%) et 10 ml d'acide nitrique 0,02 N; le mélange est chauffé à 96°C pendant 5 h sous agitation; après refroidissement 20 ml de solution d'acétate d'ammonium 1 M dans l'acide nitrique 6% sont ajoutés et le mélange est agité pendant 1 h à température ambiante; le mélange est centrifugé à 6.500 rpm pendant 10 mn et la solution est récupérée et stockée pour l'analyse.

3.5.5 Fraction résiduelle

Nous avons utilisé le même protocole expérimentale que celui décrit pour la détermination des métaux totaux particulaires.

La dispersion au niveau des mesures au spectrophotomètre sont très faibles (inférieures à 10 %); par contre la dispersion des résultats due aux manipulations d'extraction sont plus importantes, surtout pour le cadmium (probablement à cause des faibles concentrations de ce métal dans les échantillons, les dispersions atteignaient 25 à 50 %) sinon pour les autres métaux nous avons obtenu un maximum 10 % de dispersion.

4. RESULTAT ET DISCUSSION

4.1 Teneurs en métaux totaux dissous

Dans la figure 2 nous regroupons les résultats des métaux totaux dissous (Pb, Zn, Cd). Dans ce même graphique nous avons inclus les concentrations maximales dans les eaux de surface autorisées pour la fabrication d'eau potable par les Directives Européennes (Normes Européennes Dir 80/778). Nous observons que les métaux étudiés ne dépassent généralement pas ces limites, sauf pour le zinc dans les échantillons du collecteur de la Morée et celui de la sortie du bassin de Béquigneaux et pour le cadmium dans les échantillons du Béquigneaux (entrée et surtout sortie) et à la sortie du bassin de la Molette.

4.2 Teneurs en métaux totaux particulaires

La figure 3 présente les résultats obtenus par mesure des métaux totaux particulaires; nous les comparons à 3 valeurs publiées : les concentrations moyennes de plomb, zinc et cadmium rapportées par Pereira-Ramos (1989) sur 84 mesures effectuées sur la Seine entre 1979 à 1988; les concentrations maximales admissibles (NA) dans les boues de station d'épuration pour une utilisation agricole (Norme AFNOR U44-041/1975) et les teneurs naturelles des sédiments (TN) dans le bassin de la Seine-Normandie, rapportées par Pereira-Ramos (1988). Nous constatons l'importance du trafic routier sur la teneur de plomb dans les solides pluviaux urbains: en effet, les échantillons de la chambre de relevage du boulevard périphérique et de l'exutoire du réseau du lac de Créteil sont les plus concentrés, et ces deux sites se caractérisent par l'important trafic routier de leur bassin versant.

En général, les solides pluviaux présentent des teneurs en métaux plus importantes que celles mesurées dans la Seine et que les teneurs naturelles du bassin.

Il est important de signaler les très fortes concentrations de cadmium dans les solides du bassin du Béquigneaux: le cadmium dans ce site provient probablement d'un réseau industriel. En ce qui concerne la possibilité d'utilisation agricole des solides pluviaux nous observons que les limites imposées pour cet usage sont fréquemment dépassées, surtout dans le cas du plomb et du zinc.

Figure 2. Métaux totaux dissous dans les eaux pluviales urbaines ($\mu\text{g/l}$): FS (collecteur de la Ferme de Savigny, orge du 1^{er} Mars 1989), CM (collecteur de la Morée, orage du 1^{er} Mars 1989), BE et BS (entrée et sortie du bassin de Béquigneaux, orage du 19 Novembre 1989), ME et MS (entrée et sortie du bassin de la Molette, orage du 7 Août de 1989), NO (Normes Européennes pour la fabrication de l'eau potable)

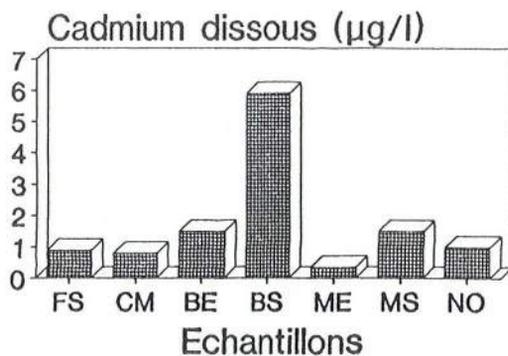
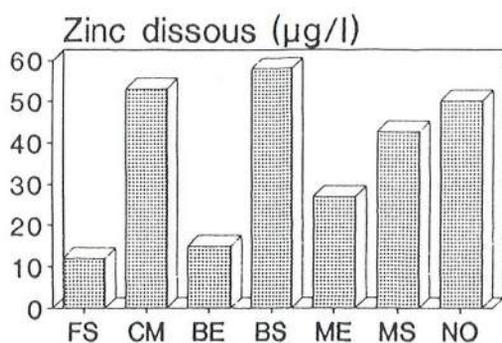
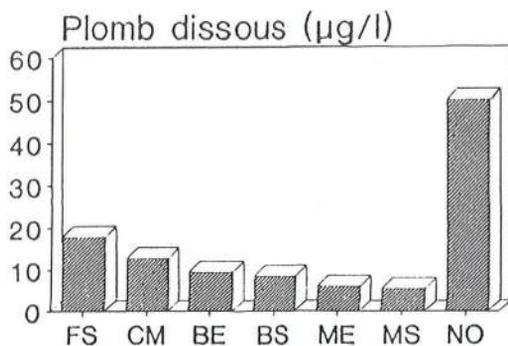
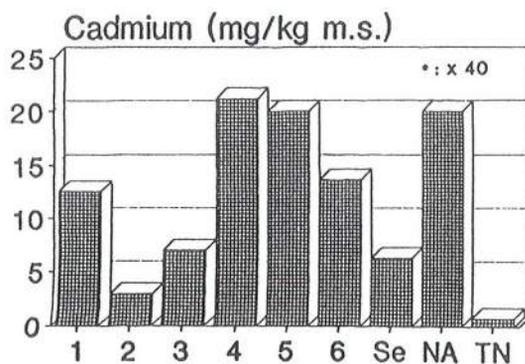
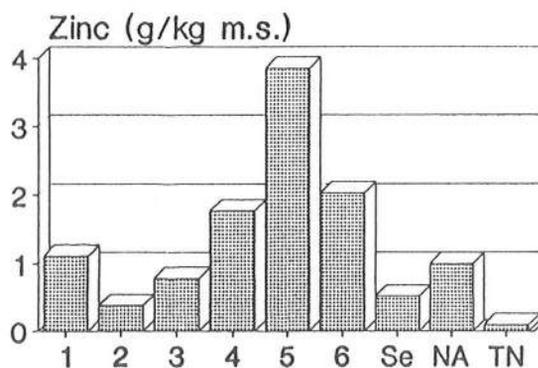
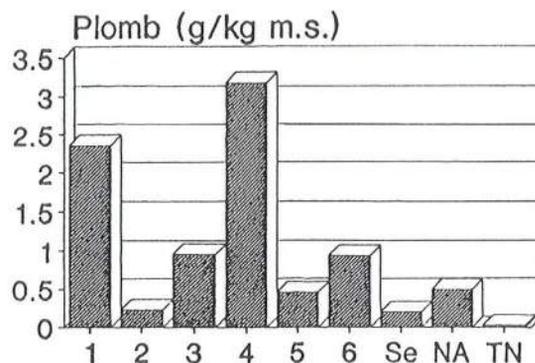


Figure 3. Métaux totaux particuliers dans les eaux pluviales urbaines: 1 (boulevard périphérique), 2 (collecteur de la Ferme de Savigny, orage du 1^{er} Mars 1989), 3 (collecteur de la Morée, orage du 1^{er} Mars 1989), 4 (exutoire du lac de Créteil), 5 (bassin de Béquigneaux, orage du 19 Novembre 1989), 6 (bassin de la Molette, orage du 7 Août 1989), SE (concentration moyenne sur 84 mesures), NA (Norme AFNOR U44-041/1975 pour l'utilisation agricole des boues de station d'épuration), TN (teneurs naturelles des sédiments du bassin Seine-Normandie).



Nous avons calculé les charges métalliques en entrée et sortie des bassins de la Molette et de Béquigneaux. Pour cela nous avons utilisé les mesures de concentrations des métaux totaux dissous et particuliers; des matières en suspension (MES) à l'entrée et à la sortie des bassins ainsi que les mesures du volume total d'eau dans les bassins. Le tableau 3 montre les charges en métaux dissous et particuliers à l'entrée et sortie de ces bassins et leur efficacité d'épuration pour les événements pluviaux considérés (orage du 7 Août 1989 à la Molette et du 19 Novembre 1989 à Béquigneaux).

Tableau 3. Charges métalliques (kg et %) des métaux dissous (D), des métaux particuliers (P) et totales (T), et efficacités d'épuration (E) des bassins de retenue de Béquigneaux et de la Molette lors des orages du 19 Novembre et 7 Août 1989.

Béquigneaux (orage du 19 Novembre 1989)								La Molette (orage du 7 Août 1989)							
Métal	Entrée			Sortie			E	Entrée			Sortie			E	
	D	P	T	D	P	T		T	D	P	T	D	P		T
Pb	0,1	2,5	2,6	0,12	0,6	0,7	1,9	0,3	24,3	24,5	0,2	2,9	3,1	21,4	
(%)	5	95		17	83		73	1	99		7	93		87	
Zn	0,2	20,8	21,0	0,80	3,0	3,8	17,2	1,2	52,2	53,4	1,8	5,3	7,1	46,2	
(%)	1	99		21	79		82	2	98		25	75		87	
Cd	0,02	4,3	4,32	0,08	0,34	0,4	3,9	0,02	0,35	0,37	0,006	0,03	0,03	0,33	
(%)	0,5	99,5		20	80		90	5	95		17	83		90	

Nous observons dans ce tableau 3 que la plupart des métaux sont transportés dans les réseaux d'assainissement sous forme particulière. Cependant à la sortie des bassins il y a une augmentation nette de la proportion et de la quantité de métaux dissous, surtout pour le zinc et le cadmium. L'efficacité d'épuration de ces deux bassins sont du même ordre de grandeur (73 à 90 %) mais malgré ces bons taux d'épuration il reste à la sortie des bassins des quantités non négligeables de métaux.

4.3 Spéciation des métaux dissous

Nous avons indiqué que les concentrations des métaux totaux dissous ne dépassent généralement pas les limites imposées par la Direction Européenne pour la fabrication de l'eau potable, ce qui permet de penser que ces eaux ne risquent pas de contrarier cet usage des eaux de rivières recueillant ces eaux pluviales. Cependant les résultats de spéciation des métaux dissous (Figure 4) montrent que le zinc et le cadmium se présentent en proportion importante sous formes biodisponibles (libre et labile) ce qui pourrait provoquer des intoxications chroniques; par contre le plomb se trouve principalement sous forme plus stable.

4.4 Spéciation des métaux particuliers

Nous rassemblons ici les résultats obtenus dans les 6 campagnes de mesures réalisées dans le cadre de ce travail. La figure 5 présente, en valeur relative (%) la répartition des métaux dans les fractions géochimiques. Au poste de relevage du boulevard périphérique les trois métaux présentent la même répartition: ils se trouvent

Figure 4. Répartition des métaux dissous dans les eaux pluviales urbaines (%) selon leur mobilité en utilisant le schéma de spéciation décrit à la figure 1: FS (collecteur de la Ferme de Savigny, orage du 1^{er} Mars 1989), CM (collecteur de la Morée, orage du 1^{er} Mars 1989), BE et BS (entrée et sortie du bassin de Béquigneaux, orage du 19 Novembre 1989), ME et MS (entrée et sortie du bassin de la Molette, orage du 7 Août de 1989).

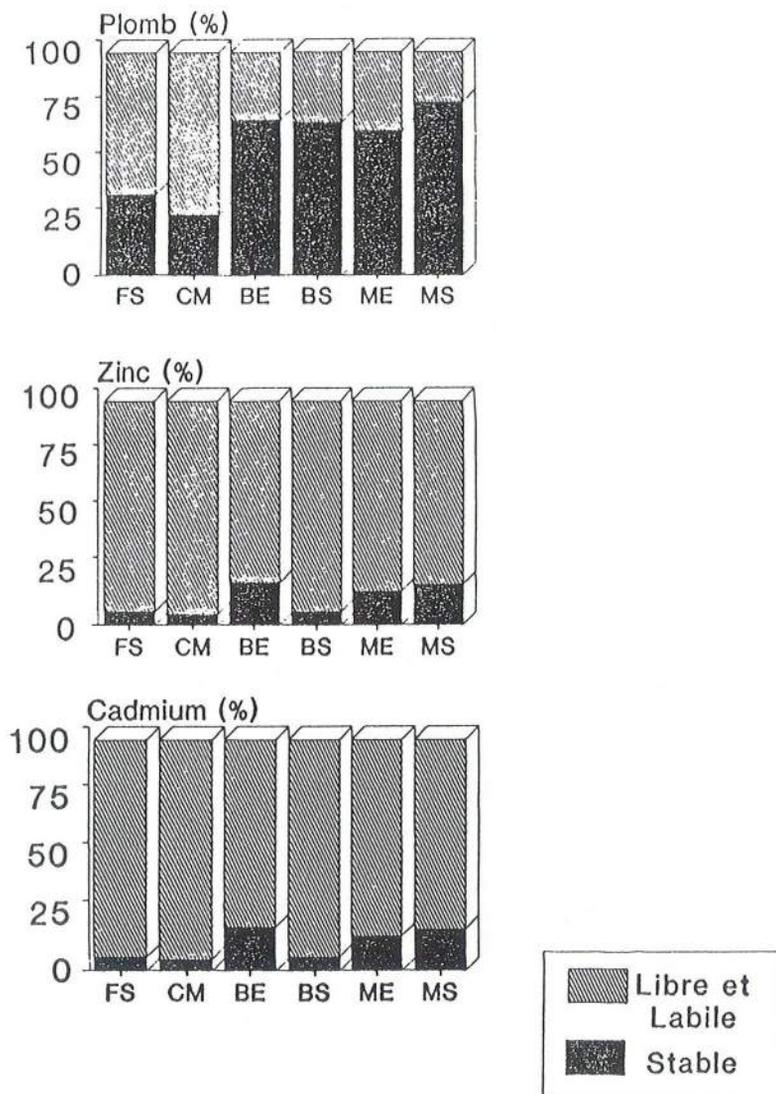
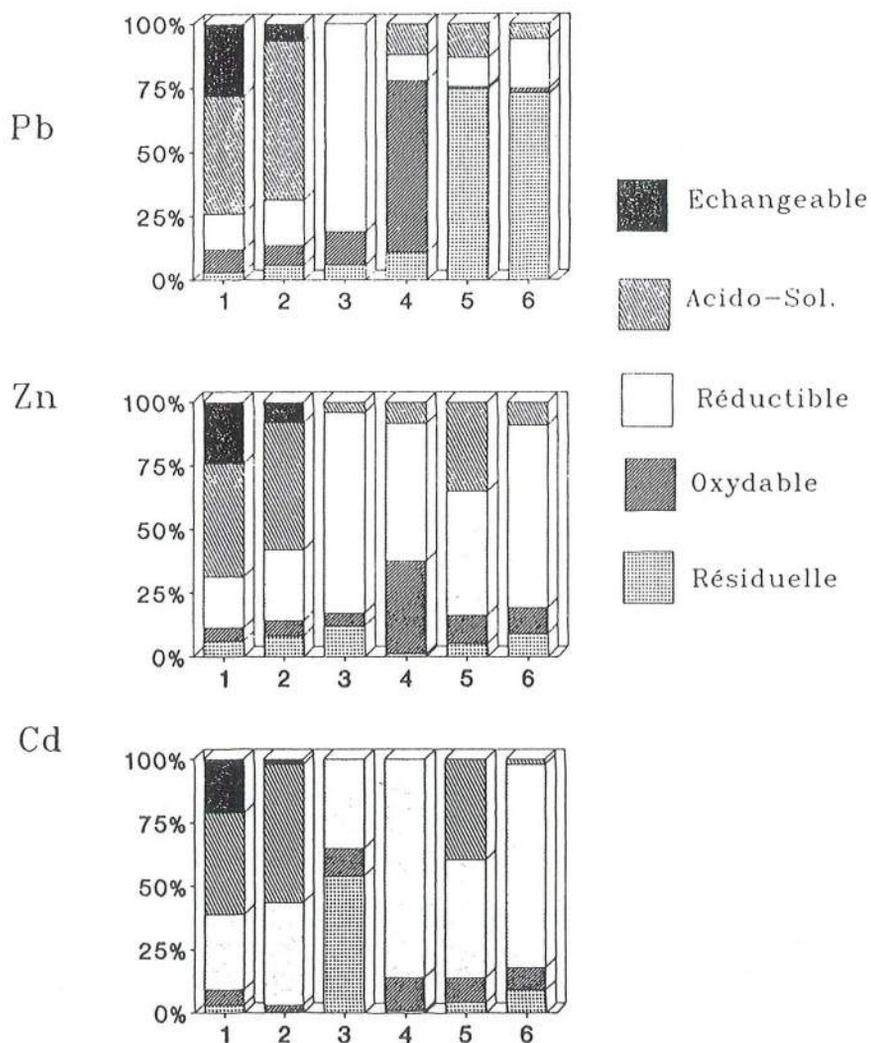


Figure 5. Répartition des métaux particuliers dans les eaux pluviales urbaines (%): 1 (boulevard périphérique), 2 (collecteur de la Ferme de Savigny, orage du 1^{er} Mars 1989), 3 (collecteur de la Morée, orage du 1^{er} Mars 1989), 4 (exutoire du lac de Créteil), 5 (bassin de Béquigneaux, orage du 19 Novembre 1989), 6 (bassin de la Molette, orage du 7 Août 1989)



principalement dans les fractions échangeable, acido-soluble et réductible; ces sont les fractions les plus mobiles. Ces résultats sont proches des résultats rapporté par Morrison et al. (1984). Pour les autres sites on observe la faible proportion des métaux dans la fraction échangeable. Le plomb est présent dans les fractions les plus résistantes aux réactifs utilisés pour les extractions (réductible, oxydable et résiduelle). Au contraire le zinc et le cadmium présentent une répartition similaire et sont majoritairement situés dans les fractions acido-soluble et réductible. On observe très pu de ces métaux dans les fractions oxydable et résiduelle. D'autre part il apparait sur ces graphiques que la proportion de formes stables augmente progressivement vers l'aval des réseaux et en particulier dans les bassins de retenue unitaires et séparatifs. Cette observation est particulièrement claire pour le plomb particulaire.

Nous avons voulu comparer nos résultats de la spéciation du plomb, zinc, cadmium et cuivre particulaire avec ceux obtenus en rivières (la Seine, Welté et Montiel, 1983; le Yamasaka et le St. François au Canada, Tessier et al., 1980; le Rhin au Pays Bas, Salomons et Förstner, 1980; la Morge en France, Roulier, 1991), les sols (Harrison 1981) et dans les dépôts des canalisation unitaires (Gutekunst, 1989); il faut signaler la difficulté importante à réaliser de telles comparaisons à cause de la disparité des protocoles expérimentaux utilisés pour effectuer les extractions. Ces comparaisons doivent donc être faites avec prudence. Nous observons en général que dans les rivières, les métaux particuliers se trouvent dans des fractions plus stables que dans les solides pluviaux sauf pour le plomb dans les bassins de Béquigneaux et de la Molette où ce métal se trouve en plus grande proportion dans la fraction résiduelle.

5. CONCLUSIONS

Les eaux pluviales véhiculent d'importantes quantités de polluants, principalement des matières en suspension et des micropolluants, en particulier les métaux lourds. Les métaux lourds sont transportés vers le milieu naturel sous formes dissoutes et particulaires. La répartition des métaux entre ces deux phases dépend de la quantité des solides et du pH. L'augmentation de ces deux facteurs augmente la concentration des métaux particuliers.

La quantité de métaux rejetés dépend du type d'occupation du sol: ainsi sur le Boulevard Périphérique de Paris, les solides contiennent des fortes concentrations de plomb, zinc et cadmium. Les solides pluviaux étudiés dans ces sites sont classés comme exceptionnellement contaminés (par rapport aux teneurs naturelles proposé par la l'AESN) et dépassent les limites établies en France et à l'étranger pour une utilisation agricole.

Les résultats de la spéciation des métaux dissous dans ces deux bassins de retenue ont montré que le plomb forme des complexes plus stables que le zinc et le cadmium; ceci signifie que le plomb est moins toxique pour les organismes aquatiques. Par contre le zinc et le cadmium sont plus biodisponibles et en conséquence plus toxiques.

Les résultats de la spéciation des métaux particuliers ont montré que les métaux toxiques présentent différents profils de spéciation: le plomb se trouve principalement dans la fraction résiduelle, le cuivre dans la fraction oxydable et le zinc et le cadmium dans la fraction réductible.

Les métaux particuliers semblent diminuer de mobilité au fur et à mesure qu'ils se déplacent dans le système des eaux pluviales. Ils sont beaucoup plus mobiles dans les aérosols et avaloirs que dans les collecteurs. Ainsi le plomb passe de la fraction acido-soluble à la fraction résiduelle. Le zinc et le cadmium se comportent de manière similaire: ils passent tous deux des fractions hydrosoluble et échangeable à la fraction réductible. Par contre le cuivre reste, dans tous les échantillons, majoritairement dans la fraction oxydable

Il n'y a pas de différence importante entre les profils de spéciation des métaux dissous et particuliers dans les bassins de retenue en réseau unitaire (La Molette) et en réseau séparatif (Béquigneaux): en temps de pluie, les métaux toxiques dissous et particuliers de réseau unitaire semblent donc présenter une mobilité semblable à celle des métaux en réseaux séparatif.

Les bassins de retenue étudiés présentent une capacité d'épuration globale (dissous + particulaire) de 73 % pour le plomb, 81 % pour le zinc et 90 % pour le cadmium. Néanmoins, à la sortie des bassins, il reste encore des quantités non négligeables de métaux dissous et particuliers. On pourrait utiliser les méthodes basées sur l'adsorption des métaux sur matériaux complexants (résines synthétiques ou produits naturels riches en acides humiques par exemple la tourbe) pour traiter le cadmium et le zinc dissous. Le plomb serait plus difficile à traiter à cause de son caractère chimiquement stable. Il faudrait un système de filtration, ou centrifugation pour récupérer les particules fines à la sortie des bassins, particules très concentrées en métaux toxiques.

Les solides décantés au fond des bassins ou bien récupérés à leur sortie devront être considérés comme déchets spéciaux. Ils pourraient être traités en milieu acide afin d'éliminer les fractions acides et réductibles des métaux toxiques susceptibles d'être relargués en décharge.

BIBLIOGRAPHIE

- Artières O. (1987). Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire. **Thèse de doctorat** n°267, Université Louis Pasteur de Strasbourg, 214 p.
- Astruc A., Astruc M., Beguin S. & Mericam P. (1979) Qualité chimique des eaux de ruissellement d'une ville moyenne, **T.S.M.-l'Eau, 74ème année (2)** : 79-85.
- D.D.E. - 93. (1984) Etude de cinq principaux rejets pluviaux en Marne. **Rapport de Synthèse**, D.D.E.-93 - A.F.B.S.N. - L.R.E.P. - L.R.O.P., 117 p.
- Fletcher I.J. (1981) Quality of urban stormwater runoff : an appraisal of the role of gully pot liquors, Unpublished **PhD Thesis**, Trent Polytechnic, Nottingham.
- Förster J. (1990) Roof runoff: A source of pollutants in urban storm drainage systems?, **Proceedings of The Fifth International Conference on Urban Storm rainage**, Osaka, Japon, July 23-27, 469-4747 p.
- Förstner U. & Wittmann H. (1981) Metal Pollution in the aquatic environment, deuxième édition, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 486 p.

- Grange D. & Deutsch J.C. (1986). Qualité des eaux de pluie : comparaison des flux polluants avant et après ruissellement. Société Hydrotechnique de France. **XIXèmes. Journées de l'Hydraulique**, L'impact des activités humaines sur les eaux continentales, Question n° II: II.2.1-II.2.5.
- Gutekunst B. (1989) Wechselwirkungen zwischen Schwermetallen und Silhaut, **Wasser Abwasser**, 130 (9): 456-462.
- Harrison R.M., Laxen D.P.H., Wilson S.J. (1981) Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils, **Environmental Science et Technology**, 15(11): 1378-1382.
- Hendry C.D. & Brezonik P.L. (1980) Chemistry of precipitation at Gainesville, Floride, **Environmental Sciences and Technology**, 14 (7) : 843-849.
- L.R.O.P. (1984) Pollution des eaux de pluie, **Rapport n° II. Etude expérimentale**, Ministère de l'Urbanisme et du Logement, Dossier n° 12C276 - 12 334 : 1 - 20 .
- Malmquist P.A. (1978) Atmospheric fallout and street cleaning-effects on urban storm water and snow, **Prog. Wat. Tech.**, 10 (5/6) : 495-505.
- Marsalek J. (1984) Caractérisation du ruissellement de surface issu d'une zone urbaine commerciale, **Sciences et Techniques de l'Eau**, 17 (2) : 163-167.
- Morrison G.M.P. (1983) Urban Stormwater Pollution. Heavy metal speciation studies of natural waters: a review, **Research Report 8**, Middlesex Polytechnic, 85 p.
- Morrison G.M.P, Revitt D.M., Ellis J.B., Svensson G. & Balmer P. (1984) The physico-chemical speciation of zinc, cadmium, lead and copper urban stormwater. In: Balmer P., Malmquist P., Sjöberg A. (eds), **Planning and control of urban storm drainage**, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden, 989-100 p.
- Mulliss R., Bussy A.L. & Flores-Rodriguez J. (1991) Quality control for heavy metal analysis of water, tissue and sediment, **Report 1**, Urban Pollution Research Centre, Middlesex Polytechnic-Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu, Université Paris XII-Val de Marne, 28 p.
- Ng H.Y.F. (1987) Rainwater contribution to the dissolved chemistry of storm runoff, **Fourth International Conference on Urban Storm Drainage**, Lausanne, Switzerland, 21-26 p.
- Nguyen V.D., Valenta P. & Nürnberg H.W. (1979) The determination of toxic trace metals in rain water and snow by differential pulse stripping voltammetry, **The Science of the Total Environment**, 12 : 151-167.
- Pereira-Ramos L. (1988) Etude et exploitation critique de résultats d'analyses de métaux sur sédiments. Campagnes sur les "Grandes Rivières" du bassin Seine-Normandie de 1981-1986. Rapport AFBSN-IHC, 59 p.
- Pereira-Ramos L. (1989) Exploitation critique des résultats d'analyses des métaux sur les sédiments et bryophytes dans le bassin Seine-Normandie. Agence de Bassin Seine Normandie-Institut d'Hydrologie et Climatologie-Naturalia et Biologia, 90 p.

- RESEAU. Commission Dépollution des eaux Pluviales. (1988) Dépolluer les Eaux Pluviales. Un ballon d'oxygène pour nos rivières. RESEAU Ile - de - France, 86 p.
- Roulier J.L. (1991) Echange de métaux entre eau et sédiments. 1-Sédiments fluviaux: cas de la Morge (Isère), Rapport de recherche, C.E.M.A.G.R.E.F.-S.R.E.T.I.E., 12 p.
- Salomons W. & Förstner U. (1980) Trace metal analysis on polluted sediments. Part II : Evaluation of environmental impact, *Env. Techn. Letters*, 1 (11) : 506-517
- S.T.U. (1985) La pollution du ruissellement pluvial urbain. Campagne de mesure expérimentale française 1980 - 1982. **Rapport Synthèse**, Ministère de l'Urbanisme et du Logement, 80 p.
- Tessier A., Campbell P.G.C. & Bisson M. (1980) Trace metal speciation in the Yamasaka and St. François rivers (Quebec), *Canadian Journal of Earth Sciences*, 17 (1): 90-105.
- Welté B. & Montiel A. (1983) Etude des différentes méthodes de spéciation des métaux lourds dans les sédiments. II. Applications, *Env. Techn. Letters*, 4 : 223-238.

THE SIGNIFICANCE OF SOLIDS IN URBAN STORMWATER POLLUTION : OUTLINE OF RECENT RESEARCH EFFORTS IN EUROPE

VERBANCK M.

Laboratoire de Traitement des Eaux et Pollution, Université Libre de Bruxelles

Particulate solids accumulated on the surfaces of urban catchments and in drainage conduits have been identified as major contributors to the pollutional impact of urban stormwater discharges. In particular, there is now greater general acknowledgement that urban drainage design and analysis must take intrinsically into account the various problems linked to sewer sediments :

- washout of pollutants by sediment reentrainment during rain events,
- premature functioning of combined sewer overflows,
- reduction of hydraulic capacity of urban conduits,
- large operational costs imposed on city managers for a recurrent cleaning-out of sewerage lines and tanks.

The success of the recent international workshop on "origin, occurrence and behaviour of sediments in sewer systems" (Université Libre de Bruxelles, Sept. 4-6, 1991) showed that the conference material was very timely. It is apparent that much progress has been obtained in the general understanding of sewer solids, through comprehensive research programmes conducted in the last five years in several nations of Western Europe.

The main technical conclusions of the meeting are the following.

1. Research so far has been largely driven by the requirements to develop models. The overall model objectives and data requirement for calibration/verification have controlled the degree of sophistication to which sewer sediments have been considered (e.g. compare existing models FLUPOL and MOSQUITO).
Some studies have only been interested in the way in which sediments affect hydrodynamic models, and have not been concerned with sediments or their other effects as such.
2. The design of sediment controlled sewers based on velocity criteria has been unanimously rejected. Bed-shear stresses (despite uncertainties of estimation) are more appropriate. As yet, however, no definite criteria are available.

3. It is likely that a "universal" sewer sediment transport model remains a very distant achievement (cf simpler river and non-cohesive sediment modelling problems).
4. Because of greater interest in environmental issues and also the lack of "large" hydraulic issues in developed countries, a number of senior hydraulicians are now interested in sewer sediments. The river background of these people can mislead them into erroneous initial premises. e.g. in contrast to rivers, sewer sediments of most interest are those in the sub-mm size range with specific gravity < 2.65 , sources are limited, conduit shapes are important and the specification and determination of particle characteristics is very difficult.
5. Sewer sediments / sewage particulates are highly variable. Some categorization may be made based on sewerage and sources (other categorizations are also possible) :
 - a) Separate (storm) sewers :
 - i) fine material - always present in suspension, rarely in deposits other than tranquil zones.
 - ii) grit - form the bed where this occurs, suspended only rarely.
 - b) Combined sewers :
 - i) sanitary solids - always in suspension, but not always seen in deposits.
 - ii) fine material - as for (a), but more often found in bed.
 - iii) grit - major bed constituent, but also found in bed-loads, with true suspension rare.

National practices for sewer design have significant implications for these various components.
6. Combined sewer grits vary from 0.1 mm to a few cm, depending upon inlet conditions (gully pots, etc). Movement / deposition is principally driven by a bed-load transport process. This bed-load transport is very important, particularly for filling discontinuities in bed and smoothing hydraulic boundary. This phase of transport can be easily inhibited by relatively small obstacles.

Shields diagram gives a reasonable estimate for critical shear stress for the initiation of grit motion, using parameters based on median grain size and the Einstein-Vanoni separation technique.

Grit primarily enters systems during storms, but subsequently the dry-weather flow (DWF) can maintain movement as bed-load, whilst also elutriating finer material (deposited during storm recession) from the bed. This "slow" grit transport can lead to low environmental impact, but greatest sewer maintenance problems.
7. Difficulties of investigating sanitary sewers due to storm induced effects, or their relative size, mean that most data so far only relate to combined sewers during dry weather flow periods. These results are of limited value for characterizing sanitary inputs because of the "a-priori" effects of storm (combined) flows on the sediments in the system.
8. Sanitary flows may be designated as a special class of "paper-flow" hydraulics because of their unique nature. The general terms "sediments" or "particles" are inadequate for describing the solids in motion or deposited during such flows. There would appear to be scope for a new all-embracing word.
9. Laboratory examinations of dry-weather suspensions (ignoring the gross solids) indicate that median granulometric sizes of 30-40 μm and median settling velocities of 0.4-0.5 cm/s prevail. Total loss on ignition ranges from 70 to 85 %. Densities of solids can be close to 1, notably for the coarsest material remaining in suspension.

Freshly deposited sanitary solids have been observed to erode at a bed-shear stress of around 1.8 N/m^2 , with recurrent deposition/erosion occurring during a normal diurnal flow pattern. There are important interactions between the DWF deposits and deeper bed, with this component being significant for the growth in bed cohesive strength.

The build-up in sanitary sediments to an equilibrium after some 20 days, reported from some studies, is only valid for sewers draining small (as yet unspecified) catchments.

10. Many studies now show the strong heterogeneity in the distribution of solids in suspension during DWF. This gradient is less pronounced in larger sewers near the walls, but most marked on the central vertical section.

During DWF there is a very concentrated layer moving adjacent to the bed, e.g. $\text{SS} < 85 \text{ g/l}$, $\text{COD} < 200 \text{ g/l}$, comprising some 20-30 % of the total solids flux. This may not be a bed-load layer in the traditional sense as applied to granular materials, and could be perhaps more appropriately designated as a "heavy-fluid" layer. The resuspension of this highly polluting layer during rain events is likely to be responsible for the foul flushes observed in certain instances.

11. There are major temporal differences in the characteristics of the suspended material conveyed during a storm (combined) flow. More data are required for this, for both storm and combined flows. On average, the solids in suspension are fine with 75 % $< 100 \mu\text{m}$ in size. Due to the nature of the material (organic, flocculent etc) and difficulties of measurement using standard techniques, however, the apparent particle size may not be an appropriate parameter. Overall settling velocity information may be more reliable, although there are also doubts about current techniques used to measure this. Observed settling rates have exceeded Stokes law predictions, presumably because of the particle interactive effects.

12. It is confirmed that heavy metals and organic pollutants are primarily associated with the finest particulates (both on urban surfaces and also transported in the flow phases).

13. There is a continuing increase in interest in the requirements for the protection of the quality of urban watercourses, and there is no doubt that in the future wastewater treatment technology (and terminology) will intrude more and more in the apparent unchanging traditions of sewer network operation.

Both environmental and operational concerns are of course crucial in the general view of the acceleration of urbanization processes which is observed all over the world and will undoubtedly constitute one of the major challenges of the coming century. It is apparent that in all sewer sediment issues, important progress has still to be made under collaborative work between different research teams (following on from the various national programmes so far undertaken). The coordination of such work at the international level is highly desirable and could be performed by the recently created Task Group on Real Sewer Sediments, an initiative of the IAWPRC/IAHR Joint Committee on Urban Storm Drainage.

PRODUCTION ET TRANSFERT DES POLLUANTS

POLLUTION DES EAUX PLUVIALES URBAINES : ORIGINE, NIVEAUX ET MOBILITÉ DES POLLUANTS

THÉVENOT D.R.

Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu (LABAM), UFR de Science et Technologie,
Université Paris XII-Val-de-Marne

RESUME

Les principaux polluants présents dans les rejets pluviaux urbains (eau de pluie et de ruissellement, rejets des réseaux séparatifs ou unitaires par temps de pluie) sont présentés ainsi que leurs méthodes de quantification, en insistant particulièrement sur les micropolluants toxiques. Les méthodes d'évaluation de leur impact sur les milieux récepteurs reposent sur des mesures de la mobilité de ces pollutions lors de leur transport jusqu'au milieu naturel, de leur relargage en réacteurs ou encore sur leur effet sur les solides en suspension ou déposés en rivière et sur les plantes ou animaux aquatiques.

1. INTRODUCTION

1.1. Présentation de l'exposé

Pour mener à bien la lutte contre la pollution du milieu aquatique, il faut considérer non seulement les rejets des eaux industrielles et des eaux usées domestiques mais aussi ceux provenant des sources diffuses ou "non-point sources" (Loehr, 1974) comme les eaux de pluie et les rejets des réseaux d'assainissement par temps de pluie. Sont généralement considérées comme **eaux pluviales urbaines** toutes les eaux qui rejoignent le milieu récepteur sans transiter par la station d'épuration (Hémain, 1987). Il s'agit donc des eaux de pluie ou eaux météorites, des eaux de ruissellement urbain, des eaux rejetées par les réseaux séparatifs pluviaux mais aussi des eaux rejetées en rivière ou littoral par des surverses de réseaux unitaires, par temps de pluie.

1.2. Présentation des polluants minéraux et organiques présents dans les rejets pluviaux urbains

Les pollutions transportées par les eaux pluviales urbaines sont très variées et dépendent considérablement du bassin versant considéré et des activités sur celui-ci (résidentiel, commercial, industriel...). Les sources de dégradation de la qualité des eaux pluviales urbaines sont nombreuses (Flores-Rodriguez *et al.*, 1988) :

- véhicules à moteur (gaz d'échappement, additifs des carburants, pertes d'huile, usure des organes mécaniques et des pneumatiques),
- usure des revêtements des voiries et trottoirs,
- chantiers urbains (voiries, constructions souterraines ou de surface),
- abrasifs (sable, gravillons) et fondants chimiques répandus sur les voiries,
- déchets rejetés dans les rues et sur les trottoirs,
- activités industrielles et rejets chroniques ou accidentels sur les surfaces entourant les ateliers (stockage, transport),

- érosion des surfaces naturelles (jardins, parcs),
- chute de débris végétaux (fleurs, feuilles, branches),
- excréments des animaux, en particulier domestiques,
- engrais et herbicides utilisés en dans les jardins et parcs et sur les chaussées et voies ferrées,
- corrosion des toitures métalliques et des descentes d'eaux pluviales,
- branchements défectueux d'eaux usées vers des réseaux séparatifs pluviaux,
- rejets d'eaux industrielles dites propres (réfrigération).

En regroupant ces nombreuses sources, il est néanmoins possible de distinguer 7 familles de pollutions pluviales, que l'on peut présenter par ordre de "visibilité" décroissante :

1. les déchets solides *flottants*, la pollution visuelle,
2. la *matière oxydable* entraînant une désoxygénation brutale des eaux de surface,
3. les *matières en suspension* (MES) et pollutions fixées sur celles-ci,
4. les *sels nutritifs* (ammonium, nitrate...) entraînant une eutrophisation des eaux de surface,
5. les *micropolluants minéraux* essentiellement constitués de métaux toxiques (Pb, Zn, Cd, Cu, Cr...),
6. les *micropolluants organiques qui présentent une grande diversité* :
 - hydrocarbures aliphatiques (composés en n-C₁₃ à C₂₄, branchés ou cyclaniques comme le cyclohexane),
 - composés polaires (acides hydroxylés de C₁₀ à C₂₆) et stéroïdes,
 - composés aromatiques, comme les hydrocarbures aromatiques polyconjugués (HAP) dont la présence est attestée par certaines molécules témoins (3,4-benzo-pyrène, fluoranthrène, 1,12-benzoperylène, 3,4-(o-phenylène)-pyrène, les naphtalènes ou les anthracènes),
 - composés de synthèse comme les pesticides/herbicides (atrazine, simazine, malathion, diazinon), polychloro biphényles (PCB), les phtalates (plastifiants)
 - solvants organiques volatils,
7. et enfin les *microorganismes* éventuellement pathogènes contenus dans les déchets fécaux apportés par les animaux domestiques.

Dans l'exposé qui suit nous porterons tout particulièrement notre attention aux micropolluants toxiques minéraux ou organiques, car ils présentent des risques importants sur la qualité des milieux récepteurs et donc de leur usage récréatif (baignade, navigation de plaisance, pêche...) ou industriels (production d'eau potable ou industrielle).

2. ORIGINE ET NIVEAUX USUELS DES MICROPOLLUANTS DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS

Afin de préciser l'origine et les niveaux de concentration usuels des micropolluants minéraux et organique, nous considérerons successivement les différentes étapes de progression de ces eaux depuis le ciel urbain jusqu'à la rivière ou le plan d'eau récepteur.

2.1. Eau de pluie avant son contact au sol

Les eaux météorites, c'est à dire les eaux de pluie n'ayant pas encore rencontré le sol ou une toiture apportent, en milieu urbain, 2 types de pollution :

1. des gaz émis par combustion objet de solubilisation et oxydation (SO_2 , NO_2 , Pb) ou de solubilisation et dissociation acido-basique (CO_2 , NH_3 ...) entraînant un pH acide des premières pluies (pH voisin de 4,0),
2. des aérosols, source de 0,6 à 3 % des MES dans les rejets pluviaux urbains (L.R.O.P., 1984) et présentant généralement un faible pouvoir tampon de pH mais des concentrations non négligeables de métaux (Na, K, Ca, Mg, Pb, Zn, Cd, Cu...) (Tableau 1) ou de micropolluants organiques (HAP) : des valeurs de 0,01 à 0,6 et de 0,02 à 0,3 $\mu g/kg$ ont ainsi été mesurées dans la neige pour le 3,4-benzopyrène et le fluoranthrène.

Tableau 1. Gammes de concentration des métaux dans les eaux météorites urbaines

Métal	Concentration dissoute (mg/l ou $\mu g/l$)	Importance relative de cet apport dans les rejets pluviaux urbains	Concentration dans aérosols routiers urb.
Na ⁺	0,1 à 35 mg/l (+)		
K ⁺	0,1 à 20 mg/l (+)		
Ca ⁺⁺	0,2 à 30 mg/l (+)		
Mg ⁺⁺	0,1 à 7 mg/l (+)		
Pb	8 à 110 $\mu g/l$ (x)	3 - 22 % (■)	4800 mg/kg m.s. (♦)
Zn	24 à 230 $\mu g/l$ (x)	11 - 15 % (■)	2300 mg/kg m.s. (♦)
Cd	0,3 à 17 $\mu g/l$ (x)	100 % (■)	27 mg/kg m.s. (♦)
Cu	5 à 70 $\mu g/l$ (x)	22 - 30 % (■)	

(+) Ciattaglia, 1979,

(x) Nguyen *et al.*, 1979; Hendry *et al.*, 1980; Grange *et al.*, 1986; Ng 1987.

(■) L.R.O.P., 1984,

(♦) Lebreton *et al.*, 1992..

2.2. Eau de ruissellement sur les surfaces urbaines

2.2.1. Différent types de pollutions

Lors de leur ruissellement sur les surfaces urbaines (toitures, trottoirs, chaussées, caniveaux), les eaux de pluie se chargent en matières en suspension riches en micropolluants organiques et minéraux et en sels solubles. Il est ainsi possible de distinguer :

1. les réactions physico-chimiques sur les toitures, dépendant essentiellement du matériau constitutif de celles-ci (feuilles de zinc, tuiles, fibrociments) et de leur capacité à retenir les aérosols déposés par temps sec; Förster (1990) a mesuré jusqu'à 127 $\mu g/l$ de cuivre dans les eaux de ruissellement sur les toits en tuiles, 17 $\mu g/l$ de cadmium et 2907 $\mu g/l$ de zinc dans les eaux de ruissellement sur les toits recouverts en zinc;
2. la corrosion des toitures métalliques, gouttières et tuyaux d'évacuation des eaux pluviales,
3. l'érosion des sols non imperméabilisés (chantiers, jardins) entraînant limons et sables,
4. l'usure des chaussées et trottoirs,

5. l'effet des *véhicules à moteurs* (Morrison, 1985) :
- perte d'essence (Pb, HAP),
 - perte d'huile (Zn, Cd, HC),
 - usure des pneus (Pb, Zn) et des freins (Cu),
 - rouille provenant de la corrosion de la carrosserie, du châssis et du moteur (Cu, Fe),
 - gaz d'échappement (Pb, Zn, HAP),
5. et enfin la *dissolution des fondants chimiques* (NaCl, CaCl₂) déversés sur les chaussées pendant les périodes de gel ou verglas.

2.2.2. Pollutions des eaux de ruissellement sur les surfaces urbaines

Les micropolluants se répartissent sur les MES en fonction de la taille des particules : ils s'accumulent préférentiellement sur les particules fines (Ellis *et al.*, 1982). Ainsi les particules de diamètre inférieur à 250 µm, représentant 42 % de l'échantillon considéré, contenaient respectivement 7,7 et 8,5 fois plus de plomb et de zinc que celles de diamètre compris entre 0,8 et 3,3 mm (Sartor *et al.*, 1984).

Les travaux de Malmquist *et al.*, (1978), Astruc *et al.*, (1979), Fletcher (1981), Marsalek (1984), DDE-93 (1984), STU (1985) et de RESEAU (1988), ont toutefois montré que les concentrations totales de métaux dissous sont comprises entre 0,04 et 2,6 mg/l de plomb, entre 0,05 et 2 mg/l de zinc et entre 1 et 58 µg/l de cadmium dans les eaux de ruissellement de différentes zones urbaines (résidentielles, commerciales, autoroutes).

Les HAP présentent une origine pluviale limitée et leur fixation semble préférentielle sur les particules organiques (acides humiques et fulviques). Leur concentration a été évaluée à 0,1 - 1,3 et 0,1 - 2,6 mg/kg respectivement de 3,4-benzopyrène et fluoranthrène dans dépôts sur les chaussées (Herrmann, 1981).

2.3. Réseau d'assainissement unitaire ou séparatif par temps de pluie

Dans ce cas aussi, une proportion importante des micropolluants est fixée sur les particules, tant pour les métaux toxiques (Astruc *et al.*, 1979; Morrison *et al.*, 1984) que pour les hydrocarbures (Eganhouse, 1981). Le Tableau 2 regroupe les résultats obtenus par Förstner *et al.* (1981), Bauer *et al.* (1984) et Artières (1987) sur des sédiments de réseau d'assainissement unitaire ainsi que par Morrison *et al.* (1984) pour des sédiments et eaux de réseau séparatif.

Tableau 2. *Gammes de concentration des métaux dans les dépôts de réseau d'assainissement unitaire obtenues par Förstner et al. (1981) au Canada, Bauer et al. (1984) à Hambourg et Artières (1987) à proximité de Strasbourg, et de réseaux séparatif (Morrison et al., 1984) à Londres ainsi que dissous dans ces mêmes réseaux séparatifs Londoniens.*

Métal	Particulaire réseau unitaire (mg/kg m.s.)		Particulaire réseau séparatif (mg/kg m.s.)	Dissous réseau séparatif (µg/l)
Zn	1000	- 2.600	410	230
Pb	450	- 485	2460	20
Cu	130	- 700	410	50
Cd	3	- 10	11	3
Cr	35	- 240		n.d.
Ni	30	- 60		n.d.

Ce tableau 2 montre que Zn et Cd sont en proportion non négligeable sous forme dissoute alors que Pb est essentiellement particulaire. Cet élément est, de plus, à un niveau particulièrement élevé dans les dépôts de réseau pluvial urbain (300 à 3200 mg/kg m.s.) (Flores-Rodriguez, 1992).

2.4. Ouvrages de traitement en réseau : dégrilleurs, déshuileurs, chambres à sable, chambres de rétention de la pollution, bassins de retenue

2.4.1. Ouvrages de traitement en réseau

Ces ouvrages sont essentiellement destinés à protéger le réseau en réalisant des séparations physiques basées sur la taille des solides (dégrillage, tamisage) ou la densité de ceux-ci par rapport à l'eau (déshuilage, chambres à sable et chambres de rétention de pollution qui séparent les flux de temps sec et de temps de pluie en les envoyant respectivement vers les réseaux unitaires et séparatifs, bassins de stockage secs ou en eau, revêtus ou non revêtus).

2.4.2. Effet des ouvrages de traitement en réseau

Ces ouvrages ont un effet positif sur la pollution pluviale par les séparations des flottants et des MES qu'ils réalisent. Par contre, ils sont souvent des sources de remise en suspension des dépôts lors des orages (effet de chasse).

2.4.3. Niveaux de concentration en micropolluants

Il est possible d'estimer que seulement 10 à 25 % des charges métalliques sortant de ces bassins sont sous forme dissoute (Flores-Rodriguez, 1992a et b).

Tableau 3. Concentrations métalliques dans les dépôts et dans les eaux de bassins de retenue pluviaux (D.D.E.S.S.D. & I.R.C.H.A., 1974; D.D.E.S.S.D., 1977 et 1986; Chesterikoff et al., 1981; Flores-Rodriguez, 1992).

Métal	Particulaire dans dépôts (mg/kg m.s.)		Total dans l'eau (µg/l)	
Zn	40	- 3900	10	- 2.400
Pb	10	- 1000	4	- 60
Cu	10	- 800	6	- 50
Cd	0,5	- 800	1	- 50
Cr	10	- 90	10	- 15
Ni	10	- 60	4	- 50
Hg	0,05	- 10	0,05	- 2

De 1 à 50 mg/kg de PCB ont été mesurés dans les sédiments de bassins pluviaux (Delaune *et al.*, 1989). Les HAP semblent essentiellement transportés sur les MES et donc subir directement les effets de chasse (Herrmann, 1981).

2.5. Détermination des concentrations de polluants dans les eaux pluviales urbaines

Cinq types de mesures sont usuellement réalisées sur les eaux pluviales urbaines :

2.5.1. Mesures spécifiques d'un élément ou d'une molécule donnée (pH, O₂, Pb...)

Ces mesures permettent d'identifier spécifiquement un élément chimique ou même une forme moléculaire de celui-ci et donc facilitent la recherche des sources de pollution et la compréhension de leurs mécanismes de transport ou d'action sur les organismes aquatiques.

2.5.2. Mesures globales de familles de polluants, comme, par exemple, la matière oxydable (DBO, DCO, COD...) ou extractible au chloroforme

Ces mesures, par leur caractère global, sont moins onéreuses et plus faciles à réaliser que les nombreux dosages spécifiques qu'elles remplacent. Elles permettent plus facilement d'évaluer la qualité globale d'un milieu ainsi que son évolution à long terme. Par contre et malgré les progrès techniques accomplis, par exemple le remplacement de la demande biologique (DBO) ou chimique en oxygène (DCO) par le carbone organique dissous (COD) ou total (COT), ces mesures sont généralement moins précises que les mesures spécifiques et ne permettent évidemment pas d'identifier des polluants particuliers.

2.5.3. Mesures ponctuelles dans le temps et l'espace de l'un des 2 types précédents

Ces mesures permettent de suivre les variations rapides de niveaux de pollution et, après prise en compte des débits hydrauliques, d'évaluer les flux de pollution. Elles permettent aussi, soit directement soit après fractionnement des échantillons, d'évaluer la biotoxicité et biodisponibilité des polluants pour les organismes aquatiques. Par contre l'hétérogénéité spatiale et temporelle des échantillons aquatiques ponctuels rendent difficile l'évaluation globale de la qualité du milieu et son évaluation à long terme. Malgré ces limitations, ces mesures ponctuelles restent les plus fréquentes et continuent à constituer l'essentiel des mesures destinées aux inventaires de qualité des eaux de surface et à l'établissement de leurs grilles de qualité.

2.5.4. Mesures intégrantes dans le temps et l'espace de certains éléments ou molécules

Ces mesures peuvent être réalisées sur des milieux abiotiques : matières en suspension, sédiments, eau interstitielle, mais elles peuvent également concerner des milieux biologiques : plantes aquatiques, animaux benthiques. Par l'effet d'accumulation ou de bioaccumulation des milieux considérés, la détermination quantitative des micropolluants, en particulier métalliques, se trouve grandement facilitée. Les cinétiques de relargage ou détoxification étant fréquemment lentes, les niveaux de pollution observés permettent d'appréhender des événements antérieurs (intégration temporelle des sédiments, plantes ou organismes benthiques) ou des sites voisins (intégration spatiale des poissons).

Ces mesures intégrantes sont toutefois plus complexes que les mesures ponctuelles, nécessitent des méthodes d'échantillonnage délicates (sédiments, plantes, organismes benthiques) et des traitements spécifiques des échantillons (calcination, minéralisation). Enfin les résultats obtenus ne présentent pas, du fait même de cet effet intégrateur, de relation de proportionnalité avec les concentrations ponctuelles en phase aqueuse, et sont difficiles à exploiter en l'absence d'échantillon de référence non pollués.

2.5.5. Utilisation d'élément de référence (Fe, Al) pour caractériser les concentrations métalliques des matières en suspension ou sédiments

Il est en effet difficile d'exploiter les mesures faites sur les solides en suspension ou sédiments puisque la fixation dépend considérablement de leur granulométrie. Parmi les nombreuses tentatives d'utilisation de "références" internes, les teneurs en Fe ou Al sont fréquemment utilisées car peu modifiées par les rejets pluviaux urbains (Estèbe, 1992).

3. EVALUATION DE LA MOBILITE ET DE LA BIODISPONIBILITE DES MICROPOLLUANTS DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS

3.1. Impact des rejets pluviaux sur les milieux récepteurs

Avant de présenter les méthodes d'évaluation de l'impact des rejets pluviaux, il est important de bien distinguer les impacts immédiats des impacts différés :

3.1.1. Impacts immédiats

Il s'agit des phénomènes se déroulant dans les heures ou journées consécutives à un orage et aux rejets en milieu naturel.

- des sédiments sont apportés en grande quantité (plusieurs dizaines de tonnes par événement pluvial en Région Parisienne) et contribuent ainsi au colmatage du fond et des berges;
- la zone anoxique correspondant à ces rejets est entraînée avec le nuage de MES (particules de taille inférieure à 63 μm en pourcentage élevé dans ces rejets: Chebbo *et al.*, 1990) à la vitesse d'écoulement de la rivière : il s'écoule donc plusieurs jours avant que cette zone soit totalement homogénéisée et soit à nouveau aérée),
- les MES présentent une augmentation de Pb, Zn, Cd et Cu (Horowitz *et al.*, 1990, Estèbe, 1992),
- des toxicités et mortalités aiguës sont consécutives à l'anoxie sévère du milieu aquatique : c'est, par exemple, la mortalité piscicole observée pendant quelques jours après les orages estivaux de la région parisienne de 1990 et 1992,
- ces rejets, du fait de leur mélange avec les eaux usées domestiques et avec les déchets animaux, apportent une pollution bactériologique importante;
- tous ces phénomènes contribuent, à des degrés divers, au ralentissement ou à l'arrêt des usines de production d'eau potable lors d'événement pluvieux importants.

3.1.2. Impacts différés

Beaucoup plus difficiles à visualiser sont les effets différés de ces rejets urbains. Quatre effets ont toutefois été mis en évidence, à des degrés divers :

- les effets de chasse consécutifs aux orages entraînent des remise en suspension des sédiments, fréquemment anoxiques;
- ceci conduit à un transport des sédiments vers l'aval, alors qu'ils auraient pu être interceptés par les ouvrages en réseau;
- ces remises en suspension de sédiments et les changements de conditions physico-chimique (oxygénation, pH, activité biologique) peuvent conduire à des relargages et ou des réadsorptions de polluants par/sur les MES : l'échelle de temps de ces effet n'est pas connue avec précision et s'étale probablement de quelques heures à quelques jours;
- enfin ces transports et mobilités s'accompagnent de transfert des polluants dans les organismes aquatiques (toxicité chronique) l'échelle de temps de ces phénomènes dépend considérablement de l'organisme concerné et s'échelonne quelques jours à quelques semaines.

3.1.3. Méthodes d'évaluation de la mobilité et biodisponibilité

Cinq familles de méthodes ont été mises au point pour tenter de caractériser et quantifier ces phénomènes :

- l'approche géochimique évalue la biodisponibilité et mobilité des pollutions dissoutes et particulaires en réalisant des fractionnements et extractions séquentielles;

- les cinétiques de relargage et réadsorption par les MES et les sédiments peuvent être évaluées en réacteurs fermés (pots) ou ouverts (à circulation);
- les impacts sur les milieux récepteurs peuvent être directement évalués sur le terrain grâce à des pièges à matières en suspension et des cellules à dialyse destinées à extraire l'eau interstitielle;
- ces impacts sur les milieux récepteurs peuvent également être suivis sur les végétaux et animaux grâce à des biotests ou bioessais sur site ou au laboratoire;
- enfin la modélisation mathématique des cinétiques et équilibres de réactions est destinée à confronter les résultats obtenus par des approches complémentaires et à les interpréter quantitativement.

3.2. Approche géochimique : schémas de spéciation des pollutions dissoutes et particulaires

Les formes dissoutes peuvent être fractionnées en formes libres, labiles (complexes faibles) ou stables (complexes forts) à l'aide de dosages des métaux toxiques par polarographie et spectrophotométrie d'absorption atomique et en mettant les échantillons en présence de résine complexante. La comparaison des 3 fractions obtenues permet d'évaluer la mobilité / biodisponibilité des micro-polluants métalliques dissous.

Parallèlement, les MES, sédiments ou dépôts peuvent être soumis à une spéciation géochimique par extractions successives. Ceci conduit à distinguer 5 fractions selon la force des réactifs chimiques d'extraction utilisés : échangeable, acido-soluble, réductible, oxydable et résiduelle (Flores-Rodriguez, 1990).

L'évolution de la répartition, selon leur mobilité, des métaux dissous et particulaires dans les rejets urbains depuis la source (aérosols routiers) jusqu'aux déversoirs de réseaux unitaires ou pluviaux a montré des importantes différences de comportement du plomb, zinc, cuivre et cadmium et, en particulier pour le plomb, une diminution de sa mobilité vers l'aval des réseaux (Flores-Rodriguez, 1992).

3.3. Approche expérimentale des cinétiques de relargage et réadsorption par les MES et les sédiments en réacteurs

Des brassages de matières en suspension ou sédiments pluviaux en pots fermés avec des échantillons d'eau de surface entraînent généralement de faibles relargages (inférieurs à 1 % de la quantité de métal particulaire) et, après plusieurs heures ou jours, une fixation des métaux dissous sur les particules (Bussy, 1992) : le rejet de MES pluviales en rivière pourrait donc présenter un effet bénéfique de fixation de micro-polluants. Par contre, lorsque les paramètres physico-chimiques du milieu sont modifiés (force ionique, dureté, aération ou sédimentation anaérobie, présence de complexants tels que l'EDTA, NTA et les acides humiques ou fulviques, et surtout pH) des quantités plus importantes de métaux peuvent passer en solution (Lebreton *et al.*, 1992). Le rôle des oxydes de fer et manganèse et de la matière organique semble important dans ces échanges à l'interface eau-sédiment et fait actuellement l'objet de recherches (SRETIE, Comité Sédiments : Appel d'Offres "Risques liés aux sédiments aquatiques: niveau de contamination, mobilité et biodisponibilité", 1992).

3.4. Approche expérimentale des impacts sur les milieux récepteurs : pièges à matières en suspension et cellules à dialyse placées dans les sédiments (profils de concentration dans les eaux interstitielles)

Pour évaluer directement l'impact des rejets pluviaux urbains sur les milieux récepteurs, de nombreuses stratégies ont été mises en place : modélisation du transport de l'eau, des MES et des dépôts, modélisation de la qualité de l'eau (espèces dissoutes et particulaires), échanges à l'interface eau-MES ou eau-sédiment et bioaccumulation/biotoxicité par les organismes aquatiques animaux ou végétaux (Programme PIREN Seine : Groupe IV "Orages"). Cet exposé est limité aux 2 dernières stratégies car elles présentent le plus de points communs avec les approches expérimentales décrites aux paragraphes précédents. Après la mise au point d'une technique d'échantillonnage continu des MES en Seine, à l'aide de trappes, il a été observé une considérable augmentation des teneurs en plomb, zinc et cadmium des MES lors de leur traversée de l'agglomération parisienne (Estèbe, 1992). Outre ces différences de temps sec qui font aussi apparaître des périodes d'enrichissement encore inexpliquées en métaux toxiques, la campagne menée en été 1991 a montré l'impact des rejets unitaires de Clichy et La Briche (déversoirs d'orage principaux des émissaires dirigés vers Achères) sur les MES : les teneurs en Pb, Zn, Cd et Cu augmentent en général en quelques jours avant de revenir à leur niveau initial (Estèbe, 1992).

Parallèlement à ce suivi de la qualité des MES en Seine, il semble important de mieux connaître les réactions à l'interface eau-sédiment et l'impact que les rejets pluviaux urbains peuvent avoir sur celles-ci. Deux méthodes expérimentales menées *in situ* permettent une telle approche : échantillonnage des sédiments en place par carottages et échantillonnage de l'eau interstitielle en utilisant des sondes à dialyse. Ces sondes sont des récipients, implantés dans les sédiments, munis de logettes remplies initialement d'eau ultra pure désaérée, séparées des sédiments par des membranes à dialyse perméables aux seules espèces dissoutes : après environ deux semaines d'implantation, l'analyse du contenu de ces logettes permet d'approcher la composition de l'eau interstitielle avec laquelle il s'est mis en équilibre. Ces deux méthodes ont été mises en place en Seine au cours de l'été 1992.

3.5. Approche expérimentale des impacts sur les milieux récepteurs : les biotests végétaux et animaux

Afin d'exploiter les possibilités de bioaccumulation de certains micro-polluants dans des organismes aquatiques animaux et végétaux (Shuttles *et al.*, 1992), des recherches se poursuivent sur l'effet de l'agglomération parisienne et des rejets pluviaux urbains sur les teneurs en métaux de macro-invertébrés benthiques (*Asellus aquaticus* et *Dreissena polymorpha*) placés en cage en Seine (Fraboulet, 1992) ainsi que de végétaux prélevés en Seine (*Cladophora glomerata*) (Bourdier, 1992). L'accumulation de Pb, Zn, Cd et Cu dans les tissus d'*Asellus aquaticus* a en effet été démontrée en aval de rejets pluviaux urbains de la banlieue nord de Londres, sur le "Pymmes Brook", et une analyse factorielle a montré le rôle des paramètres météorologiques (précipitations hebdomadaires et durées de temps sec) sur cette bioaccumulation ainsi que sur la mortalité des organismes (Mulliss *et al.*, 1992).

3.6. Conséquences sur les procédés de traitement des rejets pluviaux urbains

Au regard des résultats obtenus tant au laboratoire que sur le terrain, plusieurs points semblent essentiels pour conduire ou développer des procédés de traitement des eaux pluviales urbaines :

- distinction entre les *pollutions dissoutes et particulaires*,
- *mobilité et biodisponibilité* des polluants dépendant du *site* de traitement (amont ou aval du réseau) et du *mode de gestion* du procédé (priorité hydraulique ou épuratoire),
- *traitement spécifique des dépôts et sédiments pluviaux* très chargés en micropolluants organiques et minéraux.

4. CONCLUSION : MAITRISE DES POLLUTIONS TOXIQUES DANS LES REJETS PLUVIAUX URBAINS

En conclusion de cet exposé sur les pollutions des eaux pluviales urbaines, trois points semblent devoir être soulignés :

- la réalité de *l'impact très négatif* des eaux de ruissellement urbain ;
- l'importance de la connaissance des *modes de transport* des polluants dissous et particulaires, tant sur les surfaces imperméabilisées urbaines qu'en réseau et milieu récepteur ;
- l'importance de la connaissance de la *mobilité et biodisponibilité* des polluants, tant dans des conditions physico-chimique "normales" que dans celles rencontrées lors d'événements exceptionnels naturels (pluies décennales) ou accidentels (déversements sur les chaussées, dans les réseaux ou dans les plans d'eau) ; la nature des *phénomènes à l'interface eau-sédiment ou particule* doit donc être mieux explicitée en prenant en compte ses aspects physico-chimiques (échanges d'ions, complexation, adsorption) que biologiques (biodégradation de la matière organique, bioaccumulation) et même éco-toxicologiques (SRETIE, Comité Sédiments : Appel d'Offres "Risques liés aux sédiments aquatiques: niveau de contamination, mobilité et biodisponibilité", 1992).

■ Références

- Artières O. (1987). Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire. Thèse de doctorat n°267, Université Louis Pasteur de Strasbourg, 214 p.
- Astruc A., Astruc M., Beguin S. & Mericam P. (1979) Qualité chimique des eaux de ruissellement d'une ville moyenne, T.S.M.-l'Eau, 74ème année (2) 79-85.
- Bauer W., Blumberg D. & Schnitzlein M. (1984) Voruntersuchungen zur Entschlammung des innerstädtischen Mischsiedlungsnetzes Hamburgs, Korrespondenz Abwasser, 12/84, 31 Jahrgang, 1058-1062.
- Bertru G. (1977) Composition chimique des eaux de pluie et de quelques ruisseaux bretons du Sud - Finistère, Ann. Hydrobiol., 17 (1) 99-110.

- Bourdier, C. (1992) Utilisation de *Cladophora glomerata* comme bioindicateur de la pollution métallique en Seine, Projet de MST Génie Sanitaire et Environnement, Université Paris XII-Val de Marne, 18 p.
- Bussy A.-L. (1992) Relargage des métaux lourds par les sédiments pluviaux, Conférence aux Journées Sciences et Techniques de l'Environnement, 14 Mai 1992, Paris, 17 p.
- Chebbo G., Bonnefois J. & Bachoc A. (1990) Caractérisation des solides transférés dans le bassin de retenue "Béquigneaux", Rapport N° 402.1, Lyonnaise des Eaux Bordeaux, CERGRENE-Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse, 57 p.
- Chesterikoff A., Chevreuil M., Lecolle P., Gerdeaux D. & Testard P. (1981) Ecologie du Lac de Créteil (Val-de-Marne), Institut d'Hydrologie et de Climatologie - Centre Hydrobiologique pour l'Aménagement des Lacs Urbains Tempérés, Laboratoire d'Ecologie - Département du Val-de-Marne, 79 p.
- Ciattaglia, L. (1979) Datti di analisi chimice delle precipitazioni nella rete italiana per il controllo del inquinamento atmosferico "di fondo", *Revista di Meteorologia Aeronautica*, XXXIX (2) 175-177.
- D.D.E. - 93. (1984) Etude de cinq principaux rejets pluviaux en Marne. **Rapport de Synthèse**, D.D.E.-93 - A.F.B.S.N. - L.R.E.P. - L.R.O.P., 117 p.
- D.D.E.S.S.D. & I.R.C.H.A. (1974) Etude de l'autoépuration d'un bassin de retenue. Direction Départementale de l'Equipement de la Seine-Saint-Denis - Institut National de la Recherche Chimique Appliquée. 94 p.
- D.D.E.S.S.D. (1977) Les retenues d'eau pluviale. Etude comparative : caractéristiques chimiques et biologiques de cinq bassins de retenue, Direction Départementale de l'Equipement de la Seine-Saint-Denis, 105 p.
- D.D.E.S.S.D. (1977) Ferme de Savigny. Direction Départementale de l'Equipement de la Seine-Saint-Denis - Agence Financière de Bassin Seine-Normandie - Laboratoire Régional de l'Est Parisien, 15 p.
- D.D.E.S.S.D. (1986) Dépollution des eaux pluviales. Etude préliminaire à la restructuration du bassin de rétention des Brouillards à Dugny, D.D.E.S.S.D. - A.F.B.S.N. - S.I.P.A.A.P., 112 p.
- DeLaune, R.D., R.P. Gambrell & R.S. Knox (1989). Accumulation of heavy metals and PCB's in an urban lake, *Envir. Techn. Let.*, 10, 753-762.
- Eganhouse, R.P., Simoneit, B.R.T. & Kaplan, I.R. (1981). Extractable organic matter in urban stormwater runoff. 2. Molecular characterization, *Envir. Sci. Techn.*, 15 (3) 315-326.
- Ellis, J.B. & Revitt, D.M. (1982) Incidence of heavy metals in street surface sediments : solubility and grain size studies, *Water, Air and Soil Pollution*, 17, 87-100.

- Estèbe, A. (1992) Impact des orages sur les concentrations métalliques des matières en suspension en Seine, Rapport de DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII-Val de Marne, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 44 p. et annexes.
- Fam, S., M.K. Stenstrom & G. Silverman (1987). Hydrocarbons in urban runoff, *J. Envir. Eng.*, 113, (5) 1032-1046.
- Fletcher I.J. (1981) Quality of urban stormwater runoff : an appraisal of the role of gully pot liquors, Unpublished PhD Thesis, Trent Polytechnic, Nottingham, U.K..
- Flores-Rodriguez, J. & Thévenot, D.R. (1988) Etude de la spéciation chimique des métaux lourds dans les eaux pluviales : toxicité et traitabilité. Etude de faisabilité, Université Paris XII-Val de Marne-RESEAU-CONACYT, 84 p.
- Flores-Rodriguez, J., Lebreton, L., Bussy, A.-L. & Thévenot, D.R. (1990). Toxic metal speciation scheme for water and sediment from an urban storm drainage, *Proc. Fifth Int. Conf. on Urban Storm Drainage*, Suita, Osaka, Japon (23-27 Juillet 1990), 457-462.
- Flores-Rodriguez, J. (1992a) Caractéristiques physico-chimiques des métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain, Conférence aux Journées Sciences et Techniques de l'Environnement, 14 Mai 1992, Paris, 14 p.
- Flores-Rodriguez, J. (1992b) Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain: caractéristiques physico-chimiques, Thèse de Doctorat de l'Université Paris XII-Val de Marne, 229 p. et annexes
- Förster J. (1990) Roof runoff: A source of pollutants in urban storm drainage systems?, *Proc. Fifth International Conference on Urban Storm Drainage*, Suita, Osaka, Japon (23-27 Juillet 1990), 469-474.
- Förstner U. & Wittmann H. (1981) *Metal Pollution in the aquatic environment*, deuxième édition, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 486 p.
- Fraboulet, S. (1992) Utilisation de *Dreissena polymorpha* et de *Asellus aquaticus* comme bioindicateurs de pollution métallique en Seine, Rapport de DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII-Val de Marne, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 72 p. et annexes.
- Grange D. & Deutsch J.C. (1986). Qualité des eaux de pluie : comparaison des flux polluants avant et après ruissellement. Société Hydrotechnique de France. **XIXèmes. Journées de l'Hydraulique**, L'impact des activités humaines sur les eaux continentales, Question n° II: II.2.1-II.2.5.
- Hemain, J.C. (1987) La pollution des eaux pluviales : de quoi parle t'on ? RESEAU, Journées Nationales (11-12 juin 1987) Atelier n°2, 1-12.
- Hendry C.D. & Brezonik P.L. (1980) Chemistry of precipitation at Gainesville, Floride, *Environm. Sci. and Technol.* 14 (7) 843-849.
- Herrmann, R. (1981). Transport of polycyclic aromatic hydrocarbons through a partly urbanized river bassin, *Water, Air and Soil Pol.*, 16, 445-467.
- Horowitz A.J., Rinella F.A., Lamothe P., Miller T.L., Edwards T.K., Roche R.L. & Rickert D.A. (1990) Variations in suspended sediment and associated trace element concentrations in selected riverine cross sections, *Environ Sci. Technol.*, 24: 1313-1320.

- I.R.H. (1981) Analyse et essais de traitabilité des boues provenant de bassins de rétention d'eaux pluviales, Institut de Recherche Hydrologique - D.D.E.S.S.D., 33 p.
- Lebreton, L. & D.R. Thévenot (1992). Pollution métallique relarguable par les aérosols d'origine autoroutière, *Environmental Technology*, 13, 35-44.
- Loehr, R.C. (1974) Characteristics and comparative magnitude of non-point sources, *J.W.P.C.F.*, 46 (8) 1849-1872.
- L.R.O.P. (1984) Pollution des eaux de pluie, **Rapport n° II. Etude expérimentale**, Ministère de l'Urbanisme et du Logement, *Dossier n° 12C276 - 12 334*, 1 - 20 .
- Malmquist P.A. (1978) Atmospheric fallout and street cleaning-effects on urban storm water and snow, *Prog. Wat. Tech.*, 10 (5/6) 495-505.
- Marsalek J. (1984) Caractérisation du ruissellement de surface issu d'une zone urbaine commerciale, *Sciences et Techniques de l'Eau*, 17 (2) 163-167.
- Morrison G.M.P, Revitt D.M., Ellis J.B., Svensson G. & Balmer P. (1984) The physico-chemical speciation of zinc, cadmium, lead and copper urban stormwater. In: **Planning and control of urban storm drainage**, Balmer P., Malmquist P., Sjöberg A. éd., Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden, 989-1000.
- Morrison G.M.P. (1985) Metal speciation in urban runoff, **PhD Thesis**, Middlesex Polytechnic, Enfield, U.K., 316 p.
- Mulliss, R.M., Ellis, J.B., Revitt, D.M. & Shutes, R.B.E. (1992) The use of multivariate statistical analysis for the assessment and prediction of heavy metal bioaccumulation in caged freshwater macroinvertebrates, Conférence aux **Journées Sciences et Techniques de l'Environnement**, 15 Mai 1992, Créteil, 17 p.
- Ng H.Y.F. (1987) Rainwater contribution to the dissolved chemistry of storm runoff, **Fourth International Conference on Urban Storm Drainage**, Lausanne, Switzerland, 21-26.
- Nguyen V.D., Valenta P. & Nürnberg H.W. (1979) The determination of toxic trace metals in rain water and snow by differential pulse stripping voltammetry, *The Science of the Total Environment*, 12, 151-167.
- RESEAU, Commission Dépollution des eaux Pluviales. (1988) **Dépolluer les Eaux Pluviales. Un ballon d'oxygène pour nos rivières**. RESEAU Ile - de - France, 86 p.
- Sartor, J.D. & Gaboudy, D.R. (1984) Street sweeping as a water pollution control measure : lessons over the past ten years, *The Science of the Total Environment*, 33, 171-183.
- Shutes, R.B.E., Ellis, J.B. & Revitt, D.M. (1992) The use of macroinvertebrates and plants as bioindicators in urban aquatic systems, Conférence aux **Journées Sciences et Techniques de l'Environnement**, 15 Mai 1992, Créteil, 17 p.
- S.T.U. (1985) La pollution du ruissellement pluvial urbain. Campagne de mesure expérimentale française 1980 - 1982. **Rapport Synthèse**, Ministère de l'Urbanisme et du Logement, 80 p.

RELARGAGE DES MÉTAUX LOURDS PAR LES SÉDIMENTS PLUVIAUX

BUSSY A.L.

Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu (LABAM), UFR de Science et Technologie, Université Paris XII-Val-de-Marne

I - INTRODUCTION

Le passage des eaux pluviales sur des surfaces imperméables, comme les toitures ou les routes, entraîne une contamination notable en métaux lourds des particules présentes dans ces eaux. En effet, l'analyse des sédiments pluviaux révèle une accumulation des métaux qui atteignent des niveaux pouvant dépasser 1000 mg/kg de sédiment sec pour le zinc et le plomb [Flores Rodriguez, 1992]. Comme les eaux de ruissellement sont généralement rejetées sans traitement dans le milieu naturel [Hémain, 1987], on peut se poser la question d'un éventuel relargage de métaux à partir de ces sédiments. Ce relargage peut être immédiat ou différé, et ces solides deviennent alors une source de pollution métallique aigüe, comme la phase dissoute des rejets pluviaux, ou chronique, si le relargage est plus progressif.

Par ailleurs, la particularité des métaux lourds réside dans le fait qu'ils ne sont jamais dégradés comme le sont les matières organiques, autres micropolluants caractéristiques des eaux pluviales. Par contre, ils sont redistribués parmi les composants de l'écosystème aquatique récepteur, à savoir l'eau, le sédiment et les organismes, en obéissant aux conditions physicochimiques imposées par le milieu [Linnik, 1988]. Les formes qui peuvent être prises par les métaux dans un environnement aquatique naturel sont multiples :

- ▶ dans la phase particulaire, les métaux peuvent être associés chimiquement aux différentes fractions comme les carbonates, les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse, la matière organique détritique, ou plus simplement adsorbés à la surface des particules,
- ▶ dans la phase dissoute, ils sont retrouvés à l'état d'ions libres, sous leur différentes formes rédox, ou formant des complexes, soit inorganiques, avec des ions tels que les carbonates ou les hydroxydes, soit organiques, avec des acides fulviques ou humiques de petit poids moléculaire,
- ▶ ils peuvent enfin avoir des interactions diverses avec les organismes, soit simplement adsorbés à leur surface, soit ingérés avec la nourriture, soit très complexes comme participants aux transports actifs au niveau des membranes plasmiques [Luoma, 1983].

La figure 1 illustre les échanges potentiels pouvant intervenir entre ces diverses espèces [Tessier & Campbell, 1987].

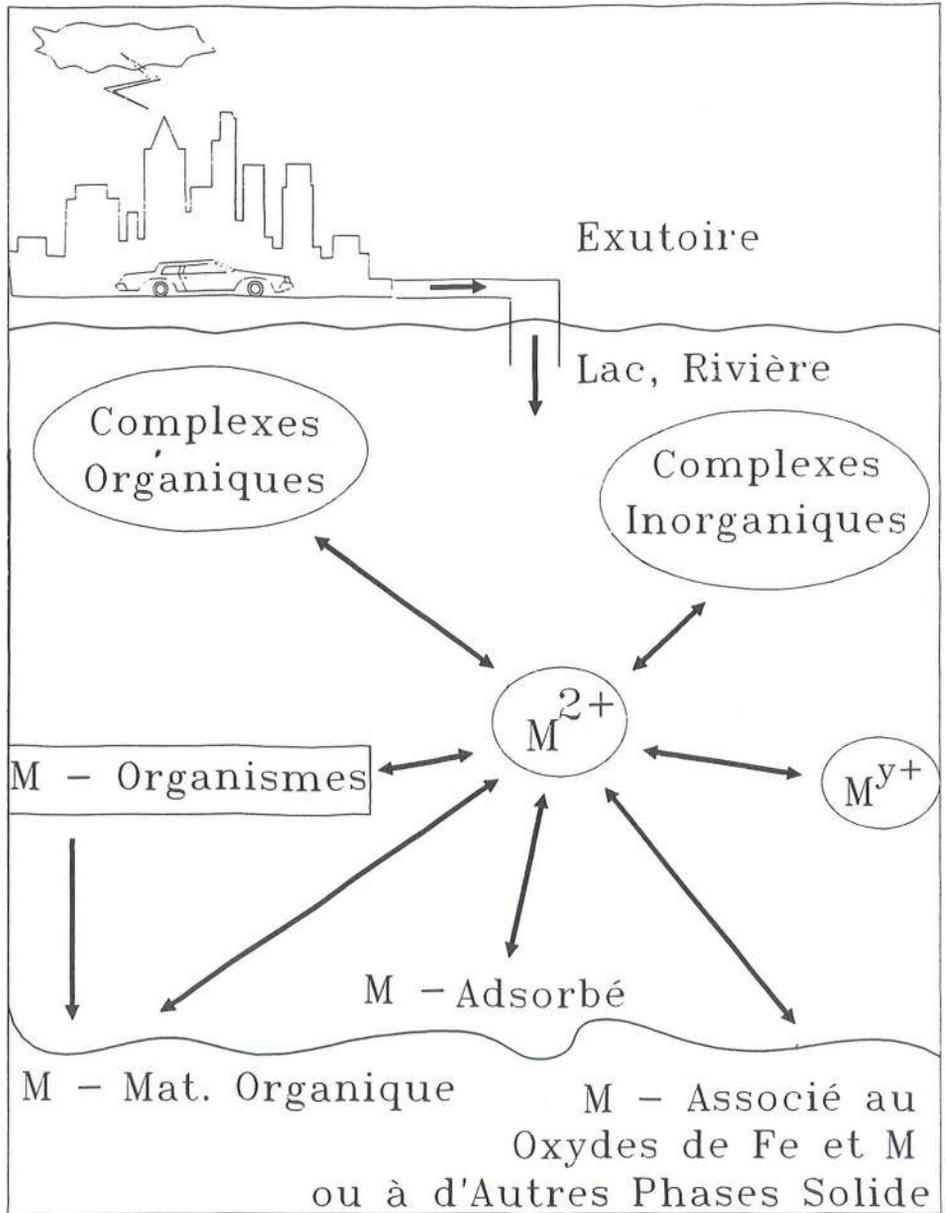


Figure 1 : Métaux dans le Milieu Récepteur : Formes et Echanges

Selon l'espèce métallique considérée, l'impact sur les êtres vivants sera très différent. En fait, les composés reconnus comme les plus toxiques sont les ions métalliques libres et les complexes relativement labiles ou liposolubles (par exemple HgCH_3), alors que les complexes métalliques très forts formés avec les acides humiques, fulviques ou les tanins sont reconnus pour réduire la toxicité des métaux de manière importante [Morrison, 1989].

Il est cependant très difficile de détailler toutes les espèces métalliques présentes sous forme dissoute [Buffle, 1981]. Cependant, on peut définir une fraction biodisponible des métaux étudiés qui représente les espèces pouvant être prélevées par les organismes et donc potentiellement dangereuses pour eux [Morrison, 1985].

II - CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

Le travail présenté ici a donc consisté à simuler un rejet de sédiments pluviaux dans une eau réceptrice naturelle peu polluée, et à en étudier l'impact au niveau des concentrations dissoutes de quatre métaux lourds, le zinc, le plomb et le cuivre et le cadmium.

Parmi tous les paramètres physicochimiques susceptibles de varier lors d'un tel rejet, notre choix s'est porté sur l'impact du brassage qui intervient entre l'eau et les sédiments. En effet, ce brassage existe quelles que soient les conditions du rejet et, en particulier, il s'ajoute comme un "background" aux autres modifications telles que celles du pH ou de l'oxygène dissous. Par ailleurs, son étude permet d'apprécier le seul impact de la pollution métallique des sédiments et non un effet mixte des paramètres physico-chimiques des phases dissoute et particulaire du rejet sur les concentrations métalliques de l'eau naturelle peu polluée.

Nous avons voulu rester le plus près possible des conditions naturelles. Dans ce but, le sédiment n'a pas été séché mais centrifugé, pour éviter une influence exagérée de l'eau accompagnatrice, puis homogénéisé. L'eau restant dans le sédiment utilisé est alors considérée comme une eau interstitielle. L'eau naturelle a été utilisée brute, sans aucun traitement préalable. L'aération des réacteurs s'est faite de manière passive, au travers d'un film parafilm®, disposé pour protéger les échantillons de la poussière ambiante. Aucune introduction de gaz n'a été faite par bullage dans le mélange eau/sédiments. Les proportions introduites l'ont été à raison de l'équivalent en sédiments humides de cent grammes de matière sèche par litre d'eau naturelle. Cette concentration particulière, relativement importante par rapport à d'autres expériences en réacteur [Roulier, 1991; Mouvet, 1991], a été imposée par la faiblesse attendue du niveau des relargages métalliques ainsi que par les limites de détection des appareils de mesure utilisés.

Certains réacteurs ont été laissés au repos. Le brassage intervenant dans les autres réacteurs a été de nature intermittente, à raison de cinq minutes d'agitation magnétique par heure, pendant six heures. Une période de vingt heures de repos a fait suite aux six heures

de brassage.

Trois prélèvements par réacteur ont été effectués :

- ▶ trois heures après le début de l'expérience (T_0+3h),
- ▶ six heures après le début de l'expérience, en fin d'agitation (T_0+6h),
- ▶ vingt six heures après le début de l'expérience, après la période de repos (T_0+26h).

Tous les échantillons ainsi obtenus ont été centrifugés à 4 500 tr/mn pendant vingt minutes puis filtrés par des membranes en polycarbonate Nucleopore®, de porosité 0,40 μm . Cette valeur est généralement acceptée comme la limite entre les phases particulaires et dissoutes [De Mora & Harrison, 1983]. Les métaux totaux dissous sont alors directement analysés par spectroscopie d'adsorption atomique en mode four. La fraction dite biodisponible est extraite par une résine organique Chelex-100, qui a été reconnue par divers auteurs comme l'une des techniques les plus proches des tests de biotoxicité [Morrison, 1989]. Un brassage de vingt quatre heures de la résine et des échantillons provoque une chélation des métaux libres et labiles à cinétique lente par les groupements iminodiacétates de la résine [Figura & McDuffie, 1980].

Ces expériences ont été effectuées sur deux sites, en utilisant des couples eau/sédiments différents. D'abord au **Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu**, à l'Université Paris XII - Val de Marne, où l'on a utilisé des sédiments pris à l'exutoire d'un égout séparatif pluvial donnant dans le lac de Créteil ainsi que de l'eau venant de ce même lac prise le plus loin possible du rejet étudié. Nous avons ensuite renouvelé les expériences à l'**Urban Pollution Research Centre**, à Londres, cette fois-ci toujours avec des sédiments pris à l'exutoire d'un égout séparatif pluvial, mais donnant dans une petite rivière qui traverse la banlieue nord de Londres, le Pymme's Brook. L'eau naturelle utilisée a été celle d'une petite mare, nommée Dew Pond, située dans un espace vert important de la même région. Cette eau a été choisie de préférence à l'eau réceptrice du rejet, à savoir celle du Pymme's Brook, en raison de la haute teneur en métaux lourds de cette dernière, et en particulier pour le zinc comme le montre le tableau 1.

Site	Cd	Cu	Pb	Zn
Lac de Créteil	0,4	15,8	8,6	29,1
Pymme's Brook*	4,5	28,4	21,8	306,0
Dew Pond	0,3	0,5	0,9	29,8

Tableau 1 : Concentrations Métalliques des Eaux Citées, en $\mu g/l$

* : données fournies par F. Segarra (1991)

III - DISCUSSION DES RÉSULTATS

Les concentrations dissoutes observées pour tous les métaux lors des expériences montrent une tendance à décroître par rapport aux teneurs initiales de l'eau naturelle, voire à disparaître presque totalement.

Cette tendance est très nette pour le zinc lorsque ce métal est étudié dans sa totalité (Figures 2 & 3) puisqu'elle touche à la fois les deux couples expérimentaux eau/sédiments. Le brassage n'apporte pas une grande modification dans les échanges entre les phases particulaire et aqueuse. Cependant, tout en partant de teneurs en zinc voisines de $30,0 \mu\text{g/l}$ pour les deux eaux naturelles, on note que les concentrations dissoutes diminuent plus rapidement et de manière plus importante avec le couple d'échantillons londoniens qu'avec celui du lac de Créteil.

La spéciation des échantillons apporte de nouvelles informations (Figures 4 & 5). Tout d'abord, les natures des eaux originelles sont radicalement opposées, avec du zinc dissous entièrement sous une forme stable (non biodisponible) à Créteil et une fraction libre et labile (théoriquement biodisponible) majoritaire à plus de 95% dans l'eau de Dew Pond. L'influence des sédiments sur la spéciation du zinc dissous consiste en un apport de la fraction qui manquait à l'origine, et ce dans les deux cas. Les échanges intervenant lors des expériences sont donc beaucoup plus complexes qu'ils n'apparaissent sur les graphiques précédents, où l'on observe une simple diminution des concentrations totales, faisant probablement intervenir des libérations de substances complexantes en provenance des sédiments dans le cas du Pymme's Brook, alors que d'autres substances complexantes, trouvées dans l'eau du lac de Créteil, semblent avoir plus d'affinité avec les sédiments qu'avec le zinc dissous. Pour ce dernier site, ce métal apparaît donc comme potentiellement plus toxique en présence des sédiments pollués sans toutefois que n'intervienne une libération de la part de ces derniers.

Les variations des concentrations dissoutes en plomb total suivent le même mouvement que celles en zinc pour le couple eau/sédiments provenant de Créteil, avec une diminution très rapide dès la mise en contact (Figures 6 & 7). Avec les sédiments du Pymme's Brook, on note l'intervention de petits relargages. Cette différence de comportement parmi les couples expérimentaux étudiés pourrait être due à un écart important des concentrations en plomb entre les deux eaux naturelles. En effet, l'eau de Dew Pond ne contient que $1,0 \mu\text{g/l}$ de plomb alors que celle du lac de Créteil approche les $9,0 \mu\text{g/l}$. Ces relargages ont probablement eu lieu avant le premier point de prélèvement et le sommet des pics n'apparaît donc pas. Ils restent cependant d'une faible amplitude, comparée à la limite de potabilité des eaux pour le plomb ($50,0 \mu\text{g/l}$) ou à la concentration de ce métal présente dans les sédiments utilisés. Par contre ce niveau de relargage correspond bien à la fraction qu'on pensait relargable sans traitement particulier des sédiments (rarement supérieur à 1% des métaux totaux particuliers, quel que soit le métal, en particulier lorsque ces sédiments ont subi un séjour prolongé dans l'eau), déterminée par une spéciation chimique des métaux particuliers [Bussy, 1991], et équivalente à la fraction échangeable du schéma de spéciation particulaire défini par Tessier (1979). La réadsorption

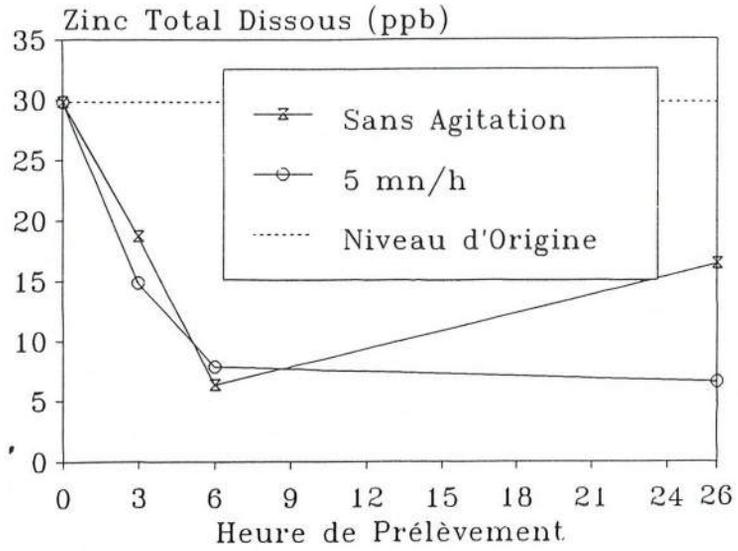


Figure 2 : Mobilisation du Zinc Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Pymme's Brook

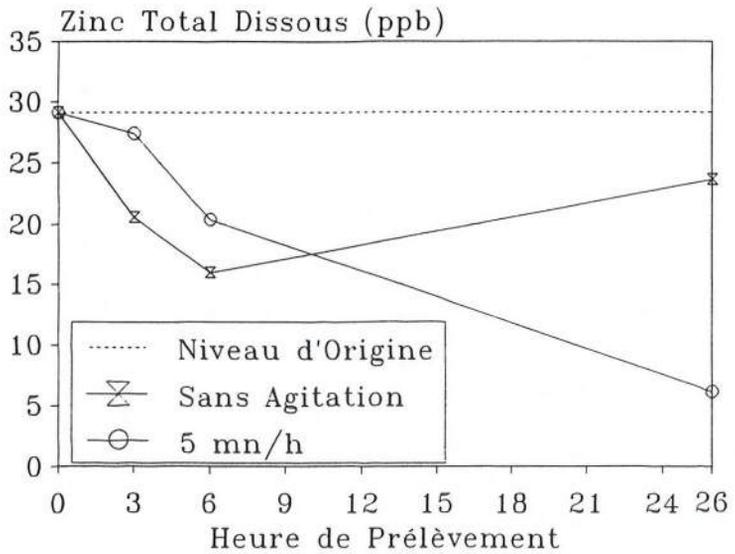


Figure 3 : Mobilisation du Zinc Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Lac de Créteil

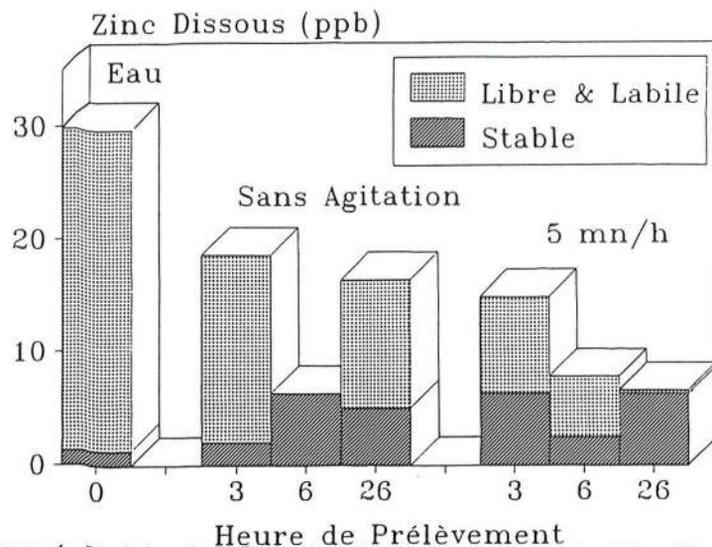


Figure 4 : Variation de la Spéciation du Zinc Dissous, pour les Echantillons du Pymme's Brook

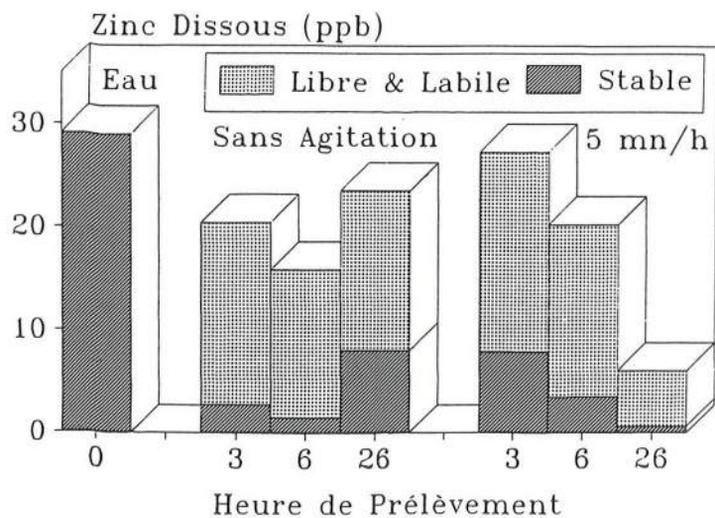


Figure 5 : Variation de la Spéciation du Zinc Dissous, pour les Echantillons du Lac de Créteil

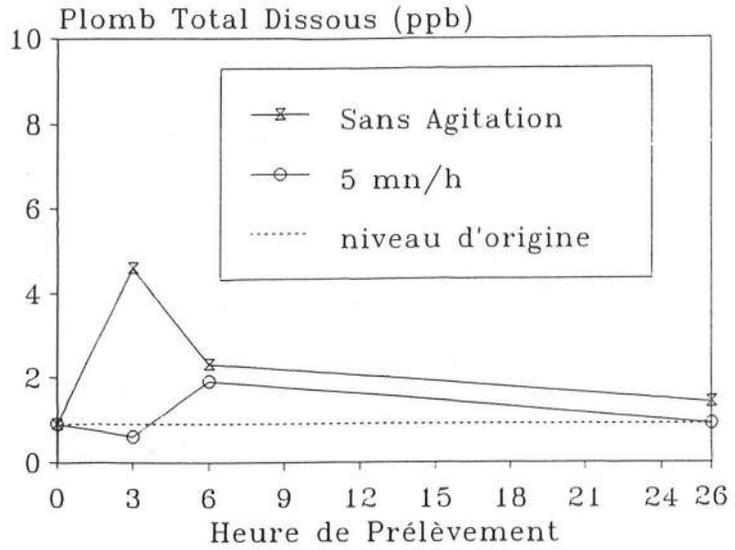


Figure 6 : Mobilisation du Plomb Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Pymme's Brook

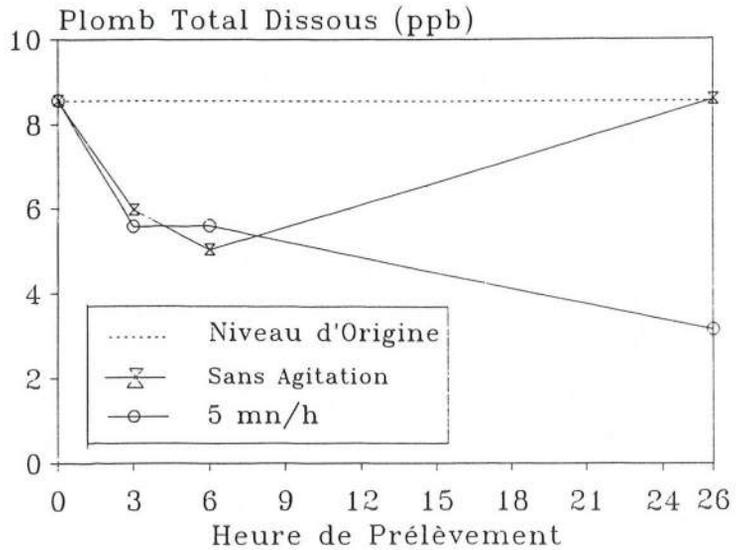


Figure 7 : Mobilisation du Plomb Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Lac de Créteil

finale, observée après les relargages, peut s'expliquer par la grande affinité du plomb avec la phase particulaire [Aualiitia & Pickering, 1987]. Par ailleurs, les mouvements métalliques visibles lorsqu'il y a brassage sont de plus faible ampleur que lorsque l'agitation est inexistante, ce qui indiquerait une influence de l'homogénéisation des deux phases particulaire et aqueuse qui intervient dans les réacteurs brassés plus importante et plus rapide pour ce site et ce métal.

La spéciation du plomb dissous (Figures 8 & 9) confirme la dissemblance des deux sites pour ce métal qui ajoute une différence de nature à une différence de niveau. En effet, l'eau de Dew Pond contient un plomb pour moitié sous forme libre et labile et pour l'autre sous forme stable, alors que ce métal se trouve uniquement représenté par des espèces biodisponibles dans le lac de Créteil. Contrairement au cas du zinc, l'introduction des sédiments pollués dans ces eaux ne provoque pas l'apparition d'une phase stable mais une disparition de celle-ci dans une grande majorité des échantillons. Par ailleurs, les relargages observés précédemment se font sous des formes libres et labiles. Dans le cas du plomb, les sédiments semblent donc s'équilibrer avec des concentrations métalliques dissoutes facilement disponibles pour les organismes et libèrent les métaux sous cette même forme.

Les concentrations en cuivre total dissous mesurées dans les eaux naturelles montrent le plus grand écart parmi les métaux étudiés, avec 0,5 $\mu\text{g/l}$ à Dew Pond et 16,0 $\mu\text{g/l}$ au lac de Créteil. Comme pour le plomb, ces dissemblances de niveau d'origine correspondent à des évolutions différentes des concentrations pendant les expériences (Figures 10 & 11). Pour les échantillons du lac de Créteil, on observe une diminution rapide et importante (de 16,0 à 6,0 $\mu\text{g/l}$) du cuivre dissous, encore accentuée et accélérée par le brassage (de 16,0 à 4,0 $\mu\text{g/l}$). Par contre, les sédiments du Pymme's Brook libèrent du cuivre, dans des proportions équivalentes à celles visualisées pour le plomb. Ce relargage ne semble cependant pas régi par les mêmes phénomènes puisqu'il n'apparaît pour le cuivre que lorsque l'agitation existe, alors qu'au repos on observe un abatement de la moitié de la concentration d'origine. Ceci s'explique probablement par la nature différente des composés auxquels se lie préférenciellement ces deux métaux, plutôt inorganique pour le plomb, alors que le cuivre est très connu pour son affinité avec les substances organiques, et en particulier les matières humiques [Morrison, 1989].

La spéciation du cuivre dissous (Figures 12 & 13) confirme cette possibilité en mettant en évidence une fraction non biodisponible stable tout au long des expériences pour les échantillons londoniens. Cette fraction très résistante, déjà présente dans l'eau de Dew Pond, se compose certainement de complexes formés avec des acides fulviques et humiques passant la barrière des 0,40 μm de diamètre. Cette conservation de la fraction stable pour tous les échantillons n'est pas toujours vérifiée sur le site de Créteil, où il faut cependant remarquer qu'elle ne représente qu'un pourcentage du métal total très bas (moins de 5%). De la même manière que pour les autres métaux, le relargage observé est constitué de métaux libres et labiles.

Les concentrations en cadmium des eaux naturelles sont du même ordre et très faibles (0,3 et 0,4 $\mu\text{g/l}$). Cette similarité est complétée par des comportements voisins

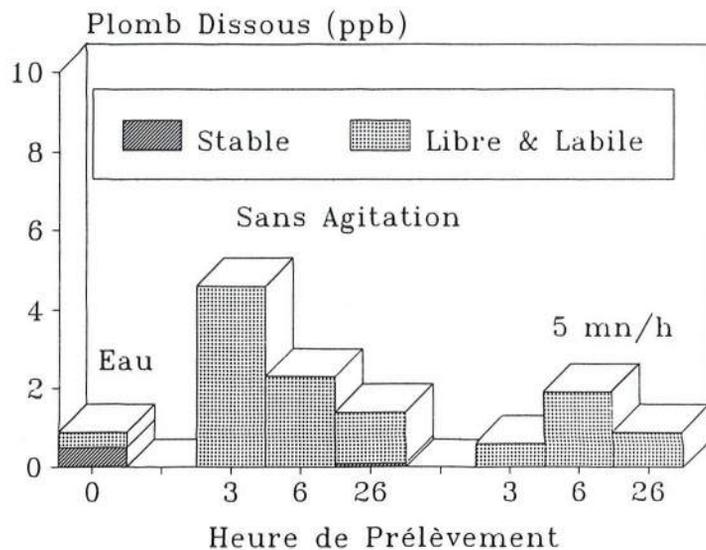


Figure 8 : Variation de la Spéciation du Plomb Dissous, pour les Echantillons du Pymme's Brook

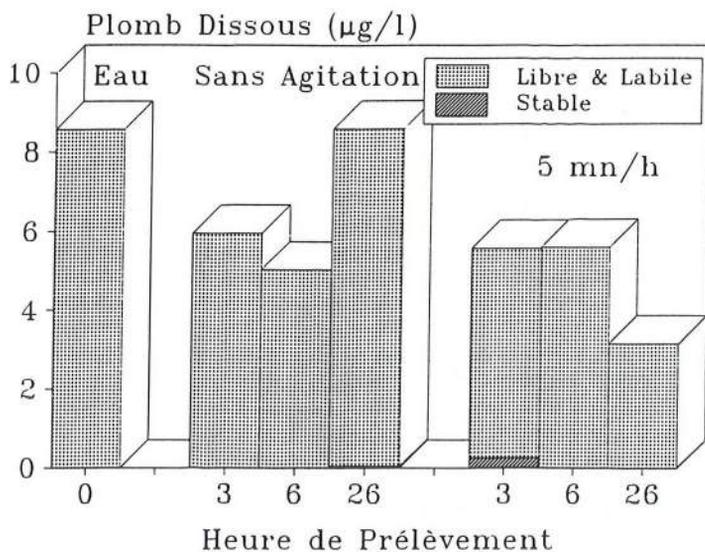


Figure 9 : Variation de la Spéciation du Plomb Dissous, pour les Echantillons du Lac de Créteil

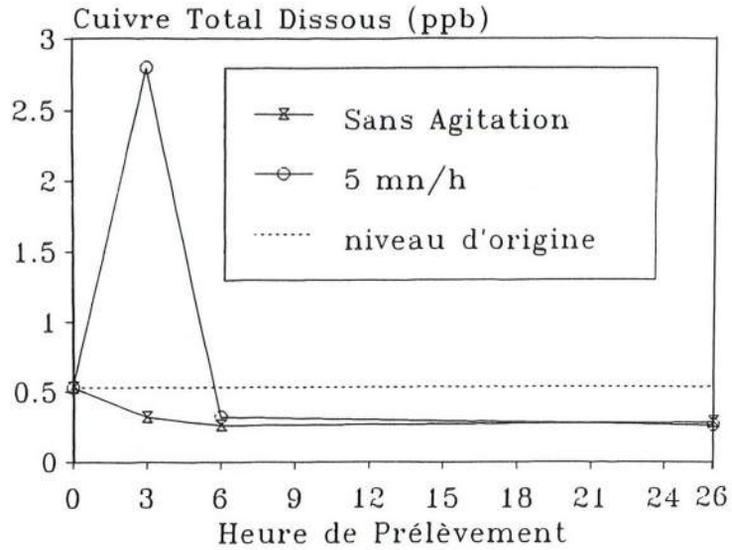


Figure 10 : Mobilisation du Cuivre Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Pymme's Brook

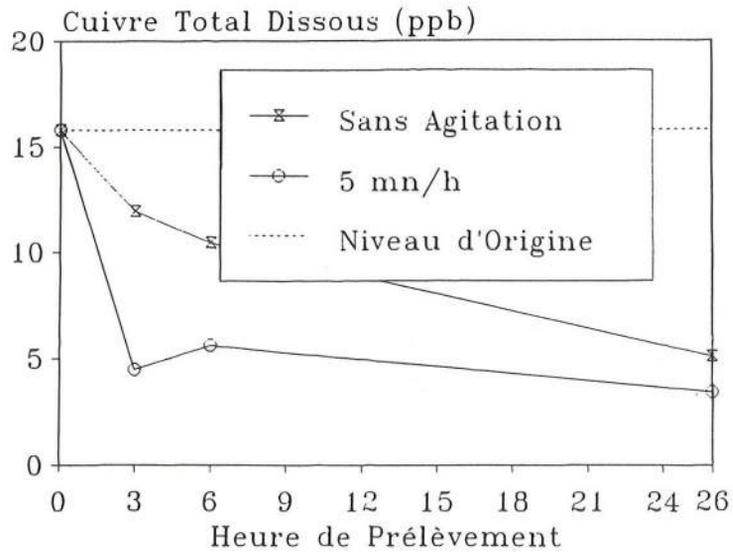


Figure 11 : Mobilisation du Cuivre Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Lac de Créteil

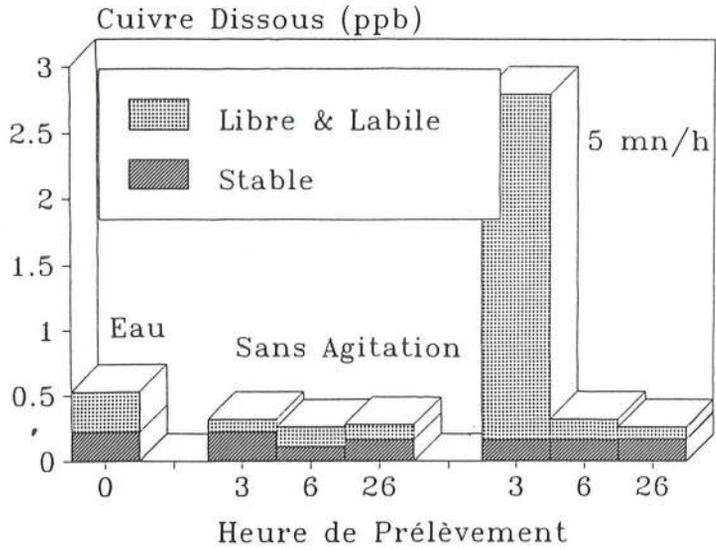


Figure 12 : Variation de la Spéciation du Cuivre Dissous, pour les Echantillons du Pymme's Brook

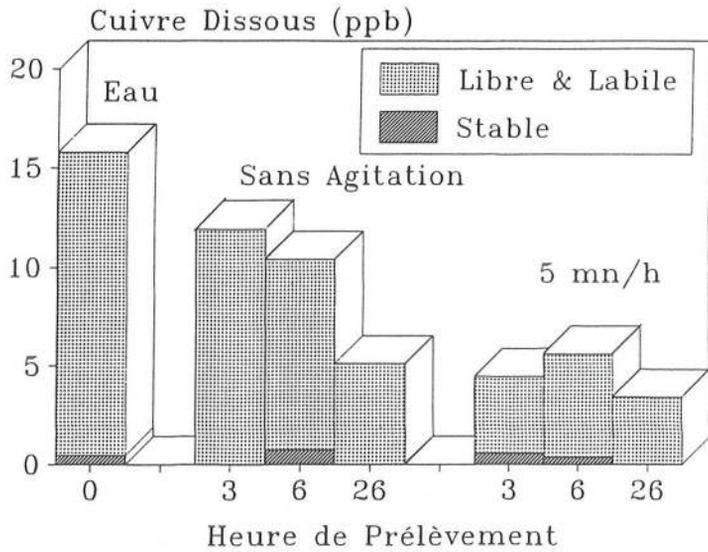


Figure 13 : Variation de la Spéciation du Cuivre Dissous, pour les Echantillons du Lac de Créteil

puisque ce métal tend à disparaître avec le temps pour les deux couples d'échantillons (Figures 14 & 15). On peut observer un relargage à Créteil qui, quoique très faible, atteint et probablement dépasse la teneur maximale admissible fixée par les normes de potabilité des eaux (1,0 $\mu\text{g/l}$ pour le cadmium).

La spéciation de ce métal (Figures 16 & 17) montre une nature totalement biodisponible pour tous les échantillons londoniens. A Créteil, la répartition 50/50 d'origine est immédiatement modifiée par l'ajout des sédiments (à part pour un échantillon) et la phase stable disparaît totalement. Par ailleurs, le relargage est lui aussi de nature biodisponible.

IV - CONCLUSIONS

Lors de ces expériences, nous avons essayé de ne faire varier qu'un minimum de paramètres, pour pouvoir observer le simple effet d'une mise en contact entre des sédiments, supports d'une pollution métallique importante, et une eau réceptrice naturelle peu polluée.

De ce fait, les facteurs pouvant provoquer des modifications des concentrations des quatre métaux dissous étudiés sont peu nombreux. Ils peuvent agir dans le sens d'un apport métallique, comme :

- la dilution de l'eau interstitielle des sédiments,
- le relargage de métaux liés aux particules même des sédiments,

ou bien provoquer une diminution des concentrations métalliques présentes à l'origine dans les eaux naturelles utilisées, comme :

- le relargage de substances complexantes des sédiments, et en particulier des matières humiques,
- l'introduction, puis la désagrégation des sédiments, accroissant les surfaces de contact, et donc apportant de nouveaux sites de fixation pour les métaux, pouvant avoir des affinités plus grandes pour ces derniers que les composés complexants dissous présents dans les eaux naturelles.

La conjugaison des tous ces facteurs définit un effet bénéfique instantané pour les deux couples eau/sédiments étudiés, c'est à dire une diminution du niveau total dissous d'autant plus importante que le niveau d'origine est élevé. Des relargages de faible amplitude ne sont visibles que lorsque les concentrations des eaux naturelles sont basses, mais ne sont pas toujours dûs uniquement à une dilution de l'eau interstitielle.

Cependant, la spéciation des espèces métalliques dissoutes permet de déterminer une contribution des sédiments majoritairement sous forme biodisponible, et ce, qu'il soit question de la nature d'un relargage ou de l'évolution générale des échantillons prélevés lors des expériences.

De plus, il faut bien reconnaître que l'apport de sédiments pluviaux dans une rivière ne se fait jamais seul mais accompagné d'un flux important d'eau. De ce fait de

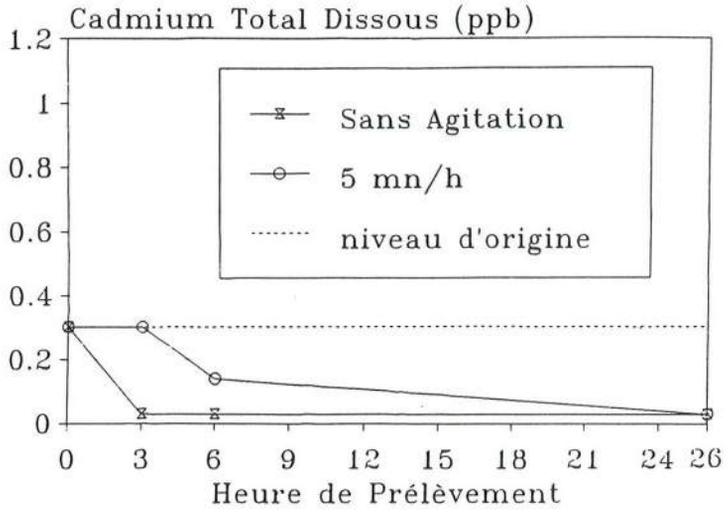


Figure 14 : Mobilisation du Cadmium Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Pymme's Brook

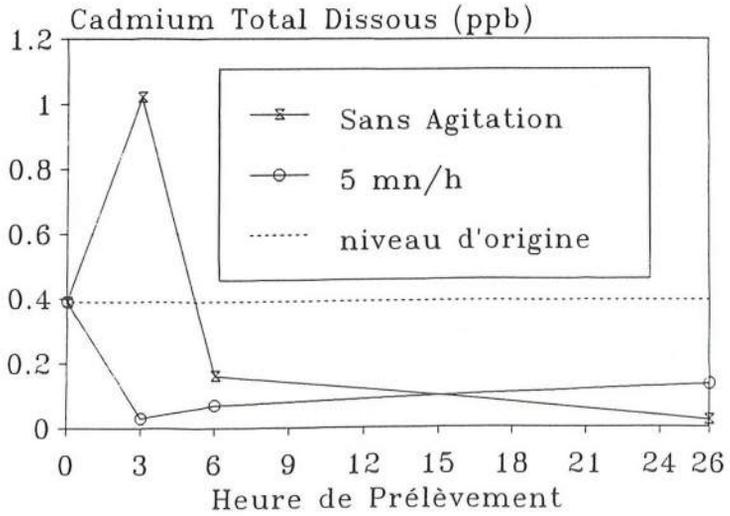


Figure 15 : Mobilisation du Cadmium Total Dissous par les Sédiments, pour les Echantillons du Lac de Créteil

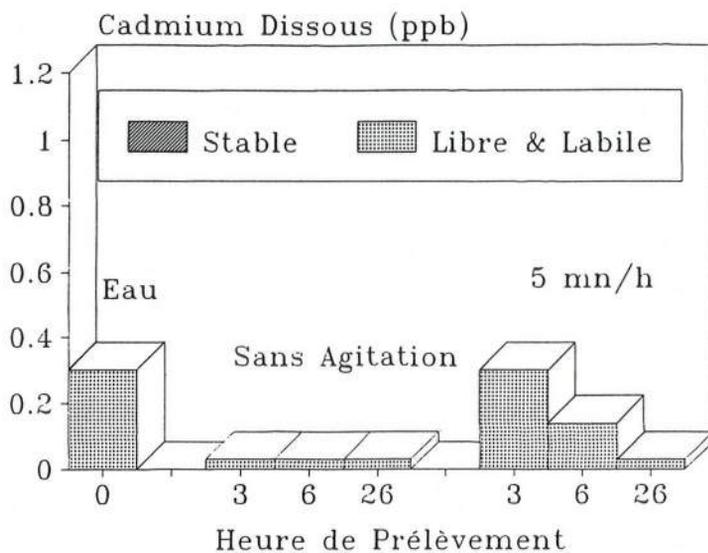


Figure 16 : Variation de la Spéciation du Cadmium Dissous, pour les Echantillons du Pymme's Brook

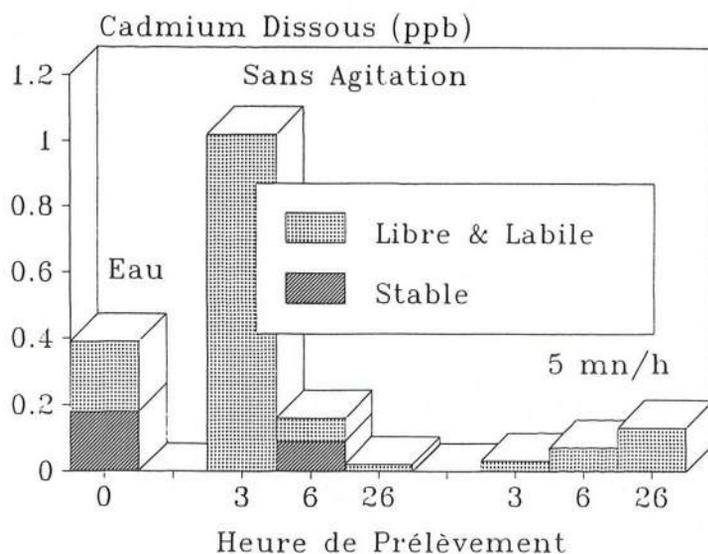


Figure 17 : Variation de la Spéciation du Cadmium Dissous, pour les Echantillons du Lac de Créteil

nombreux autres paramètres interviennent, et en particulier des modifications de pH ou de niveau d'oxygène dissous. De nombreuses équipes ont déjà travaillé sur ces facteurs et ont rapporté la présence de relargages immédiats beaucoup plus importants, même s'ils sont généralement suivis de réadsorptions. La diminution des concentrations métalliques observée lors de cette étude ne semble pas être suffisante pour s'opposer à ces relargages.

Enfin, certaines études cinétiques ont conclu que les concentrations métalliques ne semblaient pas atteindre un état d'équilibre mais, qu'au contraire, ces échanges de métaux eau/sédiments intervenaient sans arrêt. Ce phénomène peut donc avoir lieu en tous points d'une eau réceptrice et contribuent ainsi à la fois au transport des toxiques sous formes particulaires et dissoutes et à un élargissement progressif de la zone sédimentaire polluée.

V - RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AUALITIA T.U. & PICKERING W.F. (1987) The specific sorption of trace amounts of Cu, Pb, and Cd by inorganic particulates, *Water, Air, and Soil Pollution*, 35, 171-185.

BUFFLE J. (1981) Speciation of trace elements in natural waters, *Trends in Analytical Chemistry*, 1, 90-95.

BUSSY A.-L. (1991) Heavy metal release from urban runoff sediments under simulated storm conditions, rapport interne, U.P.R.C., Middlesex Polytechnic, Londres, 51p.

DE MORA S.J. & HARRISON R.M. (1983) The use of physical separation techniques in trace metal speciation studies, *Water Research*, 17, 723-733.

FIGURA P. & MCDUFFIE B. (1980) Determination of labilities of soluble trace metal species in aqueous environmental samples by anodic stripping voltammetry and Chelex column and batch methods, *Analytical Chemistry*, 52, 1433-1439.

FLORES RODRIGUEZ J. (1992) Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain : caractéristiques physicochimiques, thèse de doctorat de l'Université Paris XII - Val de Marne, 229p.

HÉMAIN J.-C. (1987) La pollution des eaux pluviales - de quoi parle t'on ?, Journées Nationales sur la Recherche et l'Expérimentation sur l'Eau et l'Aménagement Urbain du 11 & 12 juin, atelier n°2 "Dépollution des Eaux Pluviales", 9-21.

LINNIK P.N. (1988) Forme of occurrence of heavy metals in natural waters as a component of the ecological and toxicological characteristics of aquatic ecosystems, *Vodnye Resursy*, 1, 123-134.

LUOMA S.N. (1983) Bioavailability of trace elements to aquatic organisms - a review, *Science of the Total Environment*, 28, 1-23.

MORRISON G.M.P. (1985) Metal speciation in urban runoff, Ph.D. Thesis, Middlesex Politechnic, Middlesex, 316p.

MORRISON G.M.P., BATLEY G.E. & FLORENCE T.M. (1989) Metal speciation and toxicity, *Chemistry in Britain*, August, 791-796.

MOUVET C., BOURG A. & DEFOIX D. (1991) Relargage des métaux lourds suite à des évolutions brutales des conditions physicochimiques du milieu - 3. application aux sédiments fluviaux du Lot, Rapport interne BRGM Orléan / CEMAGREF Lyon / CERGRENE Noisy-le-Grand / LABAM Créteil, 3.1-3.8.

ROULIER J.-L. (1991) Relargage des métaux lourds suite à des évolutions brutales des conditions physicochimiques du milieu - 2. application aux sédiments fluviaux de la Morge, Rapport interne CEMAGREF Lyon / BRGM Orléan / CERGRENE Noisy-le-Grand / LABAM Créteil, 2.1-2.11.

SEGARRA F. (1991) Heavy metal levels in sediment and water samples from the Pymme's Brook, rapport de B.Sc. Hons Applied Science, Middlesex Polytechnic, Londres, 58 p.

TESSIER A., CAMPBELL P.G.C. & BISSON M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal, *Analytical Chemistry*, 51, 844-851.

TESSIER A. & CAMPBELL P.G.C. (1987) Partitioning of trace metals in sediments : relationships with bioavailability, *Hydrobiologia*, 149, 43-52.

CAMPAGNES DE MESURE ET MODÉLISATION DU RÉSEAU D'ENTZHEIM

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L.
CIRSEE, Lyonnaise des Eaux-Dumez

1. INTRODUCTION

De 1986 à 1988, le réseau d'assainissement unitaire d'Entzheim, situé à une quinzaine de kilomètres de Strasbourg, a fait l'objet d'une campagne de mesures en continu pilotée par l'ENITRTS (Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires). Les objectifs principaux de cette campagne étaient la connaissance et la description du bassin versant et du réseau, l'étude des flux polluants véhiculés par le réseau en temps sec et en temps de pluie, la caractérisation des dépôts dans les collecteurs et, surtout, l'étude du fonctionnement du bassin d'orage situé à l'aval du réseau vis-à-vis de la pollution. Les données expérimentales obtenues ont ensuite été utilisées pour caler et valider un modèle de production et de transport solide par temps de pluie baptisé HYPOCRAS (HYdrogrammes et POLLutogrammes Calculés en Réseau d'ASSainissement).

Après une brève description du bassin versant, nous décrivons les mesures effectuées et les principales études réalisées. Les données disponibles seront ensuite critiquées et validées en vue de leur emploi pour caler le modèle. La partie temps de pluie du modèle sera décrite, et les premiers résultats des simulations seront donnés sous forme de pollutogrammes. Enfin, en lien avec des simulations sur d'autres bassins versants, une première conclusion sur la validité et les conditions d'emploi du modèle sera proposée.

2. BASSIN VERSANT D'ENTZHEIM

Le bassin versant et le réseau d'Entzheim ont été étudiés et décrits en détail par Artières (1985). Le plan du bassin versant et le schéma du réseau sont donnés figure 1 et figure 2. Les caractéristiques principales sont indiquées dans le tableau 1.

Il s'agit d'un réseau très plat situé en plaine d'Alsace. La pente moyenne du bassin versant est d'environ 2 pour mille, celle du réseau de 3,1 pour mille. Un certain nombre de tronçons présentent des pentes négatives, notamment vers l'extrémité aval du réseau, pentes atteignant -7,5 pour mille. Les pentes positives les plus fortes sont de l'ordre de 2 pour cent, mais sur de très faibles longueurs. En raison de ces caractéristiques géométriques, le réseau a un comportement particulier, avec des temps de concentration pouvant dépasser une heure (Bellefleur 1989), et une formation importante de dépôts.



figure 1 : plan du bassin versant d'Entzheim (Artières 1985).

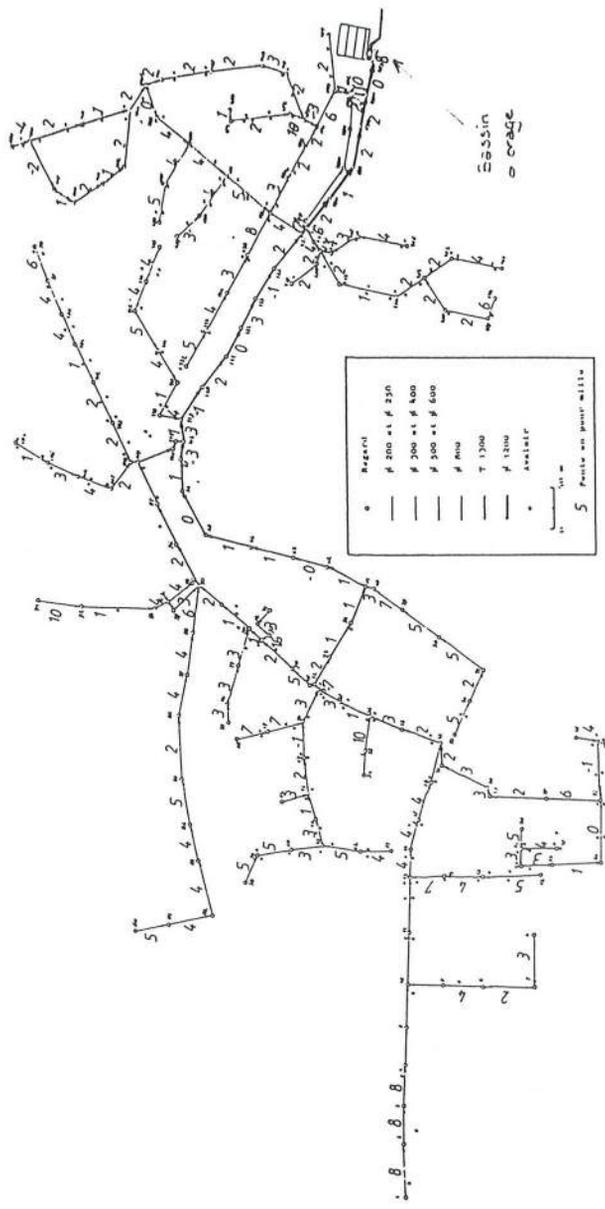


figure 2 : schéma du réseau d'Entzheim (Artières 1985).

superficie (ha)	40
coeff. d'imperméabilisation	0,39
pente moyenne	0,002
nombre d'habitants	1650
urbanisation	peu dense sans industrie
réseau	unitaire

tableau 1 : caractéristiques principales
du bassin versant d'Entzheim.

3. CAMPAGNES DE MESURE

Les campagnes de mesures conduites à Entzheim ont débuté en 1986, mais l'essentiel a été réalisé en 1987 et 1988, après une phase préparatoire de mise au point des installations, des capteurs et des protocoles expérimentaux. Il s'agissait en priorité d'étudier le fonctionnement du bassin d'orage situé à l'exutoire du réseau.

En temps sec, les eaux sont intégralement pompées juste à l'amont du bassin d'orage et refoulées vers une station d'épuration intercommunale. En temps de pluie, la fraction du débit dépassant la capacité des pompes est stockée dans le bassin d'orage, puis renvoyée vers la station après la fin de la pluie. En cas de forte pluie, il y a surverse du bassin d'orage vers un fossé naturel. Au moyen de bilans des charges polluantes entre l'entrée, la sortie et la surverse du bassin d'orage, une évaluation de l'abattement de la pollution par décantation a pu être réalisée. Les mesures et les résultats obtenus ont fait l'objet de plusieurs documents successifs (Beyer 1987, Carra 1988, Bellefleur 1989, Bellefleur et Penel 1989).

Les mesures en réseau ont été effectuées pour connaître les flux entrant dans le bassin d'orage, et non pas pour étudier le réseau en tant que tel. Elles ont porté sur la pluie, les débits et la pollution (MES, DCO, DBO₅, azote et phosphore), et ont été réalisées dans les conditions suivantes :

En temps de pluie :

- la pluie est mesurée par un pluviographe Précis-Mécanique à auget basculeur, chaque basculement correspondant à 0,1 mm d'eau.
- le débit est mesuré de manière indirecte, par la variation de hauteur d'eau dans le bassin d'orage (sonde capacitive Vega et sonde à ultra-sons CR2M) et par les plages de fonctionnement de la pompe de refoulement.
- les concentrations en solides en suspension ont été mesurées par analyse d'échantillons obtenus par des préleveurs automatiques ISCO à 24 flacons. Les prélèvements ont été effectués à raison d'un échantillon pour 50 m³ écoulés, soit ponctuellement, soit par multiplexage (plusieurs prélèvements individuels regroupés dans un seul flacon représentant 50 m³ écoulés).

Pour les événements postérieurs à juin 1988, une mesure en continu de la turbidité a été effectuée avec un turbidimètre Monitek 52 LE, en vue d'une corrélation avec les valeurs des concentrations en solides en suspension (Bellefleur 1990).

- Un ordinateur dédié de type PC-XT a permis le contrôle et l'asservissement des différents capteurs et des instruments de mesures. Les données ont été directement stockées sur place, sous forme de fichiers compactés. Une description complète du fonctionnement de la centrale d'acquisition et des logiciels associés a été faite par Beyer (1987) et Bellefleur et Penel (1989).

En temps sec :

- le débit est mesuré selon le même principe qu'en temps de pluie, mais toujours en dehors des temps de fonctionnement de la pompe de refoulement (10 minutes par heure), afin d'avoir des valeurs stables.
- la concentration en solides en suspension est mesurée par analyse d'un échantillon prélevé une fois par heure au moyen d'un préleveur ISCO.

Aucune mesure de charriage n'a été effectuée. Les mesures des dépôts ont été trop localisées et trop partielles pour être utilisées dans notre travail.

Six campagnes de 24 heures en temps sec ont été réalisées, dont cinq dans des conditions satisfaisantes quant à l'homogénéité des mesures. Nous en avons tiré des valeurs moyennes journalières des flux et des débits en temps sec.

Par ailleurs, dans le cadre d'études complémentaires sur la caractérisation des dépôts, des prélèvements de solides en surface du bassin (chaussées, trottoirs, toitures), dans les avaloirs et dans les collecteurs ont été effectués. Ils ont permis de mieux appréhender les phénomènes de transport solide, depuis l'entraînement par la pluie jusqu'au rejet à l'exutoire (Artières 1987). Les propriétés rhéologiques de la fraction fine des dépôts, assimilable à une argile de type illite, ont permis également de mieux comprendre le caractère cohésif des sédiments de réseau en fonction de leur teneur en matière organique (Beyer 1989).

4. CRITIQUE ET VALIDATION DES DONNEES

Nous disposons de l'ensemble des mesures réalisées en temps sec et en temps de pluie à l'amont du bassin d'orage. Un travail préalable d'analyse et de mise en forme était indispensable avant de pouvoir les utiliser dans le cadre d'une modélisation.

La première étape a consisté à convertir au format texte les fichiers compactés initiaux, puis à éditer ces fichiers texte sous forme graphique. Cela a permis d'identifier rapidement les éventuelles défaillances des capteurs et d'éliminer tous les enregistrements où les 3 variables pluie, débit et concentration n'ont pas été enregistrées de manière simultanée et continue. A l'issue de ce premier tri, qui s'avère le plus sévère, une vingtaine d'événements a pu être sélectionnée.

La deuxième étape a eu pour objectif de transformer les valeurs brutes des capteurs en valeurs exprimées en unités usuelles :

- pour la pluie, les basculements d'auget entre 2 instants ont été convertis en intensité de pluie en mm/h au pas de temps de 1 minute, par interpolation et en supposant l'intensité constante entre deux basculements.
- pour les débits, les valeurs brutes exprimées en dixièmes de l/s et mesurées à des instants non réguliers (pas de temps variant de 30 s à 5 min environ) ont été transformées, par interpolation linéaire, en valeurs exprimées en m³/h au pas de temps de 1 minute.
- pour les concentrations, les valeurs données en mg/l pour les échantillons recueillis par préleveur ont été conservées en l'état. Pour les 7 événements postérieurs à juin 1988, une étude de corrélation entre la turbidité et la concentration a été réalisée. En raison notamment de la localisation inadéquate du turbidimètre et de difficultés inhérentes à la mesure, seuls deux enregistrements ont présenté une bonne corrélation. Les valeurs de turbidité ont été interpolées linéairement de la même manière que les débits, puis converties en valeurs de concentration grâce à la régression linéaire calculée auparavant.

La troisième étape a consisté à analyser toutes les valeurs obtenues pour les 3 variables, et à éliminer ou corriger les valeurs ponctuellement aberrantes ou fausses, dues à des colmatages des sondes ou à des artefacts divers. Ces corrections ont été faites en tenant compte de l'ensemble des capteurs afin de repérer d'éventuelles corrélations ou aberrations.

Quatorze épisodes pluvieux ont été sélectionnés, et regroupés dans un document séparé (Bertrand-Krajewski et Bellefleur 1991). Avant de les mettre en forme pour le modèle, un dernier tri s'est avéré indispensable. En effet, certains événements ont dû être mis de côté pour les raisons suivantes :

- mesures de concentrations trop peu nombreuses (trois prélèvements seulement)
- pluie tombée sur une zone du bassin versant éloignée du pluviomètre, d'où l'impossibilité de retrouver les volumes écoulés dans le réseau à partir des enregistrements de la pluie.

Nous avons au contraire conservé des événements intéressants du point de vue pollution, alors que les mesures de débit, après analyse, apparaissaient entachées d'erreur. Les débits ont pu être reconstitués à partir de l'enregistrement de la pluie.

Les épisodes pluvieux finalement sélectionnés pour caler le modèle HYPOCRAS sont indiqués dans le tableau 2. La numérotation des événements correspond à la numérotation initiale des fichiers bruts.

Il est important de noter que les pluies enregistrées à Entzheim sont précédées de périodes sèches assez courtes, et que les hauteurs d'eau sont généralement faibles. Il n'y a pas d'enregistrement de pluies courtes et violentes, susceptibles d'engendrer les charges en pollution les plus élevées.

Enfin, il faut remarquer la lourdeur et la difficulté de ce genre de campagne de mesure : en raison du caractère aléatoire des pluies, des problèmes inhérents aux capteurs et aux préleveurs, et des conditions particulières d'environnement, il est difficile, en deux ans, d'obtenir des séries importantes d'enregistrements corrects et fiables. Pourtant, seules de telles campagnes permettront de valider les modèles de qualité des eaux en réseau d'assainissement : il est donc indispensable de les poursuivre et de les développer.

numéro	date	heure de début	heure de fin	DTS (h)	pluie (mm)	nombre de prélèvements
022	03.05.1987	10:01	19:05	174,6	7,9	15
034_A	03.06.1987	21:48	22:23	24,0	3,6	2 multiplexés
100_D	12.02.1988	02:54	04:26	8,0	2,0	5
109_A	31.03.1988	16:51	17:14	30,0	0,8	3 (non retenus)
121_5	01.07.1988	10:05	12:09	18,0	9,4	5
123_2	26.07.1988	21:42	00:12	53,0	4,2	6
130_1	07.10.1988	17:53	23:19	10,0	6,6	corrélation turbidité
130_3B	11.10.1988	18:10	02:41	0,6	9,5	6
133	20.10.1988	11:27	16:08	1,0	5,9	13

tableau 2 : caractéristiques des événements pluvieux d'Entzheim.

5. DESCRIPTION DU MODELE HYPOCRAS

Le modèle HYPOCRAS est un modèle événementiel global et conceptuel établi pour des petits bassins versants urbains de moins de 100 ha, avec des descriptions simplifiées du bassin versant et du réseau. Nous avons cherché, pour l'ensemble des étapes des calculs, à avoir des niveaux de complexité homogènes. Le modèle essaie de reproduire les principaux phénomènes concernant le transport solide : suspension, charriage et évolution des dépôts, en travaillant au niveau global du bassin versant et du réseau. La partie du modèle HYPOCRAS consacrée au temps de pluie est divisée en deux modules (Bertrand-Krajewski 1992) :

- un module hydrologique et hydraulique pour simuler la transformation pluie - débit à l'exutoire;
- un module de production et de transfert des solides, qui modélise l'ensemble des processus à prendre en compte (accumulation à la surface du bassin versant, entraînement par la pluie, traversée des avaloirs, érosion et sédimentation des dépôts, propagation des solides dans le réseau).

Ces deux modules sont représentés schématiquement sur la figure 3.

La partie hydrologique et hydraulique est très simple : la pluie brute, après avoir subi des pertes (interception, stockage dans les dépressions du sol, infiltration), constitue la pluie nette qui va effectivement engendrer le ruissellement. Le ruissellement à la surface du bassin versant et la propagation dans le réseau sont représentés au moyen de deux réservoirs linéaires en cascade qui permettent de déterminer le débit pluvial. En ajoutant le débit d'eaux usées, on obtient directement le débit total à l'exutoire.

La partie consacrée au transport solide commence avec l'accumulation des solides en temps sec sur les surfaces du bassin versant. Cette accumulation est décrite par une fonction exponentielle asymptotique fonction du temps, proposée initialement dans le modèle américain SWMM (Storm Water Management Model) (Alley

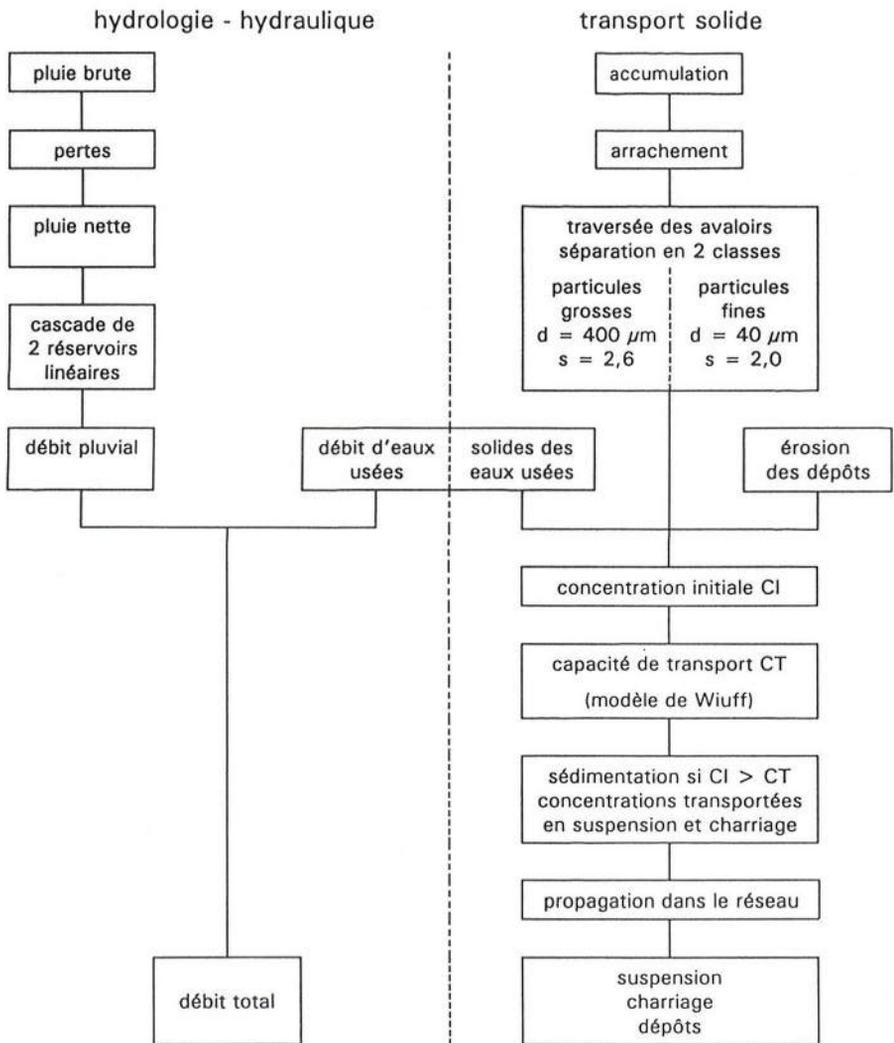


figure 3 : schéma du modèle HYPOCRAS (partie temps de pluie)

et Smith 1981). Les solides accumulés sont alors entraînés par la pluie en supposant que cet entraînement est directement proportionnel à l'intensité de la pluie nette et à la masse de solides accumulés (Alley 1981).

Au niveau des avaloirs, avant que les solides n'entrent dans le réseau proprement dit, nous distinguons deux classes de particules, dont les caractéristiques ont été choisies d'après les diverses études expérimentales disponibles (Bertrand-Krajewski 1991, 1992). Les deux classes utilisées par HYPOCRAS ont été établies pour représenter :

- les particules fines (type 1 : $d_{50} = 40 \mu\text{m}$, densité 2,0) transportées majoritairement en suspension
- les particules plus grosses (type 2 : $d_{50} = 400 \mu\text{m}$, densité 2,6) qui représentent les dépôts et qui sont transportées par charriage ou en suspension selon les conditions hydrauliques.

En première approximation, les particules des eaux usées seront assimilées aux particules fines des eaux usées, par souci de simplification des calculs. En fait, les particules fines des eaux usées ont une densité de 1,1 à 1,8 et les particules fines des eaux pluviales une densité moyenne de 2,4 à 2,6 (Chebbo *et al.* 1990) : nous avons choisi une densité moyenne de 2,0.

L'érosion des dépôts présents dans les collecteurs est supposée directement proportionnelle à la masse de dépôts érodables et au débit. Les coefficients d'érosion sont différents pour les deux types de particules.

L'addition des solides provenant des eaux de ruissellement, des eaux usées et de l'érosion des dépôts permet de déterminer une concentration initiale CI dans le système. Au moyen du modèle énergétique de transport solide de Wiuff (Wiuff 1985), et moyennant quelques adaptations pour le cas des distributions granulométriques étendues, on calcule une capacité de transport CT de l'écoulement. Le modèle de Wiuff a été retenu en raison de sa simplicité et de la possibilité de calculer simultanément le transport total et le transport en suspension, d'où l'on déduit par différence le transport par charriage. Si la concentration initiale CI est supérieure à la capacité de transport CT, il y a sédimentation; dans le cas contraire, tous les solides sont transportés en suspension et/ou en charriage selon les conditions hydrauliques.

L'ensemble des collecteurs du réseau est représenté par un collecteur équivalent unique, dont la pente est égale à la pente moyenne du réseau, et dont le diamètre est le diamètre à l'exutoire. Cette simplification de la description du réseau semble pertinente tant que l'on considère des bassins versants de moins de 100 ha.

On détermine alors les fractions transportées en suspension et en charriage, qui sont propagées le long du collecteur équivalent par un modèle de type réservoir linéaire. Les résultats fournis par HYPOCRAS sont :

- le pollutogramme des solides en suspension
- la charge transportée par charriage
- les variations des masses de dépôts pour chaque type de particules.

Les paramètres du modèle peuvent être regroupés en trois familles :

- les paramètres relatifs au réseau proprement dit
- les paramètres relatifs au bassin versant
- les paramètres de conditions initiales, c'est à dire les masses initiales de dépôts dans le réseau et la masse résiduelle de solides à la surface du bassin versant après un épisode pluvieux.

6. PREMIERS CALAGES

En utilisant les événements pluvieux 130_1, 100_D et 022 comme jeu de données pour le calage des paramètres, nous avons cherché des valeurs des paramètres permettant de reproduire l'ensemble des pollutogrammes correspondant aux pluies du tableau 2. Les paramètres relatifs au réseau proprement dit et au bassin versant ont ainsi pu être calés de manière satisfaisante. Pour chaque événement, les paramètres de conditions initiales ont été ajustés au cas par cas. La difficulté principale provient de la distinction problématique entre la masse totale de dépôts présente dans le réseau et la masse de dépôt susceptible d'être érodée ou mobilisée au cours d'un événement pluvieux. Dans le cas particulier d'Entzheim, la masse totale est de l'ordre de quelques tonnes, alors que la masse mobilisable au cours d'une pluie ne dépasse pas quelques centaines de kilogrammes, la différence étant constituée de dépôts anciens consolidés et cohésifs très difficilement érodables.

Les pollutogrammes des concentrations de solides en suspension calculés par HYPOCRAS sont illustrés figure 4 à figure 7.

7. DISCUSSION

Dans l'ensemble, et compte tenu des particularités du réseau d'Entzheim, les résultats obtenus sont satisfaisants. L'ajustement de chaque pollutogramme pourrait être encore amélioré, mais il ne faut pas perdre de vue que :

- nous avons cherché un jeu de paramètres permettant de simuler *l'ensemble* des épisodes pluvieux
- la recherche d'un tel jeu de paramètres est longue : des simulations plus nombreuses permettraient peut-être, grâce à l'interdépendance de certains paramètres, d'obtenir de meilleurs résultats. Une limite est cependant assez vite atteinte, qui dépend des mesures expérimentales disponibles.

L'événement 022 (figure 4), particulièrement intéressant en raison de sa durée et de sa forme particulière, permet de vérifier le fonctionnement du modèle sur une assez longue période. Les résultats obtenus sont intéressants : les 3 pics successifs et décroissants de pollution sont reproduits, ce qui confirme les principes et les équations mis en oeuvre dans HYPOCRAS. La forme générale du pollutogramme met en évidence la grande sensibilité du modèle à la pluie : à chaque pic de pluie correspond un pic de pollution. Par conséquent, la masse de solides accumulée sur le bassin versant et le coefficient d'entraînement par la pluie sont des paramètres déterminants du modèle. Leur évaluation reste malheureusement très empirique et approximative. C'est là une limitation importante, commune à tous les modèles de qualité : les valeurs d'entrée, déterminantes pour les résultats, ne sont connues ou calculables que de manière imprécise. Or, la masse accumulée et l'entraînement commandent directement les valeurs des pointes de concentration en début d'épisode pluvieux.

L'érosion des dépôts du réseau permet d'ajuster les branches descendantes des pollutogrammes, du fait de l'avance des pollutogrammes sur les hydrogrammes. Ici, 36 kg de dépôt de type 1 (fines particules) ont été érodés, tandis que les dépôts de type 2 (grosses particules) ont augmenté de 65 kg.

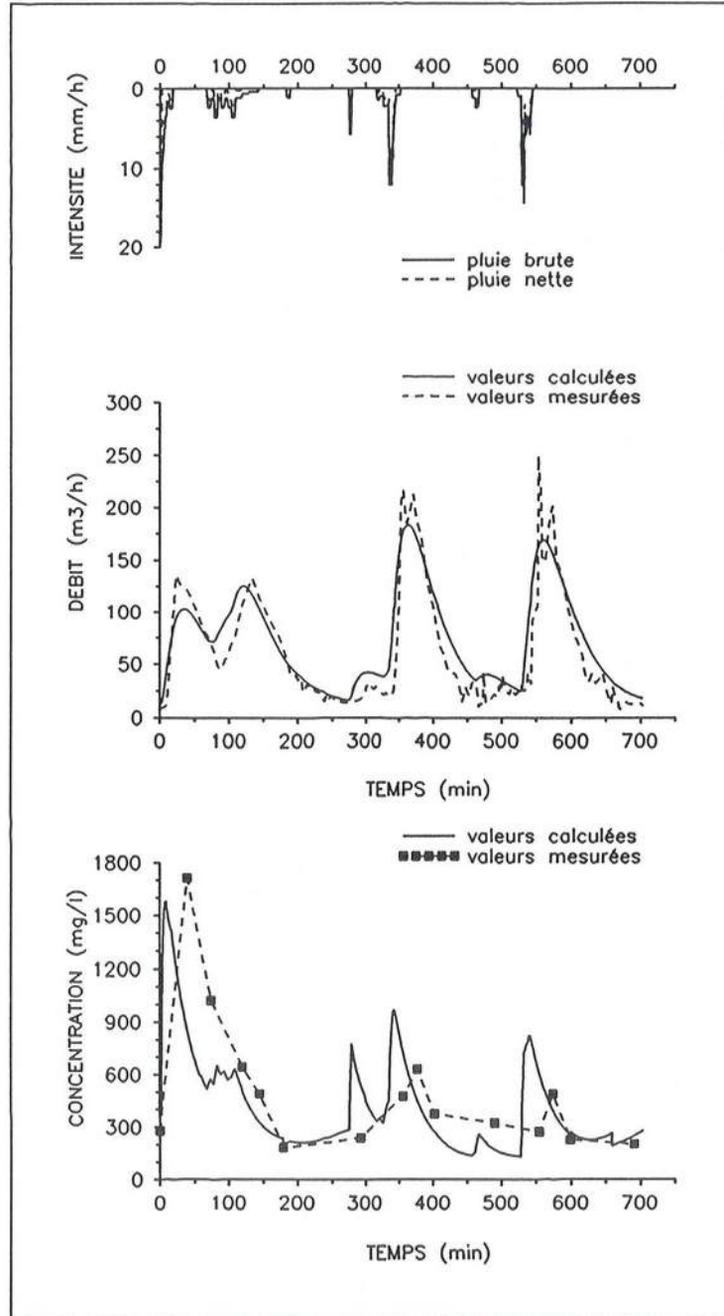


figure 4 : simulation de l'événement 022.

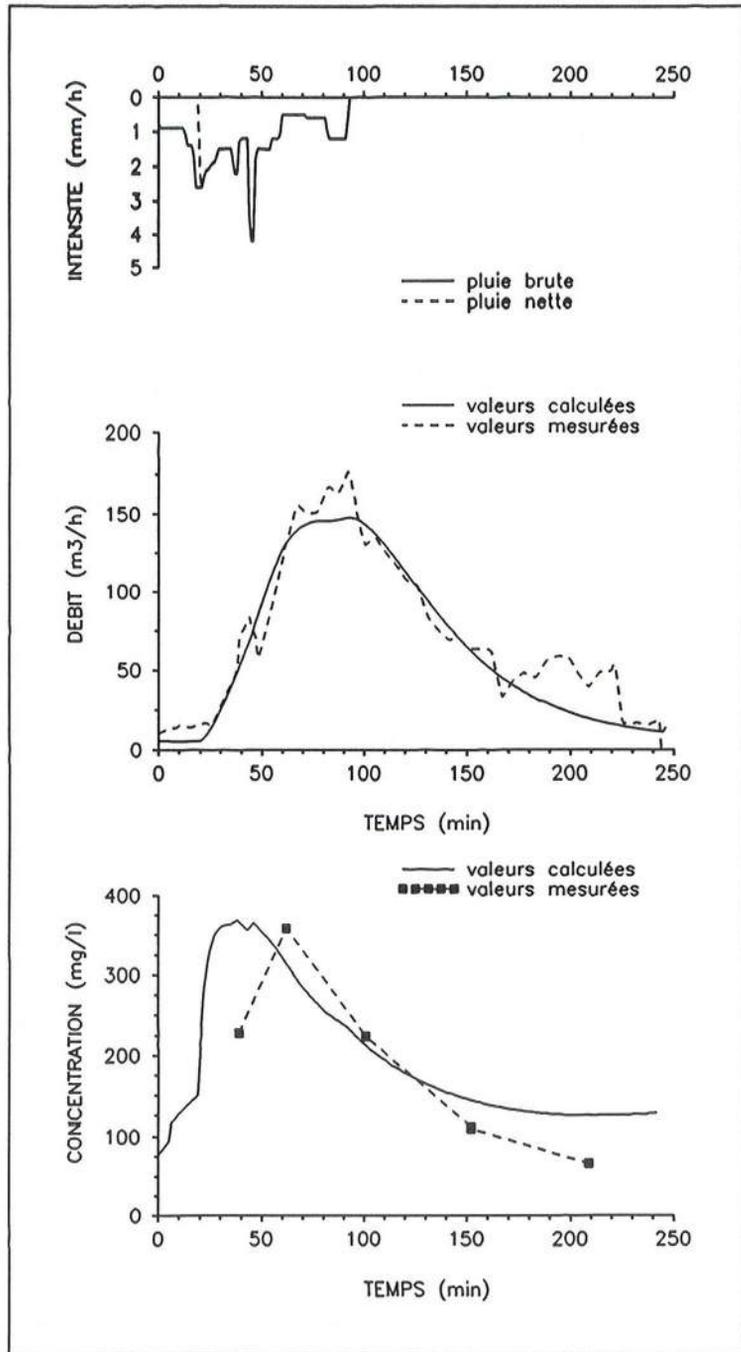


figure 5 : simulation de l'événement 100_D.

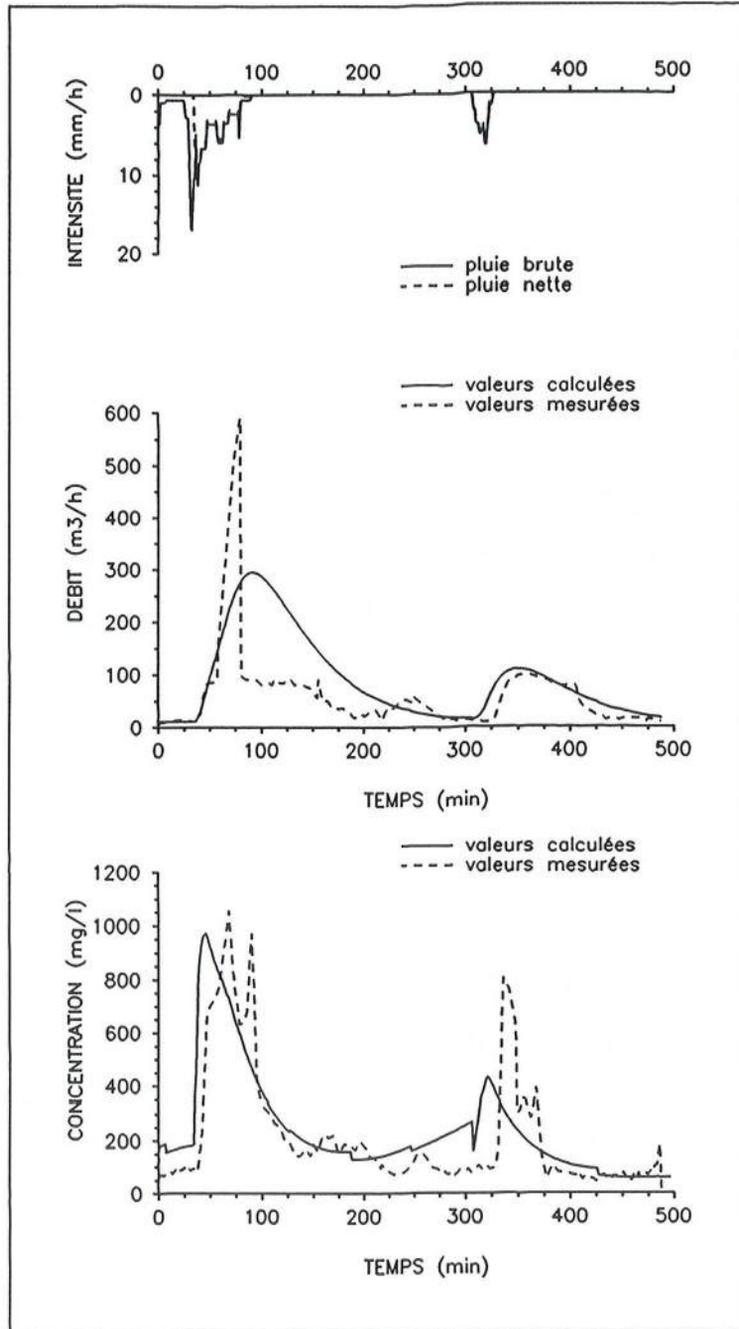


figure 6 : simulation de l'événement 130_1.

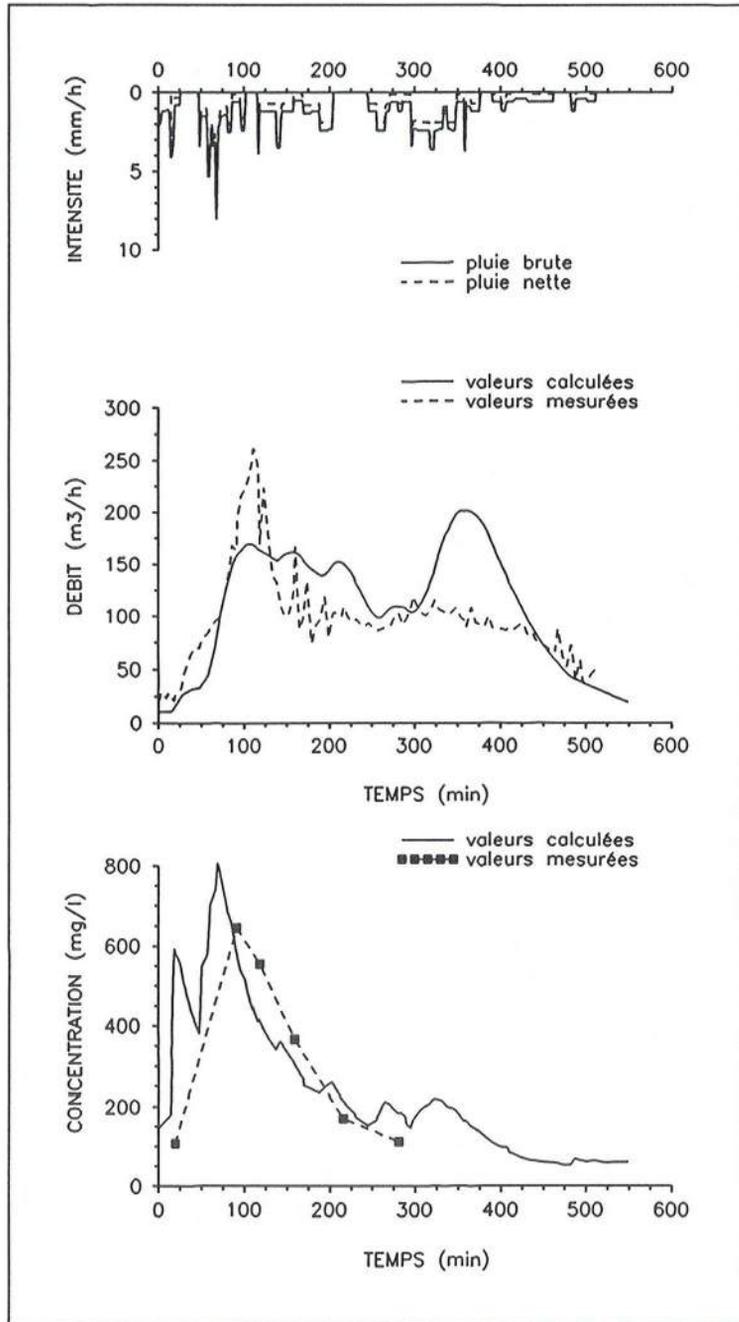


figure 7 : simulation de l'événement 130_3B.

Notons également, et c'est valable pour tous les événements simulés, que les valeurs du charriage sont faibles. En l'absence de mesures in situ, il est difficile de savoir s'il y a sous-estimation des charges par le modèle de Wiuff modifié, ou si le charriage est réellement faible dans le réseau d'Entzheim.

L'ensemble de ces remarques est applicable à l'événement 130_1 (figure 6), où le pollutogramme mesuré a été obtenu avec le turbidimètre. La corrélation avec les MES a été établie sur le premier pic de pollution. Au deuxième pic correspond une concentration en MES sur l'échantillon du préleveur de 100 mg/l environ, alors que le turbidimètre indique 800 mg/l d'après la corrélation précédente. Quant au modèle, il donne une valeur intermédiaire... Cela montre toute l'imprécision des mesures et la difficulté rencontrée dans l'interprétation comparée des valeurs expérimentales et des résultats des calculs. On retrouve ces difficultés pour l'hydrogramme, où la première pointe de débit mesurée est fautive en raison d'une erreur de calage des cotes de déversement des sondes de niveaux. La courbe a néanmoins pu être ajustée sur le deuxième pic de débit.

Les événements 100_D et 130_3B confirment les résultats précédents.

8. CONCLUSION

En dépit des difficultés d'interprétation ou des problèmes de représentativité des mesures, les résultats obtenus montrent que le modèle HYPOCRAS permet de reproduire de manière globalement satisfaisante les observations :

- les pollutogrammes de la suspension sont correctement simulés
- la forte proportion de particules de type 1 à l'exutoire est bien reproduite
- l'augmentation du dépôt de type 2 est prise en compte. Une simulation continue sur une année serait intéressante car elle permettrait de vérifier si les résultats du modèle correspondent aux ordres de grandeur donnés par Artières (1987), c'est à dire un dépôt annuel de 15 tonnes environ
- par contre, les valeurs de charriage paraissent faibles a priori.

Notons que les trois familles de paramètres jouent un rôle particulier quant à leur importance sur les résultats du modèle. Par ordre croissant d'importance, nous avons :

- les paramètres relatifs au réseau proprement dit
- les paramètres relatifs au bassin versant
- les paramètres de conditions initiales.

Ce classement des paramètres a été confirmé par des simulations complémentaires sur d'autres bassins versants (Bertrand-Krajewski 1992).

Il est alors possible d'en déduire quelques pistes pour des calages ultérieurs et pour un emploi opérationnel du logiciel :

- en l'état actuel du modèle et des connaissances, un calage site par site reste indispensable. Il faut donc pouvoir disposer de mesures expérimentales.
- les paramètres liés au réseau et au bassin versant peuvent être calés assez rapidement en se fondant
 - a) sur des valeurs moyennes trouvées dans la littérature
 - b) sur une série de 5 ou 6 événements pluvieux correctement enregistrés.

Pour disposer d'une telle série d'événements, l'expérience montre qu'il est nécessaire de conduire une campagne de mesure expérimentale sur une année minimum, voire deux. A moins que des progrès significatifs sur la fiabilité des mesures ne soient réalisés.

les paramètres représentant les conditions initiales jouent un rôle essentiel dans la détermination des charges rejetées. Or leur évaluation reste très délicate et incertaine : évaluer la masse de solide résiduelle sur le bassin versant après un épisode pluvieux est un problème extrêmement difficile, et les techniques de mesure font cruellement défaut; quant aux masses de dépôts érodables ou mobilisables dans le réseau pour chaque type de particules, si des progrès ont été réalisés en métrologie, des difficultés importantes subsistent :

- a) la mesure du dépôt total ne permet pas toujours de séparer les dépôts de type 1 des dépôts de type 2;
- b) la mesure du dépôt total ne permet pas de connaître la fraction mobilisable ou érodable pour un événement pluvieux donné.

D'une manière générale, il nous semble que des progrès substantiels en modélisation du transport solide ne pourront être réalisés désormais qu'à partir d'un développement concerté et significatif des mesures expérimentales en hydrologie urbaine, pour passer de représentations a priori des phénomènes à des descriptions fondées sur des données objectives de terrain.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alley W.M. (1981)
Estimation of impervious area washoff parameters.
- Water Resources Research, 1981, vol 17, n° 4, pp 1161-1166, 12 ref.
- Alley W.M., Smith P.E. (1981)
Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modeling.
- Water Resources Research, 1981, vol 17, n° 6, pp 1657-1664, 13 ref.
- Artières O. (1985)
Définition d'une campagne de mesures en vue de l'étude du fonctionnement d'un bassin d'orage.
- Mémoire d'ingénieur 3° année, ENITRTS, Strasbourg, 1985, 165 p, 42 ref.
- Artières O. (1987)
Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire. Origine, caractéristiques, pollution, transport.
- Thèse de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg/ENITRTS, Strasbourg, 1987, 214 p, 75 ref.
- Bellefleur D. (1989)
Suivi d'un réseau d'assainissement unitaire. Synthèse de deux campagnes de mesure.
- TSM, 1989, n° 11, pp 561-572, 8 ref.
- Bellefleur D. (1990)
Utilisation d'un turbidimètre en continu pour mesurer la qualité d'eaux brutes en réseau d'assainissement unitaire.
- Rapport d'étude ENITRTS/Plan Urbain, Strasbourg, 1990, 24 p.
- Bellefleur D., Penel M. (1989)
Gestion d'un équipement public rural par une station de mesure sous MS-DOS.
- Informations Techniques du CEMAGREF n° 74, Antony, 1989, 4 p.
- Bertrand-Krajewski J.L. (1991)
Modélisation des débits et du transport solide en réseau d'assainissement. Etude bibliographique.
- Rapport ENITRTS/IMF Strasbourg/Lyonnaise des Eaux-Dumez, Strasbourg, Avril 1991, 207 p, 309 ref.
- Bertrand-Krajewski J.L. (1992)
Modélisation conceptuelle du transport solide en réseau d'assainissement unitaire.
- Thèse de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg/ENITRTS, Strasbourg, Avril 1992, 205 p, 93 ref.

- Bertrand-Krajewski J.L., Bellefleur D. (1991)
Entzheim : données expérimentales pluie - débit - solides en suspension 1987-1988.
- Rapport ENITRTS, Strasbourg, Octobre 1991, 267 p, 6 ref.
- Beyer G. (1987)
Mise en oeuvre d'une station de mesures de flux de pollution. Application au bassin d'orage d'Entzheim.
- Mémoire d'ingénieur 3^e année, ENITRTS, Strasbourg, 1987, 116 p + annexes, 36 ref.
- Beyer G. (1989)
Contribution à l'étude de l'érosion des dépôts en réseau d'assainissement unitaire.
- Thèse de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg/ENITRTS, Strasbourg, 1989, 136 p, 13 ref.
- Carra P.O. (1988)
Exploitation d'une station de mesures de flux de matières polluantes au bassin d'orage d'Entzheim.
- Mémoire d'ingénieur 3^e année, ENITRTS, Strasbourg, 1988, 110 p + annexes, 37 ref.
- Chebbo G., Musquère P. et Bachoc A. (1990)
Solids transferred into sewers. Hydrodynamic characteristics and pollutant loadings.
- 5^e International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka, 1990, vol 2, pp 885-890.
- Wiuff R. (1985)
Transport of suspended material in open and submerged streams.
- Journal of the Hydraulics Division, 1985, vol 111, n° 5, pp 774-792, 20 ref.

IMPACT SUR LE MILIEU RÉCEPTEUR

THE USE OF MACROINVERTEBRATES AND PLANTS AS BIOINDICATORS IN URBAN AQUATIC SYSTEMS

SHUTES R.B.E., ELLIS J.B., REVITT D.M.

Urban Pollution Research Centre, Middlesex University, London

Abstract

The rationale for the use of macroinvertebrates as bioindicators in urban aquatic systems is considered. This includes the abundance of data on their physiology and ecology, their ease of sampling and the wide range of forms, feeding behaviour and responses of species to pollutants. The presence and abundance of an indicator species provides information on the prevailing environmental conditions but it should not necessarily be considered in isolation of other members of the community. The relative abundance of certain species has been used to develop hydrobiological indices of water quality. The introduction of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system in the UK and its derived Average Score Per Taxon (ASPT) which assess water quality and their suitability for use in urban receiving waters is discussed. The development of the River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) computer program which predicts BMWP/ASPT scores in unpolluted conditions from the measurement of eleven environmental variables is also outlined. A comparison of the observed and predicted BMWP/ASPT scores enables an Environmental Quality Index score to be determined. The application of these indices and the use of macroinvertebrate bioassays in an urban stream in north London is described.

The use of large plants or macrophytes as bioindicators may provide more information on urban water quality than the use of macroinvertebrates alone. Macrophytes are simple to identify and survey on account of their large size and stationary nature. They are very sensitive, especially to minor organic pollutants, and may be used to locate the source of pollutant discharges more accurately. They may also be used to assess substrate as well as water quality. The use of *Typha latifolia* as a bioindicator is demonstrated by analysis of its tissue uptake of lead, copper, zinc and cadmium from water and substrate sources in urban wetlands is described.

Introduction

The advantages of ecological monitoring techniques when applied to urban watercourses can be briefly summarised as follows:

1. They complement physico-chemical measurements of water quality;
2. They can identify temporal and spatial changes in water quality;
3. They are sensitive to both acute and chronic pollutant impacts;
4. They offer simple, reliable, and comparatively cheap methodologies;
5. They can be applied at both planning and operational levels as well as being potentially useful in arbitration and prosecution;
6. They are applicable to a range of water environments, including "grey water" systems, which provide particular difficulty for current physico-chemical assessments;
7. They can act as an early warning of pollution incidents.

Indicator Species

The interpretation of data collected from biological surveys has led to the use of indicator species which are sensitive to pollution. Such methods of study are simple to use in practice and although there may be losses in precision, they are readily understood and allow comparisons between samples to be made easily.

Indicator species are selected subject to the particular requirements of the analysis. Hellawell (1986) suggests, for example, that indicator species may be selected because tissue analysis provides an indication of environmental levels or their degree of exposure to a pollutant. In addition, they may disappear on exposure to a certain pollutant or, alternatively, thrive in its presence. The relative abundance of certain species has been used as an indication of the level of environmental stability or the position of a species within defined limits of tolerance. Such assessments are made by comparing species lists and abundances for known habitats, or are inferred from known observations along measured environmental gradients. This has resulted in the adoption of hydrobiological indices of water quality.

Benthic macroinvertebrates are generally used or recommended for use in the assessment of water quality. Macroinvertebrates possess particular advantages in that they present a wide range of species, forms, behaviour and responses to pollutants such that the macroinvertebrate community as a whole is likely to be a sensitive indicator, whilst the application of community diversity indices seems most appropriate to these organisms.

The monitoring of benthic macroinvertebrates has been considered to give the most accurate and reproducible information on the status of water quality. Macroinvertebrate species are considered to provide important links between trophic levels because they prey on a wide range of other organisms, process organic matter including waste water, and are the principal food source to fish. They are found throughout a wide range of habitats and are less mobile than most other organisms but are large enough to be easily collected. Whilst intermittently high levels of pollutants may be missed by a periodic chemical surveillance, macroinvertebrates with life cycles of over a year are able to show a differential response to periodic pollutant pulses.

The use of particular macroinvertebrate species as biological indicators has been well documented, and certain associations have been found as a result. *Asellus aquaticus*, for example, is well known for its tolerance of organically and industrially polluted freshwater.

Development of a Surveillance Strategy

The choice of location of sampling site, together with the sample size and frequency of sampling, are all important factors in determining the optimum sampling strategy of a biological monitoring scheme. The sampling of different microhabitats may result in the collection of insufficient numbers of organisms. If samples are to be subsequently compared, this may have a marked effect on the outcome and quantitative studies of aquatic communities will therefore always require high numbers of replicate samples. However, this caution is incompatible with cost-effective surveillance for most water authorities.

Diurnal as well as seasonal variation in the spatial distribution of organisms may also adversely affect the sampling and these factors must be taken into account for comparative analyses. Upstream samples may influence downstream comparators if samples are taken too close to each other. Misleading results may be obtained if sampling is carried out below a sewage outfall where effluent follows one bank or when streamline mixing within the channel is poor. The effects of downstream organism "drift" are important when considering stream recovery times following pollutant spillages, and sampling strategies should be devised to identify such migratory patterns.

The results of surveys enable estimates of population density to be made, thus giving an indication of the species present and their relative importance within the community. The survey may neither confer information about the distribution of these organisms in the habitat, nor indicate how representative such distributions are of the true community structure. Within limits, the larger the number of samples obtained, the greater the knowledge of the community will be and the more significant any variation from the anticipated result will become. This information can allow conclusions to be drawn about the effect of stresses upon the community, providing that sufficient information is available about the normal or unstressed conditions.

Hydrobiological Indices of Water Quality

The effects of organic pollution on the biotic community structure of rivers have been well documented. Whilst intermittent chemical monitoring gives information on the chemical composition of the water at the instant of sampling, biological data yield both contemporary and historical information.

The Biological Monitoring Working Party (BMWP) (1978) has recommended a biotic index for use in national surveys (Table 1). This was designed to improve on an earlier four-point UK Department of the Environment scale which had been previously applied in this context. The BMWP system is based on scores being ascribed to each of the listed macroinvertebrate families occurring at a site, the sum of which gives the score for that location. Replicate samples are recommended. In this system identification to family level is convenient and less prone to error and the score can be computed simply

and quickly (Brooker 1984). This relative convenience makes assessment of the BMWP Score possible at the bank side, a situation useful for rapid biological determinations. Comparisons of bank side and laboratory-determined BMWP Scores may be prone to discrepancy, owing to the potentially more comprehensive analyses that may be carried out within the laboratory.

TABLE 1: The BMWP Score System (BMWP 1978).

FAMILIES	SCORE
Siphonuridae Heptageniidae Leptophlebiidae Ephemerellidae Potamanthidae Ephemeridae Taeniopterygidae Leuctridae Capniidae Perlodidae Perlidae Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae Molannidae Beraeidae Odontoceridae Leptoceridae Goeridae Lepidostomatidae Brachycentridae Sericostomatidae	10
Lestidae Agridae Gomphidae Cordulegasteridae Aeshnidae Corduliidae Libellulidae Psychomyiidae Philopotamidae Astacidae	8
Caenidae Nemouridae Rhyacophilidae Polycentropodidae Limnephilidae	7
Neritidae Viviparidae Ancyliidae Hydroptilidae Unionidae Corophidae Gammaridae Platycnemididae Coenagrionidae	6
Mesovelidae Hydrometridae Gerridae Nepidae Naucoridae Notonectidae Pleidae Corixidae Haliplidae Hygrobiidae Dytiscidae Gyrinidae Hydrophilidae Clambidae Heliodidae Dryopidae Elminthidae Chrysomelidae Curculionidae Hydropsychidae Tipulidae Simuliidae Planariidae Dendrocoelidae	5
Baetidae Sialidae Piscicolidae	4
Valvatidae Hygrobiidae Lymnaeidae Physidae Planorbidae Sphaeridae Glossiphonidae Hirudidae Erpobdellidae Asellidae	3
Chironomidae	2
OLIGOCHAETA (whole class)	1

Variations in local factors affect the use of the BMWP Score, and it is not recommended for comparisons over river distances greater than 20km, because score differences can be attributed to changes in, for example, substrate, geology or climate rather than to any real difference in river quality between disparate sites.

The UK National Testing Exercise (BMWP 1978) also derived an Average Score Per Taxon (ASPT) by computing total BMWP score and dividing by the number of scoring taxa present. This complementary score has been more generally accepted for biotic assessments, and has the advantage of comparing sites of both high and low species richness by effectively reducing the increase on the final BMWP score caused by the presence of low numbers of individuals of high scoring families. This is advantageous in reducing the individual effect of high BMWP scoring taxa which may be intermittently present at particular sites, thus making comparisons between sites more representative.

A predictive model of macroinvertebrate distribution, River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) (Moss et al 1987) has been developed by the IFE and ITE. Although this system does not yet dissociate the effects of adverse water quality and habitat-associated constraints on organism presence and abundance, it represents a significant step forward in water quality classification schemes and is of further significance owing to its inclusion within the 1990 UK National Survey of River Water Quality. In this context it is being used to predict BMWP and ASPT scores for rivers based on cartographic information (distance from source, slope, altitude, latitude, longitude, discharge category), climatological information (mean annual air temperature and range), habitat information (mean channel width, depth category, surface velocity, substrate particle size, percentage macrophyte cover) and chemical information (pH, dissolved oxygen, total oxidised nitrogen, chloride, dissolved orthophosphate and total alkalinity) for a site. This information has been combined with a database of species presence/absence obtained from a survey of 430 rivers and streams carried out through Britain (Wright et al 1984). It is envisaged that the ratio of actual: predicted score will provide an Environmental Quality Index (EQI), an estimate of the degree of pollution impact on the invertebrate community. In its final form, it is intended that species lists

appropriate to the stream under consideration can be obtained along with probability values corresponding to their likely occurrence in such habitats. When used in association with known toxicological information, the differences noted between actual and predicted species lists may then be used to identify and prioritise adverse impacts on the ecological quality of surface waters.

Urban Stream Monitoring

In a year long monitoring survey of the Salmons Brook, a stream in north London, kick samples of benthic macroinvertebrates were collected at monthly intervals from seven sites along its 15 km length, passing from its rural head waters to downstream sites of increasing urbanisation. (Ellis et al, 1988)

The impact of urbanisation on the biotic community was evident below site 3 where *Sialis sp.* and *Dytiscus sp.*, which are characteristic of marginal habitats, disappeared altogether. Although the DO regime of the urban sites was compatible with the existence of a high species diversity, *Gammarus pulex* abundance was low and *Baetis sp.* were absent; both being indications of the impact of transient urban discharges. Overall species richness fell from a total of fifteen at Site 1 to seven at Site 7.

The observed variation in the BMWP hydrobiological index score and ASPT against sampling site, showed a persistently decreasing trend downstream. (Fig. 1) Particularly low scores were obtained at Site 6 where engineering works had increased localised siltation and only a limited number of species remained in the community. A subsequent increase in BMWP score at Site 7, despite the higher levels of organic pollution observed, occurred as a result of increased community diversity adjacent to the sewerage outfall.

The BMWP score variability also decreased downstream, implying a more consistent community structure exhibiting less annual variation and which was also subject to less stress-related change. This community stability was probably related to the dominance of a treatment plant effluent at Site 7 over the flow regime during the inter-storm periods.

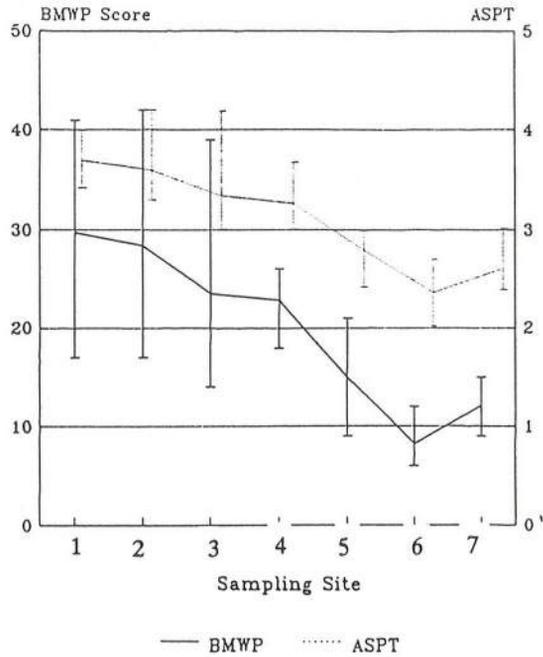


Fig.1: Spatial variation in BMWP and ASPT Scores, Salmon's Brook, Sites 1-7.

The RIVPACS system was used to predict ASPT scores at each site. In comparison to the observed scores, the predicted scores were both higher, (5-6) and more consistent. The results suggest that for its application on urban streams, the RIVPACS model must incorporate toxic parameters, including heavy metals and also habitat factors.

Bioassays

Bioassays are ecotoxicological assessments of the total effect of imposed stress upon an organism or species. They are used to determine relative changes of the environmental stress concerned, and in particular to predict the effects of pollutants on the system under study.

A methodology selected for a bioassay must be robust, able to provide reproducible results, show relative sensitivity to the stress under investigation, and utilise an organism or organisms that comprise an important component of the affected ecosystem.

Organisms which show tolerance to an impact or otherwise survive in its presence may be chosen as biomonitors, particularly when they are able to illustrate some degree of sensitivity in their response to pollutant presence (Salanki & Balogh 1989).

To establish a site specific relationship between ambient metal concentrations and macroinvertebrate tissue level, populations of 50 individuals of three species, *Gammarus pulex*, *Asellus aquaticus* and *Lymnaea peregra* were collected from a background reference site near the Salmons Brook and contained within plastic cages anchored to the river bed at four sites. (Shutes et al, 1990)

In parallel to the in-situ experiments, laboratory toxicity tests were carried out in which *Gammarus* individuals from the background site (Site 1) were exposed to artificially enhanced known metal concentrations.

In-situ metal uptake

The mean total tissue concentrations of Pb and Zn in *Gammarus pulex* as measured from the weekly caged populations over a seven week period are shown in Figure 2. Lead concentrations ($25\text{-}30\ \mu\text{g g}^{-1}$) remained low at the control site (Site 1) and at Sites 2 and 3. Some bioaccumulation with time was apparent at Site 4 but there was a marked linear metal uptake rate in individuals at Site 5, reaching an equilibrium concentration of approximately $130\ \mu\text{g g}^{-1}$ after four weeks. Zinc concentration in *Gammarus* tissue also rose markedly at the two polluted downstream sites over the first week of exposure, followed by a slower linear uptake to equilibrium values of about $100\ \mu\text{g g}^{-1}$ (Site 4) and $200\ \mu\text{g g}^{-1}$ (Site 5). Broadly similar trends were obtained for Cu confirming the elevated uptake rates associated with the storm sewer sites. There was an overall increase in maximum tissue concentration of between 4 and 5 times compared to the background level for each of the monitored metals.

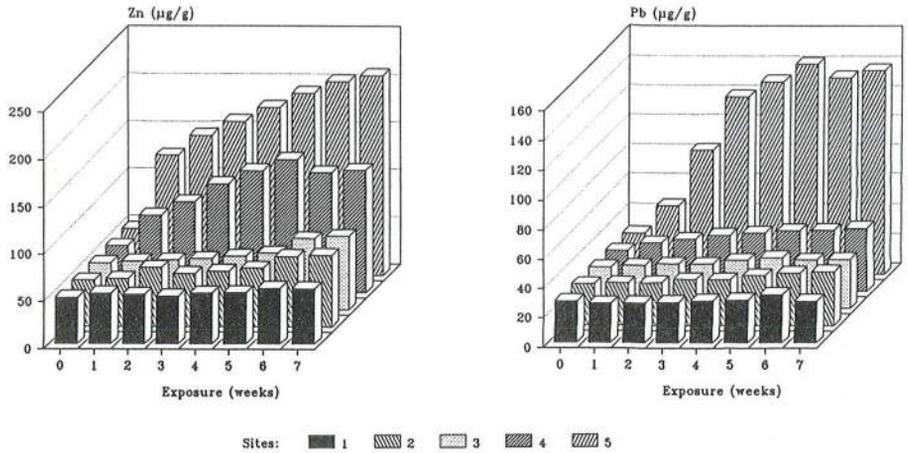


Fig. 2: Site variation in Metal Uptake by *Gammarus pulex*.

All the metals, but particularly zinc, demonstrated a higher rate of bioaccumulation at Site 4 compared to Site 3 upstream despite only marginally elevated sediment, particulate and dissolved metal concentrations at the former site. This may be explained by a change in substrate composition from gravel at Site 3 to unconsolidated silts downstream which facilitate metal uptake through improved feeding rates. The enhancement of ambient water and sediment levels at Site 5 clearly produced further biomagnifications.

The tissue metal concentrations in *Gammarus* provide an indication of the dose response interactions between the organism and the ambient source metal levels. Therefore, in situations typical of urban river systems where intermittent inputs and changes in soluble metal levels can occur as a result of flow changes during storm conditions, the metal uptake values give an "averaged" indication of the impact of these short-term variations.

Macrophyte Bioindicators

The criteria for the use of macrophytes as monitors of river water quality have been summarised by Haslam (1990). The advantages of their use include the relatively few taxa, their large size and stationary nature which facilitates identification and provides the basis of a rapid and cost-effective survey in the summer season alone. They can be used to assess substrate as well as water quality and are very sensitive, especially to organic micropollutants. The results of macrophyte monitoring usually complement the data from macroinvertebrate indices and provide an early warning of developing problems. The loss of marginal habitats in rivers by channelisation and bank constraints and also variable flow conditions and substrate instability may restrict the presence of macrophytes and limit their effective use as biomonitors.

Macrophyte indices of water quality are not as developed or widely applied as macroinvertebrate indices. Caffrey (1986) has developed a method which is suitable for computer application. It involves the classification of plants into four groups A - D ranging from sensitive to most tolerant forms respectively (Table 2). Four classes of water quality are then determined ranging from Q1 (Bad) to Q5 (Good), from the relative abundance of each group of plants.

The ability of plants to bioaccumulate heavy metals from both water and substrate sources has led to their adoption as biomonitors. Although metal toxicity effects may not be detectable in a macrophyte survey, tissue metal analysis will reflect the long term ambient metal levels including intermittent pollution events. Whitton et al (1981) have listed further advantages of using macrophytes to assess heavy metals in rivers. The immobility of the plants enables a more accurate and direct assessment of discharges from point sources to be made whereas animal tissue metal levels may only reflect the input of their food source and necessitate extrapolation to the original water or sediment source. A range of species have been recommended by Whitton et al (1981) for routine use for heavy metal monitoring including algae, mosses and angiosperms which differ in their physical and chemical requirements and seasonality.

Zhang et al (1990) determined metal uptake for Cd, Cu, Pb and Zn by sediment and *Typha latifolia* tissues in samples from a rural pond and two urbanised wetlands in

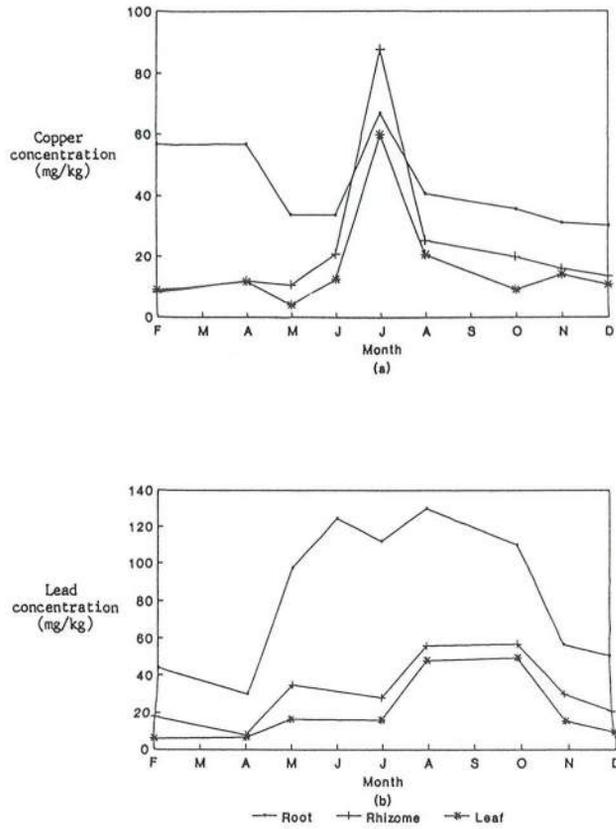
Table 2 Caffrey macrophyte index for Ireland
a) Indicator species

Sensitivity groupings	Macrophytes
GROUP A Sensitive forms	<i>Ranunculus</i> (not as below) <i>Callitriche hamalata</i>
GROUP B	<i>Ranunculus aquatilis</i> <i>Ranunculus peltatus</i> <i>Callitriche stagnalis</i> <i>Callitriche obtusangula</i>
Less sensitive forms	<i>Callitriche plarycarpa</i> <i>Chara</i> spp. <i>Fontinalis antipyretica</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton obtusifolius</i> <i>Elodea canadensis</i> <i>Hippuris vulgaris</i> <i>Apium nodiflorum</i> <i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i>
GROUP C	<i>Zannichellia palustris</i> <i>Sparganium</i> spp. <i>Callitriche hermaphroditica</i>
Tolerant forms	<i>Potamogeton crispus</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Nuphar lutea</i> <i>Lemna minor</i> <i>Lemna trisulca</i> <i>Enteromorpha</i> sp. <i>Scirpus lacustris</i> <i>Myriophyllum spicatum</i>
GROUP D Most tolerant forms (Pollution-favoured species)	<i>Potamogeton pectinatus</i> <i>Cladophora glomerata</i>

b) Index for water quality

Water Quality Class	Sensitivity grouping	Relative abundance
Q1 Bad Quality	Group A	Absent
	Group B	Absent
	Group C	Emergents sparse
	Group D	Dominant
Q2 Poor Quality	Group A	Absent
	Group B	Absent or sparse
	Group C	Abundant
	Group D	Dominant
Q3 Doubtful Quality	Group A	Absent
	Group B	Common
	Group C	Dominant
	Group D	Abundant
Q4 Fair Quality	Group A	Common
	Group B	Common or abundant
	Group C	Common
	Group D	Some algae
Q5 Good Quality	Group A	Dominant
	Group B	Abundant
	Group C	Sparse
	Group D	Absent

Source: Caffrey (1986b)



Sampling time 24/2/89 - 8/12/89

Fig.3. Changes in metal levels in *Typha* tissues for a) copper and b) lead between February and December at site 3.

northwest London receiving surface water discharges. An increase in sediment and *Typha* tissue was observed from the rural to the urban sites, with sediment to leaf ratios increasing for Pb from 4.5:1 to 44.7:1. The samples from all sites showed a progressive decrease in metal tissue levels from root to rhizome to leaf for Cd, Cu, Pb and Zn.

All metals showed temporal variability in *Typha* tissues, with peak levels of Cu and Zn in root, rhizome and leaf coinciding with the maximum growth rates in July and thus with an increase in demand for these associated plant micronutrients. (Fig. 3a). Maximum Pb levels (Fig. 3b) occurred during August to October possibly due to translocation from root tissue being augmented by atmospheric deposition as well as by increases in the permeability of the leaf during decomposition. The maximum leaf Pb levels of 46.5 - 49.5 mg/kg are similar to those recorded by Reimer (1989) in a study which also showed considerable variation in macrophyte leaf Pb uptake.

In addition to providing an assessment of metal contamination in urban aquatic systems, the results of this monitoring study suggest that the *Typha* rhizosphere provides an effective matrix which traps and filters sediment particles and associated metals.

Conclusions

A comprehensive biomonitoring programme for urban aquatic systems should ideally utilise both macroinvertebrates and macrophytes as bioindicators of pollution and environmental stress. The interpretation of hydrobiological index scores in urban receiving waters must take account of the physical impact of intermittent storm discharges and the loss of habitat from river engineering. Macrophytes are suitable in-situ bioindicators of heavy metals and organic micropollutants but the additional use of caged as well as free-living species of macroinvertebrates is recommended.

References

BMWP (Biological Monitoring Working Party). (1978) The 1978 National Testing Exercise, Dept. of the Environment Technical Memorandum No. 19.

Brooker, M P. (1984). Biological surveillance in Welsh rivers for water quality and conservation assessment. In: Pascoe, D & Edwards, R W. (Eds). *Freshwater Biological Monitoring*, Pergamon Press.

Caffrey, J M. (1986). Macrophytes as biological indicators of organic pollution in Irish rivers. In: Richardson, D H S. (Ed) *Biological Indicators of Pollution*. Dublin: Royal Irish Academy. 77-87.

Ellis, J B., Revitt, D M., Shutes, R B E and Bascombe A D. (1988). The role of invertebrate biomonitoring for water quality management within urban catchments. In: Hooghart, J C (Ed). *Hydrological Processes and Water Management in Urban Areas*. IHP/UNEWCO, Netherlands, pp. 403-412.

Haslam, S M. (1990). *River Pollution: An Ecological Perspective*. Bellhaven Press, London.

Hellawell, J M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science, London.

Moss, D., Furse, M T., Wright, J F & Armitage, P D. (1987). Prediction of macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17: 41-52.

Salanki, J & Balogh, K V. 1989). Physiological background for using freshwater mussels in monitoring copper and lead pollution. *Hydrobiologia* 188/189: 445-454.

Shutes, R B E., Ellis, J B and Revitt, D M. (1990). Ecotoxicological criteria for the assessment of episodic pollution. In: *Biological Standards for Water Quality Assessment*. Research Report 19. Urban Pollution Research Centre, Middlesex Polytechnic.

Whitton, B A., Say, P J and Wehr, J D. (1981). Use of Plants to monitor Heavy Metals in rivers. In Say, P J and Whitton, B A (Eds.) *Heavy Metals in Northern England; Environmental and Biological Aspects*. Dept. of Botany, University of Durham, 135-45.

Wright, J B., Moss, D., Armitage, P D and Furse, M T. (1984). A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14: 221-256.

Zhang, T., Ellis, J B., Revitt, D M and Shutes, R B E. (1990) Metal Uptake and associated Pollution Control by *Typha latifolia* in Urban Wetlands. In: Cooper P F and Findlater, C (Eds): *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, 451-459.

THE USE OF MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSIS FOR THE ASSESSMENT AND PREDICTION OF HEAVY METAL BIOACCUMULATION IN CAGED FRESHWATER MACROINVERTEBRATES

MULLISS R.M., ELLIS J.B., REVITT D.M., SHUTES R.B.E.
Urban Pollution Research Centre, Middlesex University, London

Abstract

Mortality levels, growth characteristics and lead, zinc, copper and cadmium tissue bioaccumulation data have been assessed for individually caged *Asellus aquaticus* (crustacea freshwater macroinvertebrates) exposed to stormwater and combined sewer overflow discharges in the Pymmes Brook, North London. These variables in addition to meteorological data have been included in a data set subjected to factor analysis. The parameters were standardised and linearised using principal component analysis and then orthogonally rotated by VARIMAX rotation.

The results indicate that a maximum of three principal components are required to explain a minimum of 89% of the variability of all parameters. Four principal statistically independent factors, which may be interpreted as being indicative of the balance of influences upon the caged organisms, are evident. Factor A relates to lead and zinc tissue concentrations and weekly precipitation volumes during convective weather conditions and may be representative of separate stormwater discharges. Factor B represents a clustering of the organism mortality, copper tissue concentration and either of the meteorological variables (weekly precipitation volume or antecedent dry period) and possibly represents the impact of combined sewer overflow discharges together with dry weather seepage. Factor C represents the most commonly occurring factor during three separate field runs and includes caged organism weight change, cadmium, lead, copper and zinc tissue concentrations and antecedent dry period. Factor D incorporates caged organism weight and copper, zinc and lead tissue concentrations.

The occurrence of many intercorrelated variables within each data set can make the use of ordinary regression techniques uncertain. A method is presented by which the formation of uncorrelated linear combinations of the original variables using principal component analysis may be used to produce a more reliable first order predictive equation. From a cluster of associated variables exposed by factor analysis, a predicted dependent variable was selected and regressed against the principal components of the remaining cluster members which represent the independent predictor element of a regression equation. Lead tissue concentrations were regressed against zinc tissue concentrations and weekly precipitation volume respectively and zinc tissue concentrations were regressed against both lead tissue concentrations and weekly precipitation volume to produce predictive first order equations. Regression on the principal components suggests that much of the variability of the dependent variable may be explained in terms of the common variability of the independent variables. A minimum of 83% and 75.5% of the respective variability in lead and zinc tissue bioaccumulation was successfully explained in these terms.

INTRODUCTION

Discharges containing heavy metals enter urban receiving waters in wet or dry weather conditions from both point and non point sources. The investigation of the impact of separate stormwater and combined sewer discharges upon caged freshwater macroinvertebrates in urban rivers is complicated by the highly intercorrelated nature of variations in the data set, reflecting the complexity of urban aquatic ecotoxicological interactions. Temporal changes in the rates of mortality and heavy metal uptake by caged organisms may make the application and interpretation of statistical analysis difficult.

Multivariate techniques such as factor analysis have been widely used in the study of air pollution where data sets may be equally noisy (Henry and Hidy 1979, Hopke 1988, Gomez and Martin 1987, Kessler et al 1992, Eder 1989 and Morandi 1991). The application of factor analysis in urban receiving water impact studies is less widespread (Bomboi et al 1990). First order compartmental models have been

commonly applied to describe the bioconcentration and bioaccumulation of aquatic contaminants (Neely 1979, Moriarty 1984, Walker 1987, and van Hattum et al 1989), yet despite the development of sophisticated models (Roberts et al 1979, Thomann 1981), the complexity of aquatic ecotoxicological interactions often requires that many initial considerations are met before such approaches may be implemented. Apriori assumptions for the implementation of factor analysis are not required.

EXPERIMENTAL METHODOLOGY AND CATCHMENT DESCRIPTION

To assess the temporal and site specific behaviour of macroinvertebrates exposed to heavy metal stress samples of *Asellus aquaticus* were collected from a semi-rural site (Grid reference 303981). Each individual was sexed, weighed and measured before being placed in a numbered spherical cage designed to house one organism. Some individuals were analysed to obtain initial concentrations of lead, zinc, copper and cadmium. Groups of twenty five single cages were placed in a large meshed plastic assembly which was securely anchored to the streambed of the Pymmes Brook at two urbanised locations in North London (Figure 1). Site 1 (Grid reference 291948) is located at the northern end of Arnos park and downstream of a surface sewer outfall. Site 2 (Grid reference 294932) is situated 500m downstream of Site 1 and 300m downstream of a combined sewer outfall which discharges during wet and dry weather conditions. The sites are separated by a road and stormwater runoff enters the stream from a nearby railway line.

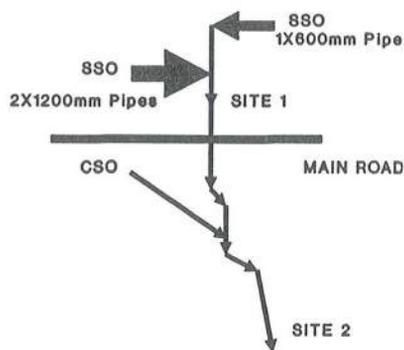


Figure 1 : Location of sampling sites on the Pymmes Brook

The cages were visited at weekly intervals and mortality levels assessed. When possible, five live macroinvertebrate samples were removed and the specimens were reweighed and analysed for copper, lead, zinc and cadmium total tissue concentrations to assess the sub-lethal impact of heavy metal uptake. Specimens were killed by freezing at -15°C and stored frozen. Metals adsorbed to the body surface were removed by washing with 1M HNO_3 . The dried and reweighed organisms were digested in excess concentrated nitric acid at a temperature of 50°C and analysed using both flame and non-flame atomic absorption spectrophotometric techniques.

APPLICATION OF FACTOR ANALYSIS

Factor Analysis (FA) identifies recurring and independent modes of variation within a noisy set of data enabling meaningful and descriptive conclusions to be made. Differences between sites may be interpreted in terms of the factors or principal components.

The basic assumption of factor analysis is that underlying dimensions or factors can be extracted and used to explain complex phenomena. Estimates of the initial factors are obtained using Principal Component Analysis (PCA). The technique replaces, by means of orthogonal transformations, a set of intercorrelated variables with a set of uncorrelated variables which are linear combinations of the original variables. From the product of each eigenvector and the square root of the associated eigenvalue, principal component loadings may be obtained. These loadings represent the correlations between the component and variable with the square of the component loading indicating the total variance on a variable explained by a component.

The first principal component is that linear combination of variables which accounts for the largest amount of total variance in the original variables. The second principal component is the linear

combination that accounts for the next largest amount of variance in the data set not already accounted for by the first principal component. Successive components explain progressively smaller proportions of the total sample variance and are represented by decreasing eigenvalues. All principal components are statistically independent of each other and represent differing influences or factors upon the data set.

VARIMAX rotation of the eigenvector matrix minimizes the number of variables that have high loadings on a principal component or factor and assists in the interpretation of the factor matrix. From a variable group exhibiting high loadings (or correlations) with a factor, a predicted dependent variable is selected and regressed against the principal components of the remaining group variables which represent the independent predictor element of the regression equation.

Henry et al (1979) have reported increased numerical stability due to the elimination of unstable regression coefficients when using this approach compared to traditional multiple regression techniques, applied to air quality data. Because the principal components are mathematically independent the isolation of a variable cluster reduces the number of variables to those which explain most of the variability in the dependent variable. Eigenvectors with small eigenvalues may also be used to determine the exact nature of intercorrelations in the data set.

METAL BIOACCUMULATION BY INDIVIDUALLY CAGED ASELLIDS

At sites 1 and 2 temporal elevations in metal tissue concentrations were apparent, however patterns of heavy metal bioaccumulation varied for each field trial. Copper and zinc exhibited a similar pattern of bioaccumulation during the third field trial which was not repeated during the first and second field trials. Tissue concentrations of copper and zinc are similar by the 26th day of the second field trial (308 ug/g and 303 ug/g respectively) but during the first field trial copper tissue concentrations remain consistently

higher than zinc tissue concentrations. Final total tissue burdens for lead, copper, zinc and cadmium expressed as a ratio of the initial body burdens observed on day one of each field trial and the final total tissue concentrations for individually caged asellids are listed in Table 1. The ratio's for lead uptake exhibit the largest range of values, with values being consistently higher at the outfall site (Site 1).

Table 1 : Heavy metal body uptake burden ratio's at the end compared to the beginning of the field trials at sites 1 and 2 and final total metal tissue concentrations for individually caged asellids.

Field Trial	Site	Metal							
		Lead		Zinc		Cadmium		Copper	
		U.R.	F.C.	U.R.	F.C.	U.R.	F.C.	U.R.	F.C.
A (48)	1	11.6	128	2.88	219	2.11	3.6	2.03	272
A (48)	2	10.8	119	4.25	336	2	3.2	3.26	503
B (26)	1	5.82	26.2	2.28	303	2.71	4.8	2.51	308
B (26)	2	5.66	25.3	2.28	303	1.98	3.5	2.48	307
C (48)	1	4.52	62	3.05	310	3.26	7.8	2.15	302
C (48)	2	3.65	50	2.81	286	3.26	7.8	2.29	320

A,B,C Represents the first, second and third field trials respectively.

Parentheses denote the duration of each field trial (in days).

U.R. denotes body uptake burden ratio

F.C. denotes final total tissue concentration (ug/g d.w)

STATISTICAL ANALYSIS OF THE DATA SETS

Data from individually caged asellids obtained from the three separate field trials (April to November 1991) were subjected to factor analysis using the Statistical Package for Social Scientists (SPSS) version 2.0. The eight variables selected for further interpretation included caged organism weight change, mortality, and lead, cadmium, copper and zinc total tissue concentrations, weekly precipitation volume and the weekly number of dry days (ADP). It was found that a maximum of three principal components (PCs) were required to explain a minimum of 89% of the variability from eight intercorrelated variables. These first three PC's are retained, the remaining five components being regarded as noise. Rotation of

the factor matrix redistributes the explained variance for the individual components and alters the percentage of variance accounted for by each of the principal components. Estimates of communality, the proportion of variance explained by the retained components for a variable are shown in Table 2. The high communality values obtained suggest that the three retained factors satisfactorily explain significant amounts of the variation associated with a variable. Table 3 shows the orthogonally rotated factor loadings and rotated eigenvalues obtained for the two sites from three field trials. Orthogonal rotation makes the distribution of the variance explained over the individual components more uniform for the rotated eigenvalues in comparison to the unrotated eigenvalues. From the rotated factor loadings four significant factors have been identified.

Table 2 : Estimates of Communality

Communality Estimates						
	Field Trial 1		Field Trial 2		Field Trial 3	
Variable	Site 1	Site 2	Site 1	Site 2	Site 1	Site 2
Organism Weight	0.976	0.907	0.912	0.85	0.991	0.947
Zinc	0.916	0.899	0.990	0.886	0.955	0.922
Lead	0.972	0.95	0.988	0.963	0.849	0.94
Copper	0.93	0.963	0.864	0.995	0.942	0.967
Cadmium	0.974	0.643	0.997	0.954	0.857	0.973
Mortality	0.932	0.925	0.98	0.97	0.852	0.992
PPTN	0.942	0.92	0.981	0.994	0.842	0.959
ADP	0.92	0.916	0.999	0.984	0.953	0.897

PPTN : Weekly Total Precipitation Volume

ADP : Antecedent Dry Period

Table 3 : VARIMAX Rotated Factor Eigenvalues and Loading Matrix

Field trial One variables	Factors and Eigenvalues Site 1			Factors and Eigenvalues Site 2		
	F 1 3.11 (38.9)	F 2 2.74 (73.2)	F 3 1.71 (94.5)	F 1 2.85 (35.6)	F 2 2.64 (68.6)	F 3 1.63 (89.0)
Organism Weight	0.055	0.983	-0.077	-0.225	-0.887	0.263
Zinc	0.860	0.400	0.130	0.890	0.215	0.241
Cadmium	-0.100	0.982	-0.018	0.248	0.317	0.694
Copper	-0.042	0.631	0.729	0.976	-0.096	-0.003
Lead	0.947	0.061	0.265	0.911	-0.065	0.339
Mortality	0.283	-0.192	0.903	-0.365	0.867	0.202
PPTN	0.802	-0.259	0.481	0.066	0.952	0.101
A.D.P.	-0.856	0.381	0.209	-0.155	-0.186	0.926
Field trial 2 variables	Factors and Eigenvalues Site 1			Factors and Eigenvalues Site 2		
	F 1 4.1 (51.3)	F 2 2.1 (77.6)	F 3 1.5 (96.4)	F 1 3.19 (39.8)	F 2 3.02 (77.6)	F 3 1.38 (94.9)
Organism Weight	0.910	-0.281	0.068	0.054	0.905	-0.169
Zinc	0.586	0.797	-0.104	0.380	0.845	0.164
Cadmium	0.972	0.213	-0.087	0.904	0.085	-0.362
Copper	0.829	0.080	0.413	0.927	0.262	0.259
Lead	0.761	0.630	0.104	0.747	0.636	0.018
Mortality	0.072	-0.112	0.981	0.100	-0.028	0.979
PPTN	-0.235	0.960	-0.075	-0.040	0.996	-0.016
A.D.P.	0.813	0.082	0.576	0.895	-0.126	0.410
Field trial 3 variables	Factors and Eigenvalues Site 1			Factors and Eigenvalues Site 2		
	F 1 2.99 (37.4)	F 2 2.41 (67.5)	F 3 1.84 (90.5)	F 1 2.74 (34.3)	F 2 2.54 (66.1)	F 3 2.32 (95.1)
Organism Weight	0.008	0.993	0.072	0.506	0.039	0.830
Zinc	0.656	0.708	-0.150	0.311	0.360	0.834
Cadmium	0.888	0.136	0.223	0.848	0.205	0.461
Copper	0.633	0.735	-0.028	0.550	0.504	0.641
Lead	0.724	0.556	-0.128	0.785	0.398	0.407
Mortality	0.598	0.206	0.673	0.197	0.956	0.200
PPTN	0.701	0.023	0.592	-0.108	0.957	0.175
A.D.P.	0.047	0.111	-0.969	0.837	-0.354	0.268

PPTN : Weekly total precipitation volume. ADP : Antecedent dry period. 2.99 : Eigenvalue
 Parentheses denote the cumulative percentage of variance explained by successive eigenvalue.

Factor A is present during the first and second field trials which extend from April to August 1991 and are characterised by the occurrence of similar convective precipitation events. Lead and zinc total tissue concentrations in caged organisms and total weekly precipitation volume are the principal variables associated with this factor, which may be identified as representing the impact of separate stormwater discharges. Table 4 shows an expression for the factor in terms of the standardised loadings. The factor loadings reflect the impact of different convective storms upon the two different sites. The storm occurring on day 6 of the second field trial was of sufficient intensity (2.62 mm/hr) and volume to cause similar impacts at the stormwater outfall site (site 1) and at site 2 downstream. However, at neither site does factor A represent the component explaining the greatest single amount of variation in the data for the second field trial. During the first field trial, factor A explains the single largest amount of variation in the data at the outfall site. The representation of the factor loadings in Table 4 suggests that ADP is more influential during the first field trial. Factor A does not emerge at site 2 during the first field trial or during the third field trial.

Factor B occurs during each of the three field trials at both sites and links caged organism mortality, total copper tissue concentration and either weekly precipitation volume or ADP (Table 4). It is suggested that this second factor is representative of the impact of organic copper complexes present due to the dry weather seepage of sewage as well as to combined sewer overflow (CSO) discharges. Caged organisms are thought to have increased susceptibility to such toxic complexes (Stiff 1971) and being caged they are less able to feed selectively in comparison to free living asellids. Additionally, the individually caged asellids are held above the substrate of the brook, with the cage acting as a trap for fine organic particles present within the water column.

Factor C links the variables of caged organism weight, ADP and the total tissue concentrations of cadmium, zinc, copper and lead. It is apparent from Table 4 that the variable factor loadings differ although cadmium exhibits a consistently high degree of correlation with factor C during each of the field trials. The same can be said for lead, although this metal exhibits no positive relationships during the first

field trial at site 1. The association between factor C and ADP suggests that this factor becomes more important under conditions of low flow. Caged organism weight change is more strongly associated with factor C at the outfall site (site 1). It is suggested that factor C is representative of the increased hydrologic stability occurring during dry weather flow conditions and reflects the increased pollutant loadings that caged organisms are exposed to when placed at outfall sites.

Factor D occurs during the third field trial and only incorporates caged organism weight change and total tissue concentrations of copper, zinc and lead. Table 4 shows that copper and zinc are more closely associated with this factor than lead. Factors D and C show similarities in terms of their dependence on organism weight change, and copper, lead and zinc tissue concentrations, however the occurrence of both factors during the third field trial indicates that they are statistically independent of each other.

Table 4 : Factors Expressed in Terms of the Standardised Loadings

Factor A

$$\text{FT1 Site 1 F1} = 0.947\text{Pb} + 0.86\text{Zn} + 0.802\text{PPTN} - 0.856\text{ADP}$$

$$\text{FT2 Site 1 F2} = 0.96\text{PPTN} + 0.797\text{Zn} + 0.63\text{Pb}$$

$$\text{FT2 Site 2 F2} = 0.996\text{PPTN} + 0.845\text{Zn} + 0.636\text{Pb}$$

Factor B

$$\text{FT1 Site 1 F3} = 0.903\text{M} + 0.481\text{PPTN} + 0.729\text{Cu}$$

$$\text{FT2 Site 1 F3} = 0.981\text{M} + 0.576\text{ADP} + 0.413\text{Cu}$$

$$\text{FT2 Site 2 F3} = 0.979\text{M} + 0.410\text{ADP} + 0.259\text{Cu}$$

$$\text{FT3 Site 2 F2} = 0.956\text{M} + 0.957\text{PPTN} + 0.504\text{Cu}$$

Factor C

$$\text{FT2 Site 1 F1} = 0.97\text{Cd} + 0.91\text{WT} + 0.83\text{Cu} + 0.76\text{Pb} + 0.59\text{Zn} + 0.813\text{ADP}$$

$$\text{FT2 Site 2 F1} = 0.927\text{Cu} + 0.904\text{Cd} + 0.747\text{Pb} + 0.38\text{Zn} + 0.895\text{ADP}$$

$$\text{FT3 Site 2 F1} = 0.848\text{Cd} + 0.785\text{Pb} + 0.55\text{Cu} + 0.506\text{WT} + 0.311\text{Zn} + 0.837\text{ADP}$$

$$\text{FT1 Site 1 F2} = 0.982\text{Cd} + 0.983\text{WT} + 0.63\text{Cu} + 0.4\text{Zn} + 0.381\text{ADP}$$

Factor D

$$\text{FT3 Site 1 F2} = 0.735\text{Cu} + 0.708\text{Zn} + 0.556\text{Pb} + 0.993\text{WT}$$

$$\text{FT3 Site 2 F3} = 0.834\text{Zn} + 0.641\text{Cu} + 0.407\text{Pb} + 0.83\text{WT}$$

FT Denotes the Field Trial

F Denotes the Factor

REGRESSION ON THE PRINCIPAL COMPONENTS

First order empirical equations calculated for lead and zinc total tissue concentrations from the remaining members of the variable cluster denoted by factor A are presented in Table 5. The form of the regression equations can be seen to vary for each field trial and for each site, but since the principal components are independent, the size of the regression coefficients approximately indicates the importance of each PC in explaining the variability of the dependent variable. During the first field trial the first principal component explains most of the variability for zinc (Eqn 1) and lead (Eqn 2). Examination of the equations for the principal components suggests that p_1 is high when both precipitation and lead uptake are high, with these two variables thus explaining the majority of variation in zinc bioaccumulation. The first principal component in equation 2 is high when both precipitation and zinc uptake are high suggesting that most of the variation in lead bioaccumulation may be explained by the interaction of both variables. The results suggest that the dry antecedent period is of limited importance in explaining the variability of zinc and lead uptake. Figure 2 illustrates the results of predicted lead and zinc values compared with those measured during the first field trial.

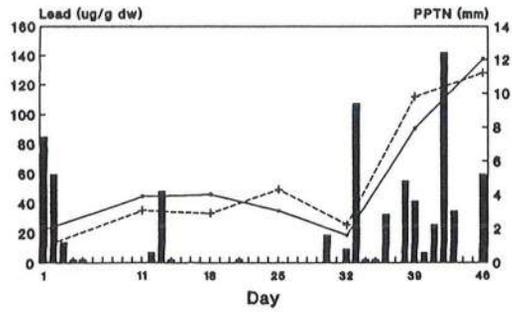
Table 5 : First order empirical equations calculated for lead and zinc total tissue concentrations from the variable cluster denoted by factor A.

Field Run 1 : Outfall Site (Site 1)	
Zinc = 127 + 33.1 p_1 + 11.7 p_2 - 17.8 p_3	$R^2 = 75.5\%$ (Eqn 1)
Lead = 56.1 - 43.1 p_1 - 2.42 p_2 + 2.69 p_3	$R^2 = 90.4\%$ (Eqn 2)
Field Run 2 : Outfall Site (Site 1)	
Zinc = 421 + 146 p_1 + 113 p_2	$R^2 = 91.8\%$ (Eqn 3)
Lead = 20.1 + 11.0 p_1 - 3.9 p_2	$R^2 = 89.1\%$ (Eqn 4)
Field Run 2 : Downstream Site (Site 2)	
Zinc = 240 + 111 p_1 + 41.6 p_2	$R^2 = 89\%$ (Eqn 5)
Lead = 18.4 + 6.6 p_1 + 3.8 p_2	$R^2 = 83.2\%$ (Eqn 6)

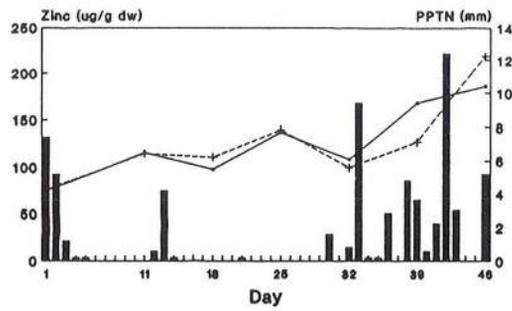
p_1, p_2, p_3 denote the first, second and third principal component respectively.

Zinc denotes zinc total tissue concentration.

Lead denotes lead total tissue concentration.



Lead (field run 1 site 1).



Zinc (field run 1 site 1).

Key

- - - Measured metal concentration

___ Predicted metal concentration

■ Precipitation

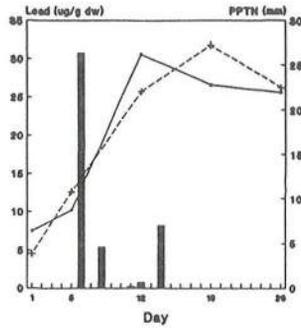
Figure 2 : Comparison of the predicted and measured lead and zinc total tissue concentrations obtained from the first field trial.

The storm which occurred during the second field trial was of sufficient size to have a definable impact downstream at site 2. For lead and zinc at both sites (Eqn's 3,4,5,6) the first principal component explains the larger amount of variation and reflects the joint interaction of precipitation and zinc and lead respectively. Figure 3 compares the measured and predicted lead and zinc values for the second field trial.

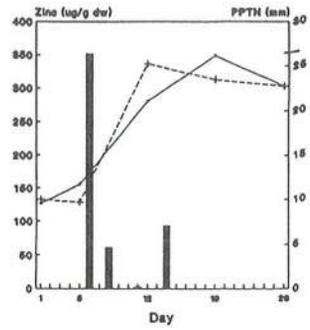
The strong association between lead and zinc uptake may indicate that the caged organisms are accumulating the metals from the same source, possibly fine organic sediments, however equations 1, 2, 3 and 4 (Table 5) indicate that principal components other than the first are more influential on zinc rather than lead bioaccumulation at site 1 during both field trials. It is suggested that zinc bioaccumulation occurs from a wider variety of sources in comparison to lead bioaccumulation. Differences in the predicted and measured values reflect differences in the dynamics of lead and zinc tissue bioaccumulation, the chemical properties of each metal and the physiological responses initiated by the caged organisms.

CONCLUSIONS

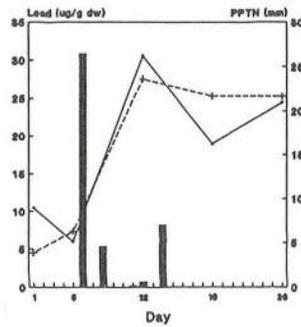
The results in this paper suggest that the factor analysis multivariate approach is a useful tool in the interpretation of highly intercorrelated sets of ecotoxicological field data. Four statistically independent factors have been identified which exhibit significant levels of association with the measured field parameters. Much of the variability within lead and zinc tissue uptake under storm conditions is explainable in terms of the independent variables suggesting similar sources of uptake for both lead and zinc. The variability that remains unexplained may reflect differences in chemical behaviour of each metal and the physiological responses of caged asellids to lead and zinc.



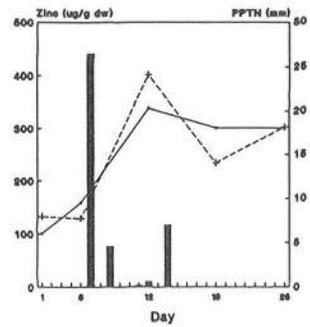
Lead (field run 2 site 1).



Zinc (field run 2 site 1).



Lead (field run 2 site 2).



Zinc (field run 2 site 2).

Key

- - - Measured metal concentration

— Predicted metal concentration

■ Precipitation

Figure 3 : Comparison of the predicted and measured lead and zinc total tissue concentrations obtained from the second field trial.

REFERENCES

- BOMBOI MT, HERNANDEZ A, MARINO F, & HONTORIA E (1990) Application of multivariate analysis for characterisation of organic compounds from urban runoff. *The Science of the Total Environment*, **93** pp 523-536.
- EDER BK (1989) A principal component analysis of SO₄²⁻ precipitation concentrations over the eastern united states. *Atmospheric Environment* **23** No.12 pp 2739-2750.
- GOMEZ ML & MARTIN MC (1987) Application of cluster analysis to identify sources of airborne particles. *Atmospheric Environment*, **21**, No7 pp 1521-1527
- van HATTUM B, de VOOGT P, van den BOSCH L, van STRAALLEN NM & JOOSSE ENG (1989) Bioaccumulation of cadmium by the freshwater isopod *Asellus aquaticus* (L.) from aqueous and dietary sources. *Environ. Pollut.* pp 129-151.
- HENRY RC & HIDY GM (1979) Multivariate analysis of particulate sulphate and other air quality variables by principal components-part 1. Annual data from Los Angeles and New York. *Atmospheric Environment*, **13**, pp 1581-1596.
- HOPKE PK (1988) Target transformation factor analysis as an aerosol mass apportionment method: a review and sensitivity study. *Atmospheric Environment* **22** No.9 pp 1777-1792.
- KESSLER CJ, PORTER TH, FIRTH D, SAGER TW & HEMPHILL MW. (1992) Factor analysis of trends in texas acidic deposition. *Atmospheric Environment*, **26A** No.6 pp 1137-1147.
- MORANDI MT (1991) Comparison of two multivariate modelling approaches for the source apportionment of inhalable particulate matter in Newark, NJ. *Atmospheric Environment*, **25A** No. 5/6 pp 927-937.
- MORIARTY F (1984) Persistent contaminants, compartmental models and concentration along food chains. *Ecological Bulletins*, **36**, pp 35-45.
- NEELY WB (1979) Estimating rate constants for the uptake and clearance of chemicals by fish. *Environ. Sci. Technol.*, **13**, pp 1506-1510.
- THOMANN RV & MUELLER JA *Principles of surface water quality modelling and control*. Harper & Row. New York. 1987.
- WALKER CH (1987) Kinetic models for predicting bioaccumulation of pollutants in ecosystems. *Environ. Pollut.*, **44**, pp 227-240.

IMPACT DES REJETS DE TEMPS DE PLUIE EN SEINE : QUELQUES RÉSULTATS TIRÉS DE LA CAMPAGNE DE L'ÉTÉ 1991 DU GROUPE « ORAGES » DU PIREN-SEINE

MOUCHEL J.M.
CERGRENE, Noisy-le-Grand

I. Introduction

Les rejets urbains de temps de pluie défrayent épisodiquement la chronique depuis plusieurs années, depuis en fait, que les rejets de temps sec ont été suffisamment limités pour que l'intérêt du public puisse se reporter sur les situations exceptionnelles de fortes précipitations qui ne sont pas encore maîtrisées. En Seine, en particulier, on relève de fortes mortalités piscicoles tous les deux ans environ dans et à l'aval de l'agglomération parisienne, et des effets moindres mais néanmoins significatifs (mortalités localisées, poissons venant respirer à la surface...) après des pluies de moindre importance.

Le souci qu'ont diverses institutions (Agences de l'eau, Syndicats communaux, Services techniques de l'état...) de réduire ces nuisances a contribué à la mise en place de premières campagnes de mesure destinées à évaluer l'impact réel de ces rejets, à comprendre les processus biologiques et physico-chimiques qui contribuent à la dégradation de la qualité des eaux dans de telles situations exceptionnelles, et finalement à évaluer différents choix en matière de traitement ou de limitation de ces rejets. Des campagnes d'envergure sont en cours de réalisation dans plusieurs pays d'Europe (Angleterre, Allemagne, France...) en complément d'autres travaux visant à la caractérisation biologique, physique et chimique des eaux déversées. Les précurseurs en Europe ont été les danois (Hvitved-Jacobsen, 1982).

Le programme PIREN-Seine comporte un groupe de travail intitulé "Orages" qui cherche à analyser le comportement de la Seine en période d'étiage, en réponse aux perturbations que sont les rejets de temps de pluie de l'agglomération parisienne.

II. Que peut-il se passer a priori ?

A. Le réseau

Le réseau d'assainissement parisien est essentiellement unitaire, seules les régions périphériques, nouvellement construites, ont été équipées en réseau séparatif. Cette structuration se retrouve dans de nombreuses villes de France (Kovacs 1988). Le réseau parisien a initialement été conçu pour alimenter les champs d'épandage puis la station d'Achères qui traite aujourd'hui de l'ordre de $24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (SIAAP, 1990) ; les eaux sont acheminées vers la station par quatre émissaires, un cinquième étant actuellement en construction. Les points de surverse en Seine en période de pluie sont donc principalement rassemblés à proximité des points de départ des émissaires vers lesquels sont habituellement drainées les eaux de temps sec. Ainsi, les rejets d'orage de Clichy et La Briche peuvent contribuer pour le tiers ou la moitié, selon les pluies, de l'ensemble des rejets de temps de pluie de l'agglomération (Dégardin 1991, El Khaoudari 1992) en ce qui concerne le tonnage de suspensions évacué vers le milieu. Les volumes d'eau et tonnages de pollution rejetés peuvent être très importants : Dégardin (1991), à l'aide du modèle FLUPOL (Bujon, 1988, Bujon et Herremans, 1990) évalue à 8.10^6 m^3 le volume déversé

lors d'une pluie décennale de projet et à 110 et 2200 les tonnages de DBO_5 et MES déversés. Ceci correspond au volume d'eau normalement transité en Seine à l'étiage en 22 heures, et aux flux de MES et de DBO_5 transités en 76 et 340 heures au pont d'Austerlitz (station de l'inventaire de qualité 81000, DBO_5 moyenne à l'étiage de l'ordre de 4 mg.l^{-1} , MES moyennes à l'étiage de l'ordre de 18 mg.l^{-1}). Pour la pluie du 25 Septembre 1991 (la pluie la plus forte de l'été qui fut globalement assez peu arrosé), El Khaoudari (1992) obtient 390 tonnes de MES et 120 tonnes de DBO_5 , probablement en raison d'une contribution plus importante des eaux usées au débordement.

B. La Seine

La Seine est une rivière chenalisée, navigable en région parisienne pour des bateaux d'un tirant d'eau de 4 mètres. A l'étiage, son débit est régulé par des barrages-réservoir de grande capacité, utilisés également pour l'écrêtement des crues de printemps. En conséquence, le débit de la Seine ne descend que très rarement en dessous de $85 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et reste globalement régulé autour de $100 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ à l'étiage. A un tel débit, l'écoulement est très lent avec des vitesses moyennes de l'ordre de 0.1 m.s^{-1} et des lignes d'eau presque horizontales, la Seine se comportant comme une succession de plans d'eau séparés par des barrages.

C. Les impacts potentiels

Il est maintenant reconnu que la pollution apportée par les rejets de temps de pluie est fortement associée aux suspensions (de l'ordre de 90% de la DBO_5 , 85% des hydrocarbures et plus de 95% du Plomb, Bachoc et al., 1991) en réseau unitaire comme en réseau séparatif. De surcroît, ces suspensions ont des granulométries et des vitesses de décantation élevées (Bachoc et al., 1991). Ces résultats sont confirmés dans le cas du réseau unitaire de Paris par les résultats des essais de décantation entrepris au CRITER (CRITER, 1990) qui montrent des rendements de décantation pour des eaux déversées de 66% en moyenne pour les MES pour des durées de décantation de 30 minutes ou 2 heures, les deux durées ne donnant pas de résultats significativement différents. Un des premiers problèmes à résoudre pour évaluer l'impact des rejets sera donc de comprendre et quantifier les processus de sédimentation et resuspension des matières particulaires dans la Seine ; en effet, les suspensions sont à la fois vecteurs de pollution est source de pollution par dégradation des fonds et des berges après déposition. La vitesse de l'eau étant très faible dans la Seine, les contraintes de cisaillement au fond (nous avons choisi arbitrairement un coefficient de Strickler de 40 pour calculer la perte linéaire d'énergie dans la Seine) sont inférieures à 0.1 N.m^{-2} . Selon le type de substrat cohésif, de tels taux de cisaillement pourront ou non engendrer une remise en suspension ; comme le comportement hydrodynamique des suspensions de réseau déposées est très mal connu, le problème est concrètement posé mais non résolu aujourd'hui. En outre, la navigation peut fortement perturber le champ des vitesses et provoquer des resuspensions.

Une fois résolu problème du transport des suspensions, il est important de connaître les vitesses de consommation d'oxygène en fonction des différents paramètres susceptibles de varier significativement dans les quelques jours qui suivent les rejets. Il s'agit donc de caractériser la dégradabilité des matières organiques. Cette dégradabilité va très certainement évoluer au cours du temps, les matières le plus facilement dégradables étant rapidement dégradées, sera très probablement liée à la décantabilité de la DBO , et pourra dépendre du type de bactéries présent et à l'évolution de leurs populations après le rejet (bactéries de la Seine ou bactéries du réseau). En outre, étant donnée la quantité de matières organiques contenue dans les suspensions, la consommation d'oxygène dans les matières déposées va rapidement conduire à une

situation d'anoxie dans laquelle les cinétiques de décomposition seront encore modifiées. L'école danoise accorde une très grande importance à la consommation retardée d'oxygène dissous, liée à la sédimentation d'une partie importante de la DBO ; les rivières danoises ayant une morphologie très particulière (quelques dizaines de kilomètres de long, un débit et une pente faibles) il est important de vérifier si les idées qu'elle professe peuvent être transposées à des rivières de plus grande taille comme la Seine. Le rôle de l'ammonium dans la consommation d'oxygène devrait également ne pas être négligé dans la mesure où la pollution azotée des rejets urbains de temps de pluie est moins liée aux suspensions que les autres type de pollution et se prendra donc une place plus importante dans la colonne d'eau. Les processus de dégradation des matières déposées conduiront également à une ammonification de l'azote organique qu'elles contiennent, l'ammonium diffusant ensuite vers la colonne d'eau.

Le schéma conceptuel décrit ci-dessus est encore incomplet car deux types importants de pollution sont encore manquants : les micropolluants et la pollution pathogène. Le schéma ne devra pas être significativement modifié en ce qui concerne le devenir de nombreux micropolluants. En effet beaucoup d'entre eux sont associés aux suspensions dans le réseau, les métaux par exemple comme l'ont montré Bachoc et al. (1991), Chebbo (1992) et Flores-Rodriguez (1992) et les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polyinsaturés) ou les PCB (Poly-Chloro-Biphenyls) comme en témoignent leurs coefficients de distribution entre suspensions et phase aqueuse dans la plupart des milieux aquatiques (Herrmann, 1981). Ils vont donc être soumis aux mêmes processus d'érosion et de déposition mais également aux processus de décomposition, soit sous la forme d'une décomposition directe du produit (certains micropolluants organiques), soit sous la forme d'une décomposition de leur support organique. Il pourra s'en suivre une remobilisation de ces polluants vers la colonne d'eau et/ou la chaîne trophique.

Le devenir de la pollution pathogène est plus difficile à appréhender a priori, et relativement peu de données existent sur les quantités de germes pathogènes apportées par les rejets urbains de temps de pluie. Un effort de quantification à la source est certainement nécessaire avant le lancement d'études approfondies du devenir de ces espèces.

C'est cette description a priori qui nous a guidé dans la définition des campagnes de mesures entreprises sur la Seine dans le cadre du PIREN-Seine. Elles ont porté sur les problèmes d'oxygénation, de concentrations d'ammonium, de transport des suspensions et de devenir des micropolluants.

III. La campagne 1991 du groupe Orages du PIREN-Seine

Les différentes opérations que nous avons choisi de mener à bien sont (figure 1) : un suivi des concentrations d'oxygène en deux points à l'aval de Paris, mais à l'amont des rejets d'Achères, le suivi des concentrations d'ammonium (et de phosphates en ces deux mêmes points), le suivi des concentrations de métaux, d'HAP et de PCB dans les suspensions de la Seine après les rejets en ces deux mêmes points, l'évaluation de la taille et de la vitesse de chute des suspensions dans la Seine. En outre, quelques expériences de suivi de mélanges d'eau de rejet et d'eau de Seine au laboratoire ont été entreprises et doivent être poursuivies, et l'accumulation des métaux lourds dans deux types d'organismes communs en Seine (*Dreissena Polymorpha* et *Azellus Aquaticus*) a été suivie. La figure 1 indique la position des stations de mesure ainsi que les principaux rejets de temps de pluie de l'agglomération. La station de Samois est une référence peu polluée (par rapport à l'aval de Paris), les stations de Suresnes et Chatou permettent de distinguer l'impact des rejets intermédiaires dont Clichy et La Briche. Entre ces deux stations

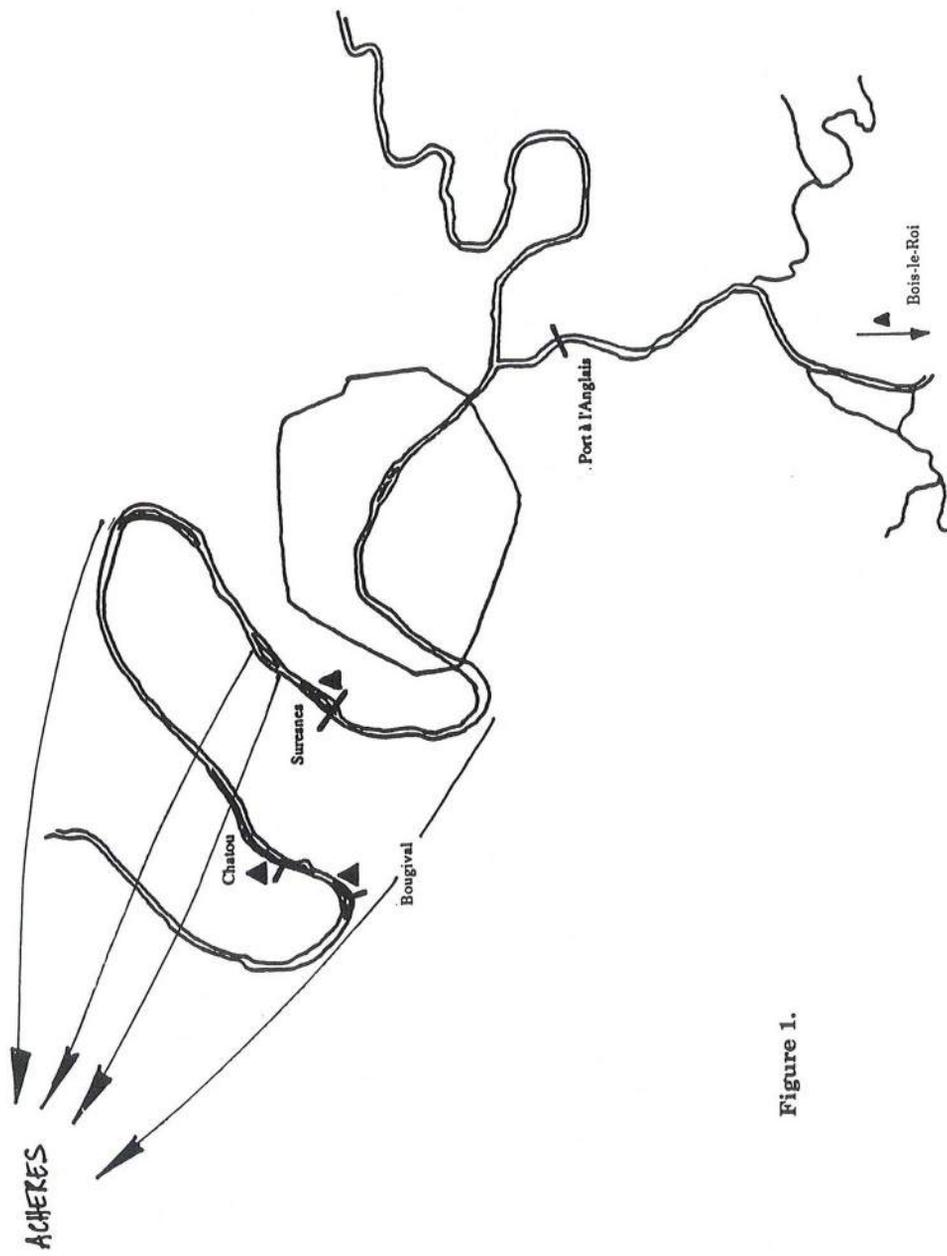


Figure 1.

Figure 1 : Position des stations de mesure utilisées au cours de la campagne 1991 du groupe "Orages" du PIREN-Seine

existent plusieurs autres points d'apport dont le rejet de la station d'épuration de Colombes et une partie des surverses d'orage du département des Hauts-de-Seine, mais ces dernières sont moins importantes que celles de Clichy et de La Briche.

Tableau I : Surverse à Clichy au cours de l'été 1991, d'après Paffoni, 1992.

Date	Durée	Début-Fin	Volume (m ³)	Débit moyen (m ³ .s ⁻¹)	Débit maximum (m ³ .s ⁻¹)	Débit de la Seine (m ³ .s ⁻¹)	DBO ₅ (T)
06/06/91	3h30	8h10-11h40	75000	6	10.8	87	-
07/06/91	3h	10h20-13h00	63000	5.8	6.6	102	-
19/06/91	4h30	13h30-18h00	70000	4.3	5.4	110	-
20/06/91	6h	15h30-21h30	58000	2.7	6.6	134	-
27/06/91	1h		17000	4.8	4.8	124	-
02/07/91	4h		76400	5.3	9.0	118	-
24/07/91	1h30	8h00-9h30	39000	7.3	8.1	≈ 100	3.2
25/07/91	5h	17h20-22h20	115000	6.4	11.7	107	8.2
30/07/91	4h	18h30-22h30	137000	9.5	15.9	101	9.4
08/08/91	5h	5h15-14h00*	105000	5.8	8.5	132	5.4
01/09/91	2h30	18h30-21h00	29000	3.2	6.0	91	2.6
25/09/91	5h30	16h30-22h00	315000	15.9	35.6	102	29.9
26/09/91	5h30	19h30-1h00	135000	6.9	7.8	128	-
11/10/91	2h20	19h50-22h10	90000	10.7	16	128	7.7
19/10/91	4h30	16h00-20h30	70000	4.3	7.8	124	8.1

* : Déversement en deux vagues successives, de 5h15 à 6h30 puis de 10h15 à 14h00.

Dans la suite, nous présentons les résultats obtenus pour l'oxygène dissous et l'ammonium. Des résultats plus complets peuvent être trouvés dans les rapports annuels du PIREN-Seine et différentes publications liées à ces travaux (PIREN-Seine 1991a., PIREN-Seine 1991b, Fraboulet 1992, Estèbe 1992, Bourdier 1992).

IV. Impacts en Seine en termes de concentrations d'oxygène dissous et d'ammonium

A. Impacts des facteurs météorologiques, en dehors de la pluie.

1. Belles journées et tristes journées

Des variations nyctémérales apparaissent très clairement dans la série des données, avec une croissance des concentrations au cours de la journée et une décroissance au cours de la nuit. L'intensité de ces fluctuations (globalement plus importante à Chatou qu'à Suresnes) est très variable puisqu'elle peut atteindre 4 mg/l le 19 ou le 31 Août 1991 par exemple à Chatou et reste de l'ordre de ou inférieure à 1 mg/l seulement au cours du mois d'Octobre. De toute évidence, l'origine de ces fluctuations est

la photosynthèse ; parmi tous les paramètres biologiques et physiques susceptibles d'influer (quantité et qualité du phytoplancton présent, intensité du rayonnement solaire, transparence de l'eau, température...) le rayonnement solaire semble le plus important. Il contrôle directement la photosynthèse et indirectement la quantité de phytoplancton et la température. Les données d'irradiance solaire totale (directe et indirecte), en $J.m^{-2}$, fournies par la Météorologie Nationale aux stations de Montsouris et de Trappes, montrent qu'il existe durant les périodes en moyenne les plus éclairées (au cours des mois de Juillet et Août) un facteur de l'ordre de 6 entre les journées les plus ensoleillées et les journées les plus sombres. L'importance des fluctuations de l'irradiance d'un jour à l'autre contribue grandement au rôle de facteur de contrôle joué par ce paramètre. A l'échelle de la journée, les fluctuations de pression ou de température (et donc de concentration à saturation de l'oxygène dissous) sont beaucoup trop faibles pour avoir une quelconque influence significative ; par contre, à plus grande échelle de temps, la température aura une influence considérable puisqu'elle modifie à la fois la concentration d'oxygène à saturation et l'activité biologique du phytoplancton et des bactéries.

Les éléments d'observation résumés ci-dessus démontrent l'existence de différences importantes entre les jours ensoleillés et les journées de mauvais temps (voire les journées pluvieuses) en dehors de tout effet direct des rejets du réseau d'assainissement. On devra bien entendu tenir compte de ces différences lorsqu'il sera question d'évaluer l'impact des rejets de temps de pluie.

2. Existence d'une stratification nycthémerale

On note souvent des oscillations importantes des concentrations en oxygène au moment du maximum de concentration en fin d'après-midi. Ces fluctuations sont précisément synchrones avec des fluctuations de température. Les figures 2 et 3 montrent les évolutions de température et de concentration en oxygène dissous à Chatou du 27 au 30 Juillet. On y observe que les oscillations sont les plus importantes au cours de la montée en température le 29 Juillet, alors que les re-descentes sont plus lisses. La journée du 28 Juillet, moins ensoleillée donne lieu à une montée en température bien moins intense. En ce qui concerne l'oxygène, les montées en concentration au cours de la journée sont également très oscillantes le 29 Juillet alors que les re-descentes sont plus lisses ; le 28 Juillet, le maximum d'oxygène est moins important et les fluctuations moins intenses également. La figure 3 montre également que les fluctuations d'oxygène et de température sont parfaitement synchrones et d'intensités parallèles, les plus forts décrochements de température correspondant aux plus forts décrochements des concentrations d'oxygène dissous.

Ces observations démontrent une deuxième différence entre les journées ensoleillées et les journées de mauvais temps. Au cours des journées ensoleillées, une stratification en température et en oxygène s'opère à l'amont des barrages. Elle concerne le premier mètre de la colonne d'eau, où sont placées nos sondes, et peut-être d'avantage. La turbulence qui existe dans la Seine, et qui peut être accentuée à proximité des barrages en raison du cisaillement dû à la proximité du déversement, provoque une circulation verticale de masses d'eau qui se succèdent donc au voisinage de la sonde en ne se mélangeant que très partiellement. Ceci se traduit par des fluctuations qui atteignent $0.5^{\circ}C$ à Chatou le 29 Juillet, une belle journée typique, et près de $4 mg.l^{-1}$ d'oxygène dissous. Au cours de la nuit, le refroidissement se produit à partir du haut de la colonne d'eau, on obtient donc une situation instable qui provoque un mélange rapide des masses d'eau et la disparition de la stratification, d'où une série de données de

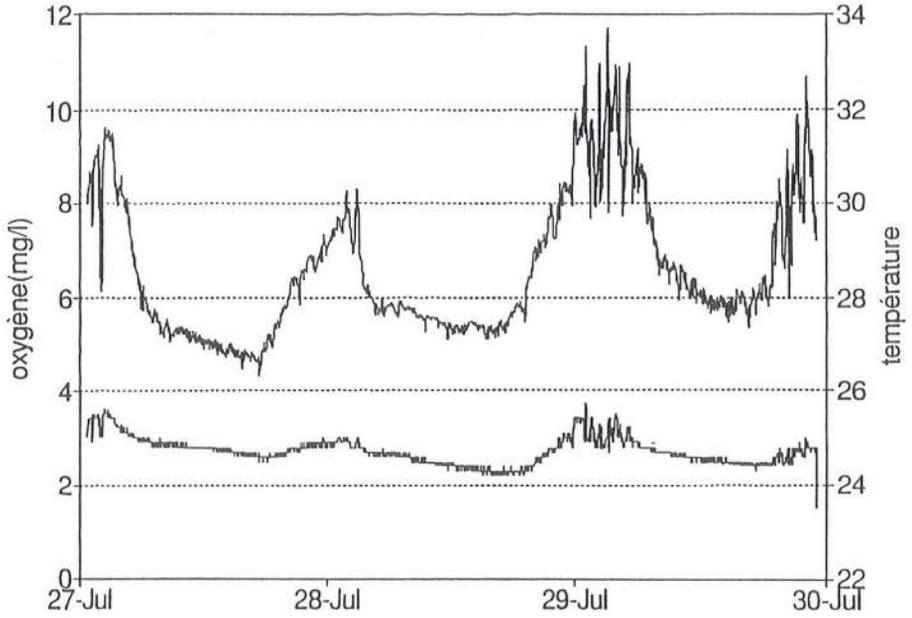


Figure 2 : Mise en évidence de fluctuations turbulentes à l'amont des barrages (Chatou Juillet 1992).

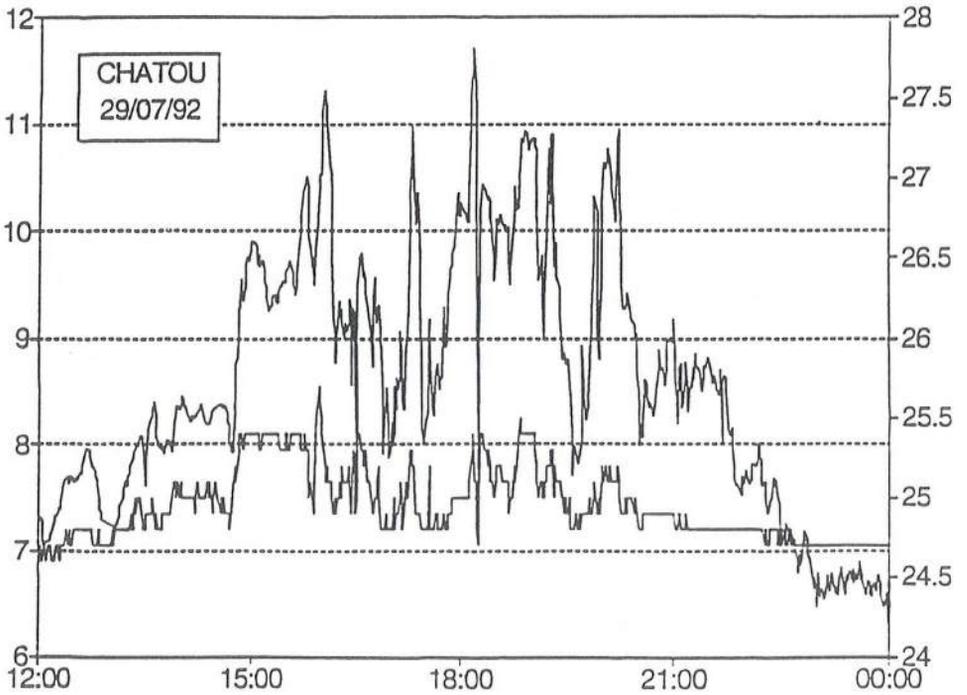


Figure 3 : Mise en évidence de fluctuations turbulentes à l'amont des barrages (Chatou, Juillet 1992), détail de la journée du 29/07/92.

température et d'oxygène dissous plus lisses au cours de la nuit (figure 4). Lorsque l'ensoleillement est moindre, et peut-être en raison de vitesses de vents plus importantes, le mélange des masses d'eau est plus intense et la stratification ne se produit pas ; ainsi, malgré la turbulence, le signal mesuré par la sonde de température reste lisse au cours de la montée diurne et on n'observe pratiquement aucune fluctuation au maximum de température ou d'oxygène.

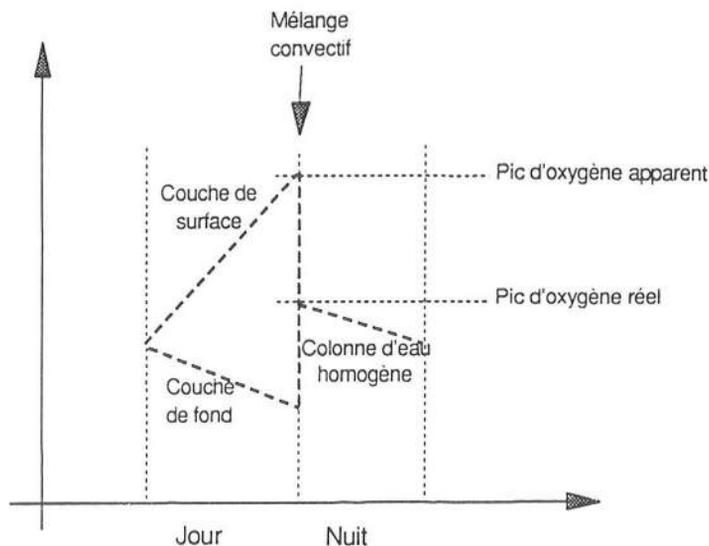


Figure 4 : Schéma décrivant l'évolution probable des concentrations d'oxygène dans la colonne d'eau au cours d'une journée ensoleillée.

B. Impacts des pluies sur l'agglomération parisienne sur les concentrations d'oxygène dissous

Ainsi que nous l'avons montré précédemment de nombreuses incertitudes demeurent (quelques données absentes, possible inhomogénéité verticale), elles nous empêchent de réaliser un bilan d'oxygène dans le bief Suresnes-Chatou. De plus, nous n'avons qu'une connaissance très partielle des apports de matières oxydables sédimentables ou non par temps sec et par temps de pluie. Ceci nous amène à devoir nous contenter pour le moment d'une interprétation assez qualitative des mesures effectuées. Les données nouvelles acquises au cours de l'été 1992 (phytoplancton, météorologie locale, transparence...) et les tentatives de modélisation des apports de temps de pluie en cours menés en collaboration avec la Compagnie Générale des Eaux, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et la société RHEA devraient nous permettre une approche plus quantitative dans un futur proche.

1. Impacts à court terme

En cas de déversement important, les données d'oxygène à Chatou montrent le passage de masses d'eaux partiellement désoxygénées. Dans de nombreux cas on peut aisément quantifier le début et la fin du passage de la masse d'eau, ainsi que l'intensité du déficit. Le tableau II donne la liste de toutes les estimations de déficits apparents évalués en reconstruisant à la main de qu'aurait dû être la courbe des concentrations en l'absence de pointe de pollution. Dans le cas de déficits faiblement marqués ou simultanés aux cycles nyctéméraux normaux, l'intensité du déficit est précédée du signe = et seule l'heure approximative du maximum est donnée ; au contraire, lorsque le déficit est parfaitement défini, les heures de début et de fin sont rapportées. Dans la plupart des cas, un déficit est en fait composé de deux creux successifs, les deux intensités sont alors rapportées ainsi que l'heure du maximum intermédiaire de concentration. Le Service de la Navigation de la Seine nous a aimablement communiqué les temps de transfert moyens estimés dans la Seine en fonction du débit en écoulement permanent (Thomas, 1990, communication personnelle) : en résumé, pour un débit de 100 m³/s à Austerlitz ils sont de 1.6 et 1.2 jours de Clichy à Chatou et de La Briche à Chatou respectivement, et de 1.1 et 0.8 jours quand le débit monte à 150 m³/s (figure 5). La comparaison des tableaux I et II montre que l'impact à court terme de presque tous les déversements de l'usine de Clichy peut être indentifié : ils donnent lieu à une succession de deux creux à Chatou, l'heure de passage du deuxième creux étant légèrement avancée par rapport à ce qu'on attendrait à partir des temps de transfert entre Clichy et Chatou. Il est plausible que le deuxième creux est celui qui correspond au rejet de Clichy, alors que le premier correspond à celui de la Briche ; le décalage dans le temps serait alors dû à la fois à l'accélération des vitesses dans la Seine provoquée par les rejets eux mêmes (leur débit moyen cumulé pour

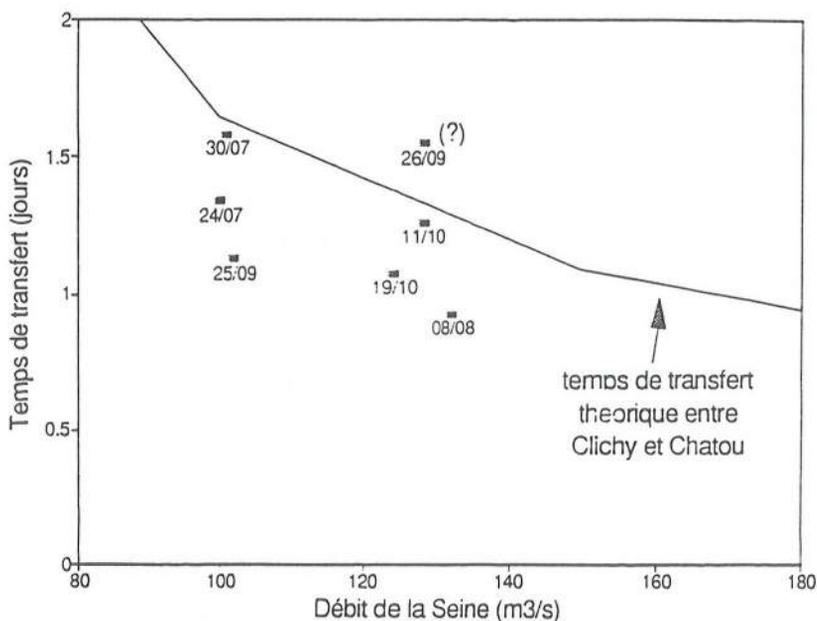


Figure 5 : Temps de transit des rejets de temps de pluie dans la Seine entre Clichy et Chatou. Comparaison avec le transit de temps sec.

Tableau II : Déficients observés à Chatou au cours de l'été 1991.

Date	Début	Déficit maximal	Fin	Intensité (mg.l ⁻¹)	Observations
25/07/91	9h30	11h20 et 17h00	21h00	1.3 et 2.5	Deux creux successifs qui se recouvrent partiellement.
26/07/91	-	-	-	≈ 1	Un léger déficit en fin d'après midi.
31/07/91	20h00	0h45 et 10h30 (01/08)	15h30 (01/08)	1.8 et 2.5	Un maximum net entre les deux creux, à 6h00.
08/08/91	18h00	21h00 et 8h00 (09/09)	12h00 (09/09)	≈ 1 et 1.6	Deux creux séparés par un maximum à 1h00 le 09/09
06/09/91	3h00	7h00 à 10h00	13h00	≈ 0.7	Déficit difficile à estimer
11/09/91	-	21h00	-	≈ 0.7	Léger déficit.
12/09/91	-	12h00	-	≈ 0.5	Léger déficit.
13/09/91	-	9h00	-	≈ 0.5	Léger déficit.
23/09/91	-	1h00	-	≈ 0.3	Léger déficit ?
26/09/91	10h00	13h00 et 23h20	7h20 (27/09)	1.2 et 3	Deux creux successifs assez nettement séparés par un maximum à 20h00.
27/09/91	13h20	0h00 à 8h50 (28/08)	15h20 (28/09)	1.5	Une période déficitaire très longue, difficiles d'y distinguer spécifiquement plusieurs creux.
28/09/91	-	9h00	-	≈ 0.3	Profil d'oxygène perturbé.
30/09/91	-	11h00	-	≈ 0.5	Profil d'oxygène perturbé.
02/10/91	-	23h00	-	≈ 0.3	Léger déficit.
07/10/91	-	5h00	-	0.3	Léger déficit durant la nuit ?
12/10/91	14h00	20h30 et 3h20 (13/10)	8h30	2.8 et 1.8	Deux creux successifs séparés par un maximum à 0h00.
17/10/91	-	19h00	-	0.8	Difficile à estimer.
19/10/91	-	10h00	-	1	Difficile à estimer.
20/10/91	-	-	-	≈ 1	Deux creux d'intensité difficile estimer car ils sont synchrones avec ce que pourrait être le cycle nyctéméral du 20/10.

tous les points de rejet de l'agglomération à l'amont de Chatou au cours d'un événement représente une fraction non négligeable du débit de la Seine au moment des déversements) et aux vitesses supérieures dans le bras de Chatou par rapport au bras de Bougival.

Pour les 6 rejets a priori exploitables quantitativement, nous avons comparé la quantité de DBO_5 rejetée au déficit en oxygène observé et aux autres termes qui permettent d'estimer le bilan d'oxygène dans la masse d'eau polluée (tableau III). Pour calculer les déficits initiaux, déficits occasionnés par l'apport d'une masse faiblement oxygénée (le déversement), nous avons supposé que les eaux déversées avaient une concentration d'oxygène presque nulle, soit un déficit d'environ 8 mg/l. La réaération a été calculée à partir de l'excès de déficit par rapport à la situation de temps sec en supposant que le déficit croissait linéairement depuis le rejet jusqu'au point de mesure et en prenant un coefficient de réoxygénation de 0.2 j^{-1} . Etant donnée la faiblesse de ces deux termes par rapport au bilan global, les erreurs commises lors de leur évaluation restent acceptables vis à vis du résultat final. Les chutes de concentration ont été transformées en quantité d'oxygène consommé en les multipliant par le débit approximatif de la Seine au moment du passage de la masse d'eau, estimé à partir des débits de la Seine et de la Marne à l'amont immédiat de Paris ; ces quantités ont pu être légèrement sous-estimées puisque les débits réels à Chatou sont plus importants (en raison même des déversements) comme en témoignent les temps de transfert inférieurs aux temps de transfert théoriques. Finalement, l'oxygène effectivement consommé est calculé comme la somme du déficit observé et de la réaération en excès moins le déficit initial. La plus grosse source d'erreur dans ces bilans est l'estimation graphique du déficit. Le fait de négliger le bras de Bougival ne nous paraît pas être un problème majeur pour ce type de calcul. En effet, les concentrations observées à Chatou sont équivalentes à celles qui auraient pu être mesurées dans une Seine hypothétique qui ne comporterait pas le bras de Bougival et où toute l'eau coulerait dans le bras de Chatou, avec un temps de transfert entre Clichy et le barrage de Chatou équivalent au temps de transfert actuel. Aux problèmes d'inhomogénéité transversale près (et la station de Chatou a justement été choisie pour permettre une homogénéisation transversale suffisante des rejets de Clichy), il est possible d'extrapoler les mesures de Chatou pour obtenir des quantités de déficits en oxygène correspondant à la totalité des rejets de Clichy (et de La Briche).

La consommation théorique dans une solution composée du mélange d'eau de rejet et d'eau de Seine n'est pas encore bien connue. En principe, on s'attend à ce que la courbe théorique de consommation d'oxygène soit convexe, c'est-à-dire que la consommation

Tableau III : Bilans d'oxygène pour les principaux déversements.

Date du rejet	DBO_5 rejetée (T)	Déficit estimé (T)	Déficit initial (T)	Réaération estimée (T)	Temps de transfert (j)	Oxygène consommé (T)	Consommé/ Rejeté
24/07	3.2	1.8	0.3	0.3	1.3	1.8	0.56
30/07	9.4	3.6	1.1	0.7	1.6	3.2	0.34
08/08	5.4	4.2	0.8	0.5	0.9	3.8	0.70
25/09	29.9	6.6	2.5	1.0	1.1	5.1	0.17
12/10	7.7	5.2	0.7	0.7	1.3	5.2	0.68
19/10	8.1	2.7	0.6	0.3	1.0	2.5	0.31

observée au bout de un jour soit supérieure au cinquième de celle qu'on observe en cinq jours. D'après la littérature, la consommation en un jour peut même atteindre près de la moitié de la consommation en cinq jours, la fourchette admissible pour la consommation au bout d'une journée est donc pour l'instant fort importante (de 0.2 à 0.5 fois la DBO_5). Si la composition des eaux rejetées était assez stable d'un déversement à l'autre, on pourrait s'attendre à un rapport déficit observé sur flux de DBO_5 rejeté assez constant d'un événement à l'autre puisque les temps de transfert observés restent du même ordre de grandeur. Le tableau III montre au contraire une grande variabilité du rapport consommé sur rejeté. Les valeurs de 0.70 et 0.68 les 8 Août et 11 Octobre respectivement semblent trop élevées étant donnés les temps de transfert de l'ordre de la journée, les autres valeurs (0.17, 0.31 et 0.34 et même 0.56) sont acceptables étant données les erreurs sur les bilans d'oxygène et la faiblesse des valeurs absolues dans le bilan qui donne 0.56. Seule la valeur la plus faible de 0.17 pourrait résulter de la déposition d'une fraction de la DBO .

A priori, dans 3 cas sur 6, on ne peut donc pas rejeter l'hypothèse simple que toute la DBO amenée par le rejet participe à la consommation d'oxygène dans la masse d'eau concernée par le rejet, excluant ainsi toute perte par sédimentation. Pour aller au delà, nous avons besoin de préciser la cinétique de consommation par des mesures directes de la consommation d'oxygène en réacteur pour des mélanges entre eau de réseau et eau de Seine. Au contraire, les événements du 8 Août et du 12 Octobre produisent une surconsommation d'oxygène dans la Seine par rapport à la DBO_5 rejetée et aux temps de transit. Ce point demeure difficilement explicable ; une hypothèse est que la DBO_5 soit sous-estimée en raison de la présence de toxiques dans l'effluent urbain de temps de pluie.

2. Effets de plus longue durée

Après chaque pluie, notamment en Juillet et après le 25/09, la Seine à Chatou met 4 à 5 jours pour retrouver le niveau d'oxygène qu'elle avait avant la pluie. Ce phénomène avait déjà été mis en évidence lors de l'examen préliminaire des données de la station de Chatou de 1986 à 1989 (Mouchel, 1990). Trois processus principaux peuvent expliquer cet effet : (i) existence d'un dépôt et d'une resuspension de la DBO dans la Seine ou d'une consommation accrue par les fonds après les rejets de temps de pluie, (ii) déficit d'oxygène les jours suivants dû aux rejets urbains de temps de pluie par des déversoirs situés plus à l'amont, (iii) déficit dû au mauvais temps qui règne sur la région et provoque une diminution de la photosynthèse.

Nous avons vu au paragraphe précédent que les déficits observés laissaient entendre que l'essentiel de la DBO rejetée suivait la masse d'eau et ne sédimentait donc que très peu, en dehors du cas de la pluie du 25 septembre ; l'hypothèse (i) est donc apparemment en contradiction avec les bilans d'oxygène. Les travaux en cours utilisant FLUPOL pour extrapoler le plus intelligemment possible les résultats obtenus à Clichy aux autres points de déversement permettront de spécifier leur importance et donc de répondre au point (ii). Par contre, nous sommes en mesure de discuter la possibilité énoncée en (iii).

Les cycles nycthémeraux peuvent être extrêmement élevés en période fortement ensoleillée ; si l'irradiance diminue fortement d'un jour à l'autre le phytoplancton diminuera son activité photosynthétique sensiblement d'autant (un peu moins en fait s'il y avait un effet d'inhibition par excès de lumière lors des journées ensoleillées), alors que la respiration est maintenue. Globalement, le bilan d'oxygène dû au phytoplancton sera négatif lors des journées nuageuses : dans un cas extrême les concentrations chuteraient sensiblement de la hauteur du pic d'oxygène du jour précédent ; c'est considérable. Par la suite, le bilan journalier de production d'oxygène par le phytoplancton redevient positif et l'oxygénation croît doucement dans la Seine. Un tel effet est compatible avec les ordres

de grandeur des déficits et des pics journaliers observés en Juillet et début Août à Chatou par exemple. Une simulation simple à l'aide d'un modèle en boîte calé sur les belles journées précédent un événement (PIREN-Seine, 1991b) a permis de vérifier que l'ordre de grandeur de la chute de concentrations due à la diminution de la photosynthèse permettait d'expliquer une partie significative des déficits observés à Chatou à la fin du mois de Juillet et au début du mois d'Août, ainsi que les remontées. En cas de mortalité du phytoplancton le jour couvert ou d'accroissement brutal du broutage, l'effet serait sensiblement le même puisque l'apport de biomasse morte fortement dégradable provoquerait également une chute des concentrations d'oxygène.

Néanmoins, il est important de noter que l'existence de la stratification perturbe cette interprétation car elle conduit à surestimer la production d'oxygène par photosynthèse : en effet, le pic d'oxygène que nous mesurons dans la journée ne concerne que la couche de surface où sont placées les sondes, alors qu'au cours des journées peu ensoleillées la stratification est moindre et nos mesures sont plus représentatives de l'ensemble de la colonne d'eau (figure 4). Le suivi de la chlorophylle et l'étude plus poussée de la stratification ont été mis à l'ordre du jour de la campagne de l'été 1992 afin de répondre aux questions posées ci-dessus.

Nous concluons que l'utilisation des séries de données d'oxygène dissous au cours des belles journées qui précèdent une pluie permet de montrer qu'une partie du déficit d'une durée de quelques jours après les pluies est dû à une diminution de l'activité photosynthétique avec une respiration algale toujours sensiblement égale. En négligeant les effets de la stratification, ce processus pourrait expliquer de l'ordre de la moitié des déficits observés en fin Juillet et au début d'Août ; en réalité, leur effet est probablement moindre.

C. Impacts sur les concentrations d'ammonium et de phosphates

Nota : au cours de ce paragraphe, toutes les concentrations sont données en mg.l⁻¹ de l'espèce élémentaire (N en l'occurrence) en non pas en ammonium.

La conclusion la plus évidente de notre campagne de mesures est que l'impact des rejets de temps de pluie sur les concentrations de phosphates est absolument négligeable. L'étude de ce paramètre n'a pas été poursuivie en 1992.

1. Des pics finalement peu marqués

Les concentrations d'ammonium par contre montrent des évolutions fort intéressantes, en particulier à la station de Chatou. Les valeurs les plus élevées de tout l'été sont obtenues au début du mois de Juin. A la même époque, les concentrations étaient également très élevées dans la Seine et la Marne à l'amont de l'agglomération (données aimablement transmises par la CGE). L'excellente comparabilité des valeurs de la Seine et de la Marne laisse entendre qu'il s'agit d'un processus essentiellement naturel, probablement dû à une période de très fort développement de zooplancton et donc de broutage du phytoplancton, observés par le groupe I du PIREN-Seine. Il est intéressant de noter que ce type de processus, purement interne à la Seine, provoque les plus fortes fluctuations enregistrées au cours de l'été. Par la suite, les concentrations d'ammonium sont souvent anti-corrélées avec les concentrations d'oxygène. L'effet de la pluie du 24/25 Juillet est très net, suivi de celui de la pluie du 31 Juillet ; des augmentations de concentrations de "longue durée" (quelques jours) sont de même amplitude que les accroissements concomitants aux passages des masses d'eau des rejets. De fait, les accroissements de concentrations d'ammonium au moment du passage des eaux sales de

Clichy seraient de l'ordre de 0.1 mg.l^{-1} en moyenne sur 7 heures le 25 Juillet et de 0.2 mg.l^{-1} en moyenne sur 10 heures le 1^{er} Août. Les pas de temps d'échantillonnage utilisés au cours de la campagne, ainsi que la variabilité des concentrations par temps sec rendent difficile l'observation de telles évolutions. La pluie du 25 Septembre devrait accroître les concentrations d'azote ammoniacal de 0.45 mg.l^{-1} pour une durée de 11 heures autour de minuit le 26 Septembre. Une telle évolution des concentrations est effectivement observée, même si, au cours de la fin du mois de Septembre, plusieurs pics inexplicables d'ammonium sont apparus à Chatou. Ces constatations vont dans le sens d'une absence de nitrification dans la masse d'eau sale issue du rejet, l'ammonium rejeté étant retrouvé dans les masses d'eau à leur passage à Chatou. Rappelons toutefois que la nitrification consomme de l'ordre de 4 atomes d'oxygène par atome d'azote et qu'une nitrification peu visible que les concentrations d'ammonium (d'autant moins que la dégradation des matières organiques produit de l'ammonium en contrepartie) pourrait significativement contribuer aux déficits d'oxygène.

Il faut noter que l'ammonium est également un indicateur de délestages divers. Par exemple, les débits mesurés par le système SCORE dans les deux émissaires Clichy-Achères du 15 au 20 Juillet montrent clairement qu'une partie importante des débits n'a pas transité par ces deux émissaires, et bien qu'une partie des eaux puisse être déviée sur les champs d'épandage, un déversement (limité) est très probable. L'augmentation de concentration d'ammonium observée à cette époque à Chatou est de l'ordre de 0.2 mg.l^{-1} et n'existe pas à Suresnes, soit environ 20 g.s^{-1} , le débit de la Seine à cette époque ayant été de $100 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Nous estimons la concentration d'ammonium dans les eaux usées à Clichy à 12 mg.l^{-1} environ, soit un rejet de $1.7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, les ingénieurs du SIAAP nous ont confirmé que cette estimation était plausible.

2. mais des effets plus durables importants.

Au delà des pics d'ammonium, sensiblement simultanés au passage des masses d'eaux polluées, un fait important est que les fortes concentrations d'ammonium persistent au delà du passage de ces masses d'eau, alors que de faibles concentrations d'oxygène sont observées pour ces mêmes périodes. Il existe de nombreux facteurs pour expliquer l'anticorrélation entre concentrations d'oxygène et ammonium : d'une part, toute dégradation de matière organique consomme de l'oxygène et produit de l'ammonium, qu'il s'agisse d'une dégradation de DBO issue d'un rejet urbain, de consommation d'oxygène par les fonds accompagnée d'un relargage d'ammonium ou bien encore de mortalité algale, de plus, la consommation d'ammonium en période de productivité s'accompagne inversement d'un accroissement des concentrations d'oxygène, et enfin, les apports de DBO sont en général également des apports d'ammonium.

Le 25 Juillet l'accroissement des concentrations d'ammonium est de 0.35 mg.l^{-1} environ. L'augmentation est bien simultanée avec la chute des concentrations d'oxygène dissous, elle dure jusqu'au 27 Juillet au milieu de la journée, date à laquelle le cycle nyctéméral de la photosynthèse semble se rétablir ; alors qu'à Suresnes, aucune variation significative des concentrations n'est observable. Un excès résiduel d'ammonium de l'ordre de 0.2 mg.l^{-1} est encore apparent les 28 et 29 Juillet, et le niveau d'ammonium d'avant l'événement est retrouvé le 30 Juillet. Au cours des journées du 25 au 27 Juillet, la diminution moyenne d'oxygène dissous est d'environ 2 mg.l^{-1} (en dehors de la pointe de décroissance qui correspond au passage de la masse d'eau polluée), soit un rapport O/N de 5.7. Globalement, l'excès d'ammonium transité à Chatou du 25 au 29 Juillet est de 8 à 9 tonnes ce qui correspondrait à plus d' $1.000.000 \text{ m}^3$ de surverse unitaire, ou seulement 500.000 m^3 en considérant que l'azote organique est transformé en ammonium et en se basant sur les concentrations d'azote Kjeldhal (pour ces estimations, nous avons

extrapolé les concentrations d'ammonium et d'azote Kjeldhal mesurées à Clichy à l'ensemble du réseau). De fait, l'excès d'ammonium qui passe à Chatou est dû aux rejets d'ammonium internes au bief Suresnes-Chatou et non pas des apports amont, car les concentrations à Suresnes n'ont pratiquement pas évolué dans le même temps, mais aussi aux apports par production d'ammonium à partir de l'azote organique apporté par les surverses. Pour cette deuxième forme chimique de l'azote réduit, les apports amont sont probablement également faibles. Les rejets de Clichy au cours des 24 et 25 Juillet ont été de l'ordre de 150.000 m³, on peut raisonnablement en ajouter autant à la Briche, soit 300.000 m³. Nous sommes encore loin des 500.000 m³ nécessaires, d'autant qu'ils supposaient que toute l'azote organique était dégradé au cours de son transit dans le bief.

L'événement du 31 Juillet est différent : on observe une augmentation des concentrations moyennes d'ammonium de 0.15 mg.l⁻¹ jusqu'au 5 Août puis elles retournent à un niveau légèrement inférieur à ce qu'il était avant les événements. Par contre, les cycles nyctéméraux reprennent dès le 1^{er} Août pour amener les 6 et 7 Août à des concentrations d'oxygène largement supérieures à ce qu'elles étaient à la fin du mois de Juillet. Pour cet événement, la persistance de valeurs assez élevées d'ammonium ne correspond pas à une période de concentrations d'oxygènes faibles et stagnantes, il n'est pas possible de calculer de rapport stoechiométrique. La quantité d'ammonium en excès qui a transité à Chatou est de l'ordre de 10 tonnes. Malgré une légère augmentation des concentrations d'ammonium durant cette période (environ 0.15 mg.l⁻¹ durant 24 heures), les conclusions sont les mêmes que pour les événements des 24 et 25 Juillet, à savoir qu'il semble manquer une source d'ammonium dans le bief.

Le déversement du 8 Août a également donné lieu à une diminution des concentrations d'oxygène. Une légère augmentation des concentrations d'ammonium peut également être observée, inférieure à 0.1 mg.l⁻¹ et difficilement quantifiable avec précision, d'autres fluctuations d'une même ordre ayant été observées en l'absence de pluies.

La pluie du 25 Septembre, qui a occasionné le plus gros déversement de l'été à Clichy, n'a produit qu'un effet de longue durée en termes d'oxygène dissous assez limité (de l'ordre de 1 mg.l⁻¹). L'impact sur les concentrations d'ammonium est également limité et difficile à observer en raison de valeurs déjà relativement élevées au cours du mois de Septembre. Le coefficient stoechiométrique O/N peut être estimé à 5 environ pour cet événement. Par la suite, les valeurs observées en Octobre sont très fluctuantes et difficilement exploitables.

Plusieurs schémas de fonctionnement du bief peuvent être proposés pour tenter d'expliquer les évolutions des concentrations observées, la réalité étant probablement le résultat d'une combinaison de ces schémas. Nous allons chercher dans la suite à les confronter aux données.

1 : la matière organique dégradable est transportée dans la masse d'eau et sa dégradation s'y produit consommant de l'oxygène et produisant de l'ammonium (nous négligeons ici la nitrification, ce processus devra être considéré au cours d'études ultérieures).

2 : une partie significative de la matière organique se dépose et se dégrade plus lentement après déposition, il se produit une consommation d'oxygène par les fonds et un relargage d'ammonium. L'azote réduit qui se trouve déjà sous forme ammoniacale dans les rejets est presque totalement dissous et ne peut pas se déposer. Ceci correspond aux affets de longue durée.

3 : Les perturbations apportées à la biomasse planctonique, dû aux mauvaises conditions météorologiques et à la présence d'un excès de suspensions dans l'eau,

provoque à la fois une consommation (ou une non-production) d'oxygène et une production (ou non-consommation) d'ammonium.

Les DBO_5 et concentrations d'ammonium ont été mesurées à Clichy par le CRITER (Paffoni, 1992), le rapport DBO_5/NH_4 par temps de pluie est assez stable et de l'ordre de 9 pouvant atteindre par moments 17. Une première interprétation de la stoechiométrie O/N de l'ordre de 5 peut être cherchée dans les rejets eux-mêmes : une augmentation de 0.2 mg.l^{-1} d'ammonium due à un rejet correspondrait à une augmentation de DBO_5 de 1.8 mg.l^{-1} partiellement consommée et ayant elle même produit de l'ammonium en se dégradant (environ 0.15 mg.l^{-1} pour une dégradation totale, estimés à partir du rapport $(NKj-NH_4)/DBO_5$ de Clichy). Faisons l'hypothèse que la moitié de la DBO_5 est dégradée au cours du transport jusqu'à Chatou, le rapport stoechiométrique O/N calculé est de 4.5 en négligeant la production d'ammonium et de 3.3 en tenant compte ; avec une dégradation des deux tiers de la DBO_5 , ce rapport serait de 4. Donc l'hypothèse que la stagnation des concentrations d'oxygène dans les périodes qui suivent les pluies du 25 Juillet et du 25 Septembre correspond au passage de masses d'eau ayant subi des rejets coïncide amènerait à des rapports O/N inférieurs à 4.

La source interne pourrait être due à la dégradation des matières organiques éventuellement déposées au fond du bief, elle proviendrait de l'azote organique particulaire déposé. Sous cette hypothèse, le rapport O/N serait celui de la quantité d'oxygène consommée par la dégradation de la matière organique sur la quantité d'azote organique également dégradé. Sous l'hypothèse que l'azote organique (protéique) est rapidement dégradé et en se basant sur une durée de 5 jours, on obtient un rapport O/N de 9, égal au rapport DBO_5 sur azote organique des rejets.

Finalement, on pourrait encore envisager qu'une partie de l'excès d'ammonium soit dû à une diminution de consommation par le phytoplancton, ou une production due à un excès de dégradation suivant une mortalité. Les rapports C/O/N correspondant à la dégradation du phytoplancton sont difficiles à estimer, en particulier parce que toutes les fractions qui composent la matière organique planctonique ne se dégradent pas à la même vitesse et donc la donnée de la composition initiale n'est pas suffisante pour calculer le rapport O/N au début de la dégradation. En prenant un rapport de Redfield C/N de 105/15, on obtiendrait une consommation d'oxygène de 12 mg pour 1 mg d'ammonium ; si une partie du carbone n'est pas totalement dégradée alors que l'ammonium est totalement libéré, le rapport diminue. Nous ne savons pas s'il peut atteindre 5 dans les premières phases de la dégradation.

Le rapport O/N observé, de l'ordre de 5, est en réalité sous-estimé par rapport à celui du (ou des) processus consommateurs d'oxygène ou producteurs d'ammonium, car la réaération tend à diminuer le déficit d'oxygène observé. Si elle était presque négligeable à l'échelle de la journée dans l'étude de la composition de la masse d'eau polluée issue du rejet, elle est probablement plus importante à l'échelle des quelques jours qui caractérisent l'"effet de plus longue durée" des rejets de temps de pluie. Elle ne doit cependant pas être surestimée car le processus dont nous parlons a lieu à l'intérieur du bief Suresnes-Chatou puisque les concentrations d'ammonium à Suresnes restent stables. Dans ce bief le temps de transit des eaux est de 2 à 3 jours pour un débit de l'ordre de $100 \text{ m}^3/\text{s}$, 1/4 à 1/3 paraissent une estimation raisonnable de la réoxygénation par rapport au déficit total ; les rapport O/N dus au(x) processus deviennent donc de 6.5 à 7.5. La dégradation de la matière organique issue du rejet ne permet pas d'atteindre un tel rapport, en raison de la présence d'ammonium dans le rejet, il est nécessaire de faire appel à une autre source de matière organique, soit des dépôts anciens, soit la matière planctonique habituellement contenue dans la Seine.

V. Conclusions

L'été 1991 a permis d'acquérir une série de données de bonne qualité sur d'assez longues périodes. L'effet des rejets de temps de pluie est clairement mis en évidence en ce qui concerne l'oxygène et l'ammonium. Un effet de choc existe pour l'oxygène, sa durée est de l'ordre de 8 à 10 heures à Chatou pour un rejet issu de Clichy. Il est assez curieux qu'un accroissement de concentrations d'ammonium simultanément ne puisse pas être clairement mis en évidence. Après ce premier effet, les concentrations d'oxygène remontent lentement durant 4 à 5 jours pour reprendre sensiblement leurs valeurs initiales ; au cours de toute cette période de remontée, les concentrations d'ammonium demeurent élevées.

En raison d'un manque d'informations sur les apports au milieu, les quelques éléments de réponses que ce rapport a permis d'apporter ne sont que semi-quantitatifs. Les principales conclusions ou hypothèses de travail auxquelles nous avons abouti sont les suivantes :

- l'impact direct du rejet de Clichy peut être identifié à Chatou sur la série des données d'oxygène. Un calcul de bilan montre que, pour toutes les pluies, le flux négatif d'oxygène (consommation) représente une fraction très importante du flux de DBO₅ rejeté. Cette constatation va dans le sens d'une faible importance des dépositions de DBO₅ en Seine après les rejets.
- le maintien de conditions peu oxygénées durant les jours qui suivent pourraient alors être dues à une forte diminution de la photosynthèse ou à l'effet retardé de rejets plus à l'amont.
- les données d'ammonium sont fréquemment perturbées même en temps sec pour des raisons mal connues (rejets intempestifs, processus biologique...), et la mise en évidence d'excès de concentration n'est pas toujours évidente. Les excès dus aux passages des masses d'eau polluées doivent être de l'ordre de quelques dixièmes de mg/l à Chatou, ce qui est aussi l'ordre de grandeur des perturbations mal expliquées en temps sec. Pour les rejets suffisamment importants ayant eu lieu au cours de périodes peu perturbées, des pics d'ammonium ont effectivement pu être mis en évidence au moment du passage des masses d'eau (caractérisé par le déficit en oxygène). Les hauteurs de ces pics correspondent à une simple dilution du rejet dans l'eau de Seine. Il semble donc que les processus de nitrification et de relargage d'ammonium par dégradation de la DBO du rejet s'équilibrent. Il est possible qu'ils soient tous deux faibles, ce point reste à préciser.
- un accroissement des concentrations d'ammonium est observé dans les quelques jours qui suivent les déversements, mais comme il n'est pas observé à Suresnes, l'hypothèse de l'impact retardé de rejets d'ammonium à l'amont n'est pas acceptable et il faut chercher une source locale dans le bief Suresnes-Chatou qui pourrait être la décomposition de matières déposées ou un relargage par le phytoplancton. Le relargage suppose une déposition préalable, ce qui est en contradiction avec les bilans d'oxygènes effectués pour le rejet de Clichy dont les rejets ont été mesurés.

Il est clair qu'une meilleure estimation des flux rejetés est indispensable pour mieux interpréter ces données, ainsi qu'une meilleure connaissance des quantités d'ammonium relargué en fonction de l'oxygène consommé dans les phases initiales de dégradation de la matière organique des rejets de temps de pluie. Les travaux en cours à l'aide de FLUPOL et à partir des lames d'eau calculées par radar grâce à CALAMAR devraient permettre, après calage du modèle à Clichy une estimation acceptable de l'essentiel des apports. De plus, des travaux complémentaires et prévus pour l'été 1992, sont nécessaires pour préciser certaines cinétiques biologiques dans la Seine après les

rejets de temps de pluie (mesures de la Chlorophylle et de la transparence, étude de la stratification, mesure de cinétiques de consommation in vitro après mélange d'eaux de réseau et d'eau de Seine).

VI. Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme PIREN-Seine. Il n'aurait pas pu aboutir sans la collaboration de tous les membres du groupe "Orages", ni sans l'aide du Service de la Navigation qui nous a gratifiés d'un soutien logistique fort apprécié au cours de cette campagne.

VII. Bibliographie

BACHOC A., MOUCHEL J.M., CHEBBO G., 1991. La pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ses origines et son interception. Journées Techniques sur les Eaux Pluviales, Agence de l'Eau Adour-Garonne et AGHTM, Juin 1991.

BOURDIER C., 1992. Utilisation de *Cladophora Glomerata* comme bioindicateur de la pollution métallique en Seine. Rapport de Maîtrise, MST-GSE, Université Paris-Val de Marne, 33 pages + annexes.

BUJON G., 1988. Préviation des débits et des flux polluants transités par les réseaux d'égouts par temps de pluie. Le modèle FLUPOL. La Houille Blanche, 1:1-23.

BUJON G. et HERREMANS L., 1990. FLUPOL, modèle de préviation des débits et des flux polluants en réseau d'assainissement par temps de pluie. Calage et validation. La Houille Blanche, 2:123:130.

DEGARDIN P., 1991. Quantification de rejets urbains de temps de pluie en région parisienne. Estimation des volumes et flux de pollution déversés au milieu naturel lors d'une pluie décennale. Rapport de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. 19 pages + annexes.

EL KHAOUDARI A., 1992. Rapport de stage scientifique de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. sous presse.

ESTEBE A., 1992. Impact des orages sur les concentrations métalliques des matières en suspension en Seine. Rapport de DEA, DEA-STE, Université Paris-Val de Marne. 44 pages + annexes.

FLORES-RODRIGUEZ J., 1992. Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain : caractéristiques physico-chimiques. Thèse de Doctorat de l'Université Paris-Val de Marne. 229 pages + annexes.

CHEBBO G., 1992. Solides des rejets pluviaux urbains. Caractérisation et traitabilité. Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 398 pages + annexes.

HVITVED-JACOBSEN T., 1982. The impact of combined sewer overflows on dissolved oxygen concentrations of a river. Water Research, 16:1099-1105.

MOUCHEL J.M., 1990. Influence de la pluie sur l'agglomération parisienne sur les concentrations d'oxygène dissous et les mortalités piscicoles dans la Seine. Rapport PIREN-Seine. 21 pages + annexes.

PAFFONI C., 1992. Caractérisation des eaux déversées par temps de pluie à l'usine de Clichy. Rapport du CRITER, Mars 1992, 43 pp + annexes.

PIREN-Seine, 1991a. Rapport PIREN-Seine IV/91/02. Critique et exploitation des données. 11 pages + annexes.

PIREN-Seine, 1991b. Rapport PIREN-Seine IV/91/03. Rapport final 1991. 46 pages + annexes.

DES MÉTHODES D'OBSERVATION DES MATIÈRES EN SUSPENSION DANS LE MILIEU NATUREL

GUICHARD M.A., MOUCHEL J.M.
CERGRENE, Noisy-le-Grand

Résumé

Dans le milieu aquatique, les matières en suspension sont le vecteur privilégié de transport de nombreuses espèces chimiques, notamment des micropolluants (organiques et métalliques). Les charges particulières des rejets de temps de pluie des réseaux unitaires et pluviaux sont très élevées et justifient la prise en compte des solides dans l'étude de l'impact de la pollution pluviale.

Le transport des solides déversés dans le milieu naturel dépend de processus complexes dont en particulier des phénomènes d'agrégation et de désagrégation des particules entre elles. De tels mécanismes imposent des méthodes spécifiques d'observation des matières en suspension, non destructives de l'état d'agrégation des particules.

1 Généralités

1.1 Transport des matières en suspension

Le transport des suspensions dans un écoulement résulte de la combinaison de différents processus physiques, qui n'interviennent pas pour la phase fluide. Par conséquent, les polluants adsorbés à la surface des solides ont un comportement différent *a priori* de celui d'une pollution dissoute.

La figure 1 montre schématiquement les différents processus qui interviennent dans le transport des particules en suspension.

L'hypothèse de la conservation de la masse dans la colonne d'eau, en régime permanent et sans échange de matières avec le fond conduit au profil de matières en suspension théorique classique de Rouse. Pour l'obtenir, on suppose la vitesse de sédimentation des particules constante égale à w , le coefficient de diffusion verticale correspondant au profil logarithmique des vitesses, c_a est une concentration de référence à la cote a , h est la hauteur de l'écoulement, κ est la constante de Von Karman et u_* est la vitesse de cisaillement.

$$\frac{c_z}{c_a} = \left(\frac{h-z}{z} \frac{a}{h-a} \right)^{\frac{w}{\kappa u_*}}$$

Toutefois, ce qui se passe à l'interface eau/sédiment est loin d'être clair (Krishnappan et al. 1989): dans la littérature, les avis sont partagés sur les phénomènes de remise en

suspension et de déposition au fond, la question étant de savoir si ces phénomènes peuvent se produire en même temps ou si des périodes d'érosion alternent avec des périodes de dépôt en fonction de la contrainte de cisaillement au fond, et des propriétés cohésives des particules. Outre les cycles chimiques d'échanges entre les phases liquide et solide et les phénomènes de relargage par les sédiments, les échanges physiques avec le fond (sédimentation et remise en suspension) sont susceptibles de prolonger ou différer dans le temps l'impact d'un rejet, en fonction du temps de séjour des particules dans le fond.

Les phénomènes d'agrégation et de désagrégation des particules entre elles, en modifiant les caractéristiques hydrodynamiques des particules, taille et masse volumique et par conséquent vitesse de sédimentation influencent directement le transport des matières solides dans le milieu naturel.

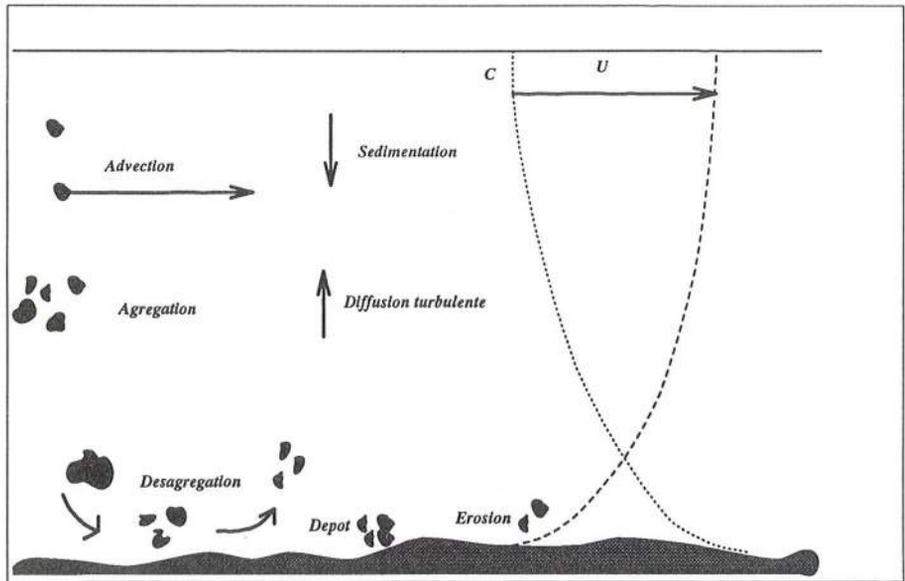


Figure 1: Les différents mécanismes intervenant dans le transport en suspension

1.2 Phénomènes d'agrégation et de désagrégation

Le phénomène d'agrégation des particules transportées en suspension résulte de deux processus: collision et attachement, ce dernier étant lié aux propriétés cohésives des particules. Une source externe d'agrégats est leur détachement du fond.

Classiquement, on considère que les collisions peuvent être dues à trois phénomènes: i) le mouvement brownien lié à la température du fluide (mais qui ne joue un rôle important que pour les particules très fines inférieures à $5 \mu\text{m}$), ii) le cisaillement (laminaire et turbulent) qui induit des différences de vitesses des filets fluides *porteurs* des particules, iii) les différences entre vitesses de chute des particules de taille et de masse volumique diverses.

La désagrégation semble essentiellement liée aux cisaillements, notamment ceux qui sont induits par la turbulence (Parker et al. 1972), il semble que la taille des floccs observables est liée aux structures turbulentes de l'écoulement. Par conséquent, la turbulence joue un double rôle: i) augmenter le nombre de collisions ii) limiter la taille des agrégats en détruisant les agrégats trop volumineux.

Plusieurs mécanismes contribuent à l'attachement:

- Flocculation par les sels:

Processus décrit il y a plusieurs dizaines d'années par la théorie DLVO (Deryagin, Landau, Verwey, Overbeek), il est mis à profit dans le traitement des eaux. Cette théorie est basée sur la quantification des forces électrostatiques et de Van der Waals. La plupart des particules solides sont chargées négativement dans le milieu naturel. Ces charges induisent la présence de charges globalement positives autour d'elles, globalement le bilan est nul. Ainsi deux particules éloignées n'auront aucune interaction électrostatique entre elles puisqu'elles apparaissent électrostatiquement neutres. Pour des distances plus courtes, les nuages se recouvrent partiellement et une barrière de potentiel apparaît entre les particules, les empêchant de se rejoindre. Lorsque la force ionique du milieu croît, cette barrière est abaissée. Au contraire, les forces de Van der Waals, qui tendent à rapprocher les particules ne dépendent pas de la force ionique du milieu. Lorsque la barrière de potentiel est suffisamment abaissée, les forces de Van der Waals sont alors prépondérantes et on observe le processus de flocculation. On a montré que les ions les plus efficaces pour provoquer la flocculation sont les ions de valence élevée. Par ailleurs, la présence de revêtements (matière organique ou oxydes métalliques) peut modifier les propriétés de surface des particules et ralentir le processus de flocculation.

Une grande partie des études de flocculation dans le milieu naturel ont ainsi été menées en estuaire au contact eau salée/eau douce. Ces études ont permis de mettre en évidence d'autres processus qui peuvent parfois jouer un rôle prépondérant:

- Les agrégats organiques

L'observation d'agrégats estuariens a montré que la matière organique peut jouer un rôle de liant entre les particules minérales. Eisma (1987) insiste sur le rôle des composés organiques dans la formation des agrégats (observations au microscope électronique, Van Leussen 1988). On a apparemment un effet de pontage entre les particules grâce à des polymères adsorbés. Pour que ce processus soit efficace, il faut suffisamment de polymères pour que les liens soient résistants au cisaillement mais aussi suffisamment de sites d'adsorption vacants pour que les polymères s'associent à des particules différentes. Ce mécanisme semble être très largement influencé par le pH. Les polymères sont produits dans le milieu naturel par les microorganismes. Dans certains cas, ces organismes vivants jouent un rôle actif dans la flocculation:

- Rôle des organismes vivants

Pour se nourrir, les organismes vivants filtrent les fines matières en suspension et les transforment ensuite par digestion en déchets agglomérés. Ce processus est très important dans le monde marin et dans les systèmes lacustres, il a peu été reporté en rivière. Par ailleurs, les particules peuvent aussi servir de support à des colonies de bactéries, ce peut être le cas des boues non décantées de station d'épuration que l'on retrouve parfois dans les rejets.

1.3 Flocculation et temps de pluie

Les études menées dans le cadre du programme de recherche *Solides en réseaux d'assainissement* ont mis en évidence des phénomènes d'agrégation et de désagrégation pour les suspensions transitant dans les réseaux par temps de pluie:

- La granulométrie des solides fins (inférieurs à 100 μm) est évaluée grâce à un diffractomètre laser. Les caractéristiques granulométriques de l'échantillon chutent après le passage de l'échantillon aux ultrasons, mais reprennent leur niveau initial après quelques minutes de repos, montrant que les ultrasons ont pour effet de briser non pas les particules mais des assemblages de particules.

Tableau 1: Effet des ultrasons sur les caractéristiques granulométriques (Chebbo, 1992)

Événement pluvial	Paramètre granulométrique μm	Protocole de mesure		
		Mesure	Ultrasons Mesure	Ultrasons Repos: 5' Mesure
Béquigneaux 4/12/88 séparatif	D10	3.9	1.8	2.5
	D50	22	13	18
	D90	53	36	37
Béquigneaux 19/10/89 Séparatif	D10	12	3	9
	D50	40	38	40
	D90	119	118	104
Collecteur 13 19/10/89 Unitaire	D10	4	2.6	6.4
	D50	25	28	31
	D90	68	77	62
La Molette 10/8/89 Unitaire	D10	3.2	1.6	2.2
	D50	20	12	23
	D90	62	42	52
La Molette 28/6/88 Unitaire	D10	4.7	2.2	4.8
	D50	24	19	26
	D90	79	63	57

- Les vitesses de chute mesurées sont généralement supérieures (de l'ordre de 3 à 4 fois) aux vitesses théoriques calculées grâce à la formule de Stokes ($w = \frac{1}{18} \frac{\rho_s - \rho}{\rho} g \frac{d^2}{\nu}$), pour les particules inférieures à 50 μm .

Tableau 2: Comparaison entre vitesses de sédimentation mesurées et vitesses théoriques des particules inférieures à 50 μm (Chebbo, 1992)

Événement pluvial	Taille moyenne μm	ρ_s kg/m^3	$w_{\text{théorique}}$ m/h	$w_{\text{mesurée}}$ m/h	$\frac{w_{\text{mesurée}}}{w_{\text{théorique}}}$
Béquigneaux 1/12/88	22	2360	1.25	5.7	4.6
Béquigneaux 5/12/88	22	2560	1.46	3.8	2.6
Béquigneaux 19/10/89	23	2510	1.59	2.96	1.9
Les Brouillards 1/12/88	20	2570	1.24	3.95	3.2
La Molette 7/8/89	16	2100	0.53	1.35	2.6
La Molette 27/6/90	18	2160	0.78	4.28	5.5
Collecteur 13 11/9/89	19	2230	0.89	3.43	3.9
Collecteur 13 19/10/89	19	2100	0.76	0.70	0.9
Collecteur 13 13/10/90	27	1840	1.24	2.29	1.9

Les vitesses mesurées sont en fait les vitesses de chute des agrégats tandis que la granulométrie mesurée est plus proche de la granulométrie des particules élémentaires. Krishnappan et al. (1989) donne le même ordre de grandeur.

2 Granulométrie des suspensions

2.1 Le problème de l'échantillonnage

Ainsi que l'ont montré plusieurs auteurs, les agrégats sont parfois très fragiles. Gibbs (1982) a notamment longuement étudié l'effet de différentes techniques d'échantillonnage et a montré que ni les pompes, ni les bouteilles de prélèvement ne permettaient de conserver les flocs dans leur taille originelle.

2.2 Le tamisage

Basée sur le passage des particules à travers un tamis calibré, cette méthode ne permet pas de conserver ni la taille ni la structure des agrégats.

2.3 L'observation directe microscopique

Technique de référence avec le tamisage, elle est très largement employée. Les particules inférieures au micron ne sont pas observables en microscopie optique, mais le sont en microscopie électronique. Les deux problèmes majeurs de cette technique sont i) la représentativité de l'échantillon car le nombre de particules analysées est limité par rapport à d'autres techniques telles que tamisage, Coulter, diffractomètre, ii) il faut arriver à prélever l'échantillon sans détruire les éventuels agrégats.

2.4 La technique du Coulter Counter

Les particules en passant à travers un petit orifice plongé dans une solution ionique, modifient la résistivité de cet orifice en fonction de leur taille. Cet appareil a l'avantage de compter un très grand nombre de particules en très peu de temps et fournit rapidement une répartition représentative. Un agrégat même en phase de destruction pourrait répondre comme une seule particule car la mesure est faite au niveau de l'orifice. Toutefois, il faut prélever un échantillon d'eau, car étant donné l'extrême sensibilité de l'appareil à l'électricité statique (les mesures sont effectuées dans une cage de Faraday), il est exclu de concevoir un prototype fonctionnant *in situ*. Par ailleurs, le milieu doit être conducteur, ce qui implique d'ajouter du sel en eau douce et par conséquent peut modifier les propriétés floculantes du milieu. Enfin, Gibbs (1982) a montré que les agrégats de taille supérieure à une dizaine de μm sont brisés passage de l'orifice, même avec une sonde de 380 μm .

2.5 La diffractométrie laser

La distribution granulométrique des particules dans un volume d'eau situé au centre de la cellule de mesure est estimée à partir des anneaux de diffraction générés par les particules. Contrairement aux techniques précédentes (microscopie et Coulter), les particules ne sont pas mesurées individuellement, l'appareil traite numériquement un spectre de diffusion. La version standard de l'appareil nécessite le prélèvement de l'échantillon. Cependant quelques prototypes d'appareil fonctionnant *in situ* existent (Krishnappan 1989, Bale 1987). Bale (1987) a montré l'effet du prélèvement sur la granulométrie grâce à un de ces prototypes (figure 2).

2.6 Les méthodes *in situ*

L'importance des problèmes liés à l'échantillonnage a conduit à l'observation directe *in situ* des suspensions dans l'eau, notamment grâce à des caméras sous marine (Eisma 1987). Les particules les plus fines ne sont pas observables, mais la vraie taille des particules est observée. Toutefois, aucune mesure ultérieure ne peut être effectuée sur les agrégats (comme la composition chimique et le comptage des bactéries associées) puisqu'aucun échantillon n'est prélevé.

Une méthode indirecte de prises de vues des suspensions a été utilisée au Canada (Droppo 1991): elle consiste à prélever de petits volumes d'eau dans des colonnes transparentes de sédimentation, de laisser sédimenter les particules et prendre des photos du fond de la colonne. Malgré l'éventuelle modification de la floculation dans la colonne, on a une assez bonne idée de la taille des agrégats, le problème majeur restant le nombre limité de particules observées et la lourdeur de traitement des colonnes.

3 Deux méthodes d'observation non destructives des flocs

Le problème de la fragilité des flocs et la complexité des équipements utilisés directement *in situ* nous ont conduit à développer deux méthodes d'observation non destructives des flocs. La première méthode qui n'est pas directe, s'appuie sur un échantillonnage particulier, spécifique aux agrégats et elle permet de recueillir un échantillon de suspensions que l'on observe ensuite au microscope. La deuxième méthode est l'observation directe dans l'écoulement des suspensions. Les images recueillies au cours des deux méthodes sont traitées grâce à un analyseur d'images.

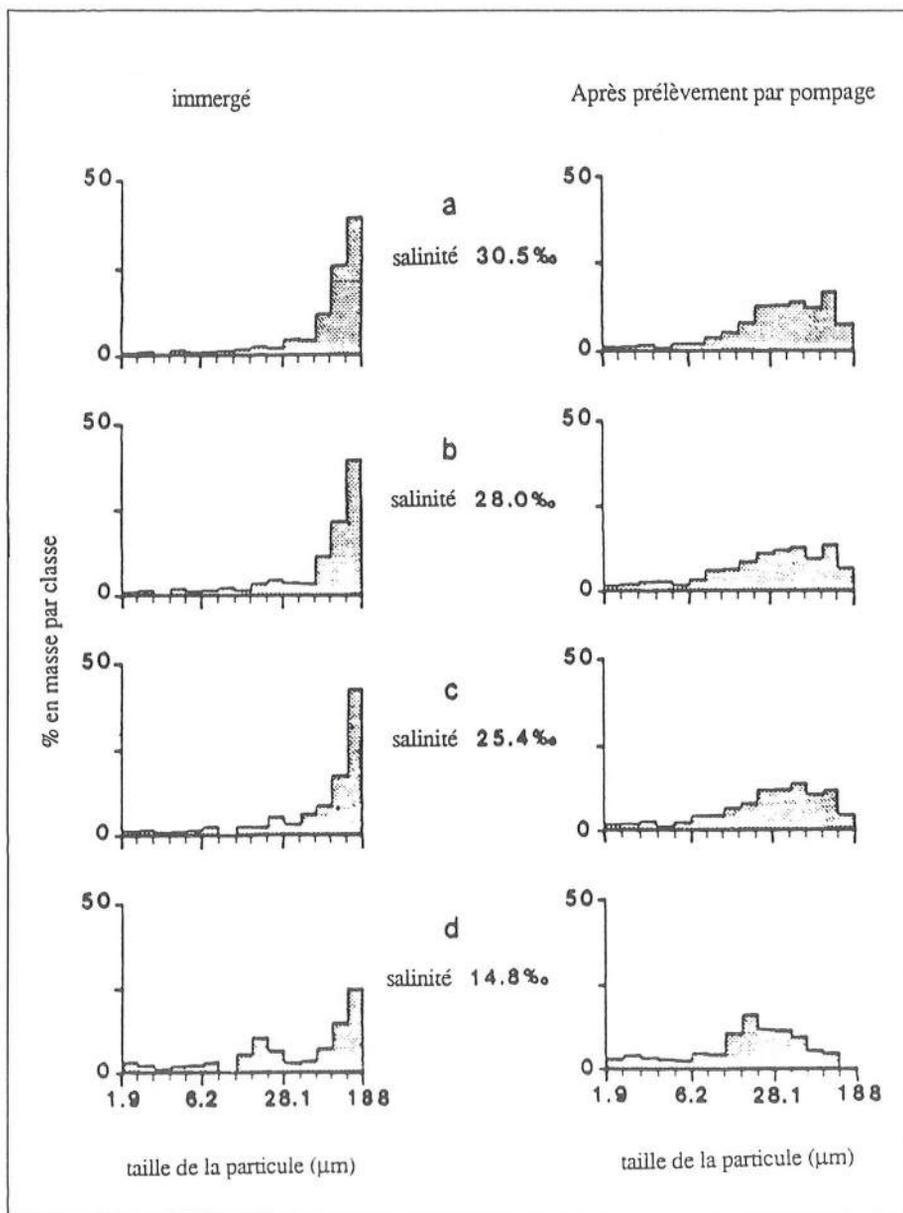


Figure 2: Effet du prélèvement sur la granulométrie des suspensions: i) à gauche, *in situ* ii) à droite, après prélèvement, Bale 1987)

3.1 Recueil de filtres

L'échantillonnage consiste à filtrer un faible volume d'eau à la profondeur désirée dans l'écoulement, grâce à l'appareil dont le schéma est donné figure 3. Les particules sont recueillies dans un état très voisin de celui dans lequel elles étaient dans l'écoulement. L'observation des filtres au microscope optique permet d'évaluer la granulométrie des solides et donne une bonne représentation de la structure des floccs.

Afin de simplifier l'observation et le traitement des filtres, un système d'acquisition et de traitement d'images est relié au microscope optique. Des exemples d'images numérisées de filtres prélevés en aval de Paris (septembre 91), dans un des rejets de la station d'épuration d'Achères et en Seine une dizaine de km en aval, sont donnés figure 7.

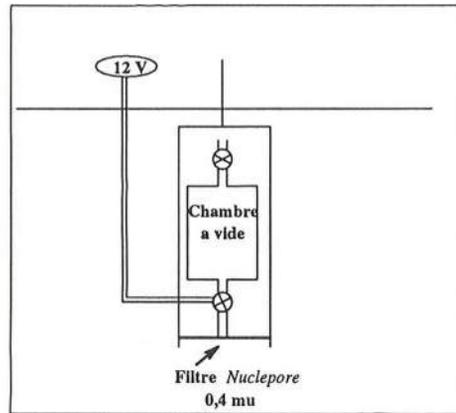


Figure 3: Schéma de l'échantillonneur

En fonction du choix de l'objectif du microscope, des particules de l'ordre du mm à quelques microns sont observables, et le traitement d'un grand nombre d'images permet d'accéder à la granulométrie des suspensions. La figure 8 montre les granulométries obtenues en Seine (septembre 1991), en amont et en aval du barrage d'Andrésy, à trois profondeurs: en surface, à 1 et 3 mètres de profondeur.

Depuis, un soin important a été apporté au pré-traitement des images (correction de l'éclairage) et à la normalisation des niveaux de gris afin de faciliter le seuillage des images et permettre la comparaison des floccs entre eux et d'un site à l'autre quel que soit l'objectif utilisé. Cette mise au point permet désormais de traiter aisément un grand nombre d'images d'un même filtre à différents grossissements afin d'obtenir un échantillon de particules beaucoup plus représentatif.

Par ailleurs, les membranes sont observables en microscopie électronique à balayage. La figure 4 montre une photographie d'un floc recueilli dans un rejet de temps sec en Seine à Paris (Pont de Sèvres, 19 mars 1992). L'évaluation des espèces chimiques constituant les flocs, grâce à l'utilisation d'une microsonde est en cours.



Figure 4: Photographie au microscope électronique à balayage d'un floc prélevé dans un rejet de temps sec en Seine (Pont de Sèvres), CERAM-ENPC.

3.2 Prises de vues endoscopiques

Parallèlement, le même système d'acquisition et de traitement des images est adaptable à un endoscope qui permet des prises de vues directement dans l'écoulement.

La résolution est moins fine mais la mesure est directe, la faible taille de l'endoscope perturbe peu l'écoulement au voisinage des suspensions. L'endoscope utilisé est un endoscope grossissant, de très faible profondeur de champ. Les particules, observées en ombre, (voir schéma figure 5) ont par conséquent le même grossissement apparent et on arrive à observer des particules de l'ordre de la dizaine de μm . En contre partie, du fait de la fine lame d'eau observée et aux concentrations en particules rencontrées, le nombre de particules observées par image est faible, ce qui oblige à traiter un grand nombre d'images. Par ailleurs, il est souhaitable d'acquérir les images au fil de l'eau afin de limiter les perturbations dues au mouvement apparent des suspensions devant l'objectif. Un bon ordre de grandeur de la vitesse de déplacement des particules est de 1 à 10 cm/s (compte tenu du mouvement du bateau, des tourbillons éventuels et du grossissement de l'endoscope). Pour un temps d'intégration de la caméra de 100 μs (qui est la limite pour notre caméra), la définition de l'image obtenue est relativement bonne, de l'ordre de 1 à 10 μm (distance apparente parcourue par les particules pendant le temps d'intégration).

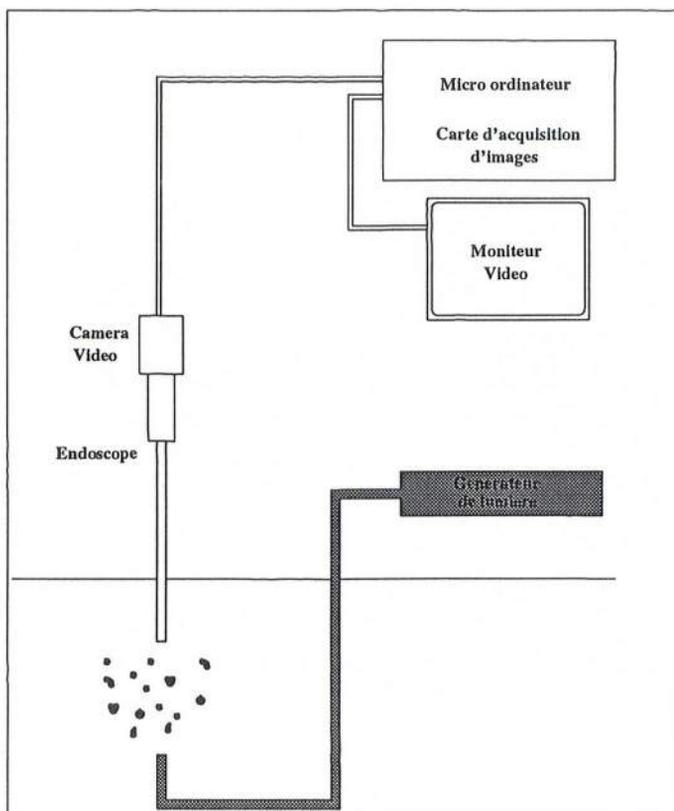


Figure 5: Schéma d'utilisation de l'endoscope *in situ*

La figure 6 montre un exemple d'image endoscopique prise au laboratoire après pré-traitement. Les particules observées sont des pollens de noisetier de taille une vingtaine de μm . Malgré une certaine déformation due à l'optique peu élaborée de l'endoscope que nous utilisons (endoscope industriel standard), on peut toutefois évaluer des tailles. Tous les appareils (caméra, moniteur vidéo, ordinateur contenant la carte d'acquisition, générateur de lumière) sont autonomes et peuvent donc être utilisés sur le terrain.

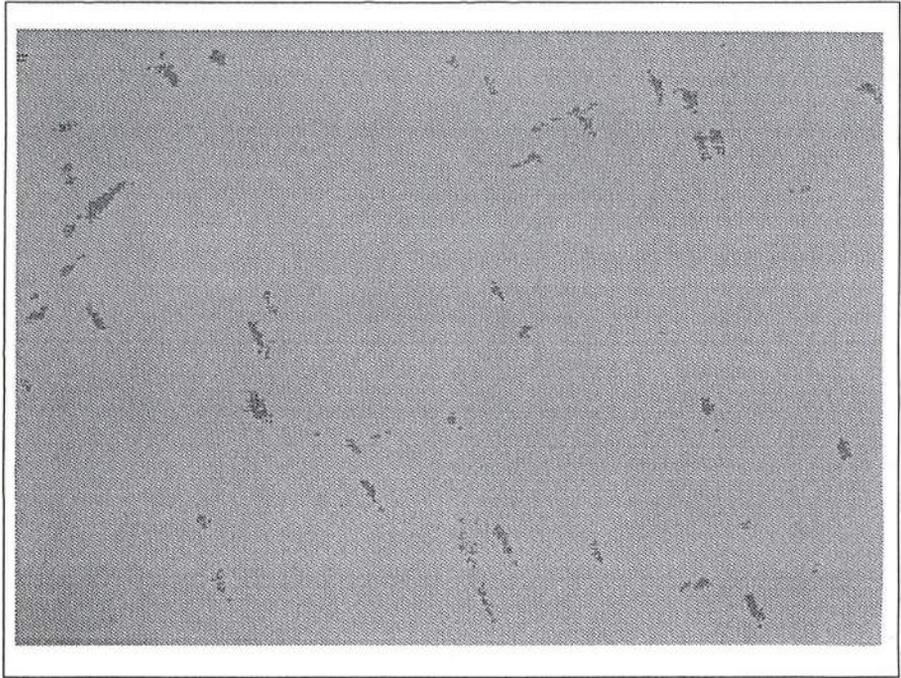


Figure 6: Exemple d'image numérisée de pollens en suspension

4 Conclusion

La première campagne *in situ* à l'aval d'Achères (septembre 91) a montré la faisabilité et l'intérêt de la méthode d'observation des floccs par filtration et a permis de mettre au point la méthode de traitement des filtres.

Une deuxième campagne à l'aval d'Achères accompagnée de mesure des vitesses de chute aura pour objectif l'étude de la distribution verticale des floccs et des phénomènes de sédimentation/remise en suspension afin de quantifier l'éventuel rôle de l'agrégation et de la désagrégation sur le transport des suspensions.

Par ailleurs, une série de filtres ont été prélevés en Seine et sur ses affluents en avril 1992 de l'amont au sud de Troyes vers l'aval à l'est de Rouen afin de mettre en évidence des différences d'une rivière à l'autre, l'éventuel effet de la vitesse de l'écoulement et l'influence des rejets urbains (notamment Troyes et Paris) sur la formation des floccs.

Enfin, les images endoscopiques prises au laboratoire montrent que l'on peut passer très prochainement aux réalisations de terrain. Les mesures de taille directe des floccs permettront de valider les tailles mesurées sur les filtres.

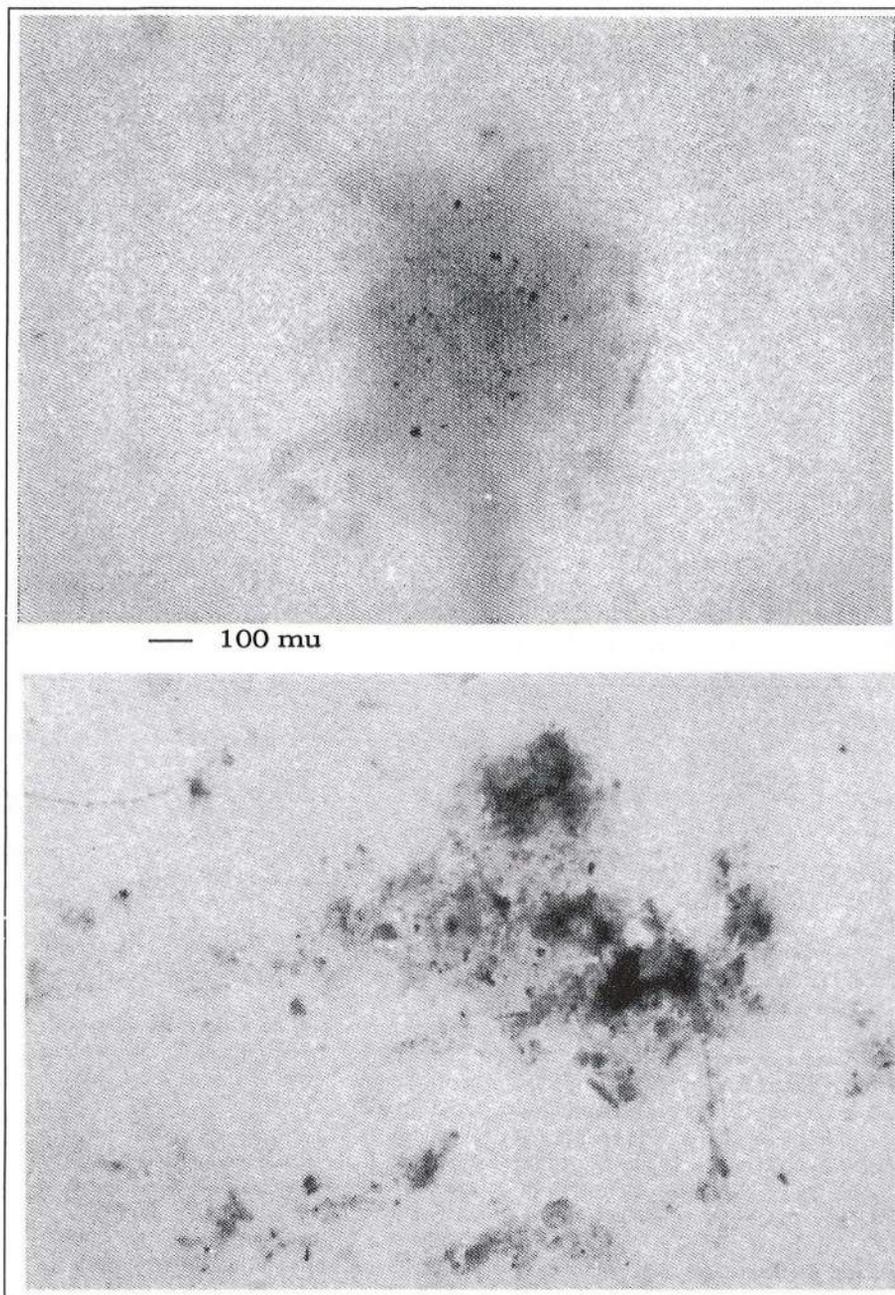


Figure 7: Exemples d'images numérisées: i) en haut: filtre prélevé dans le rejet 3 de la station d'épuration d'Achères ii) en bas: 10 km en aval en Seine

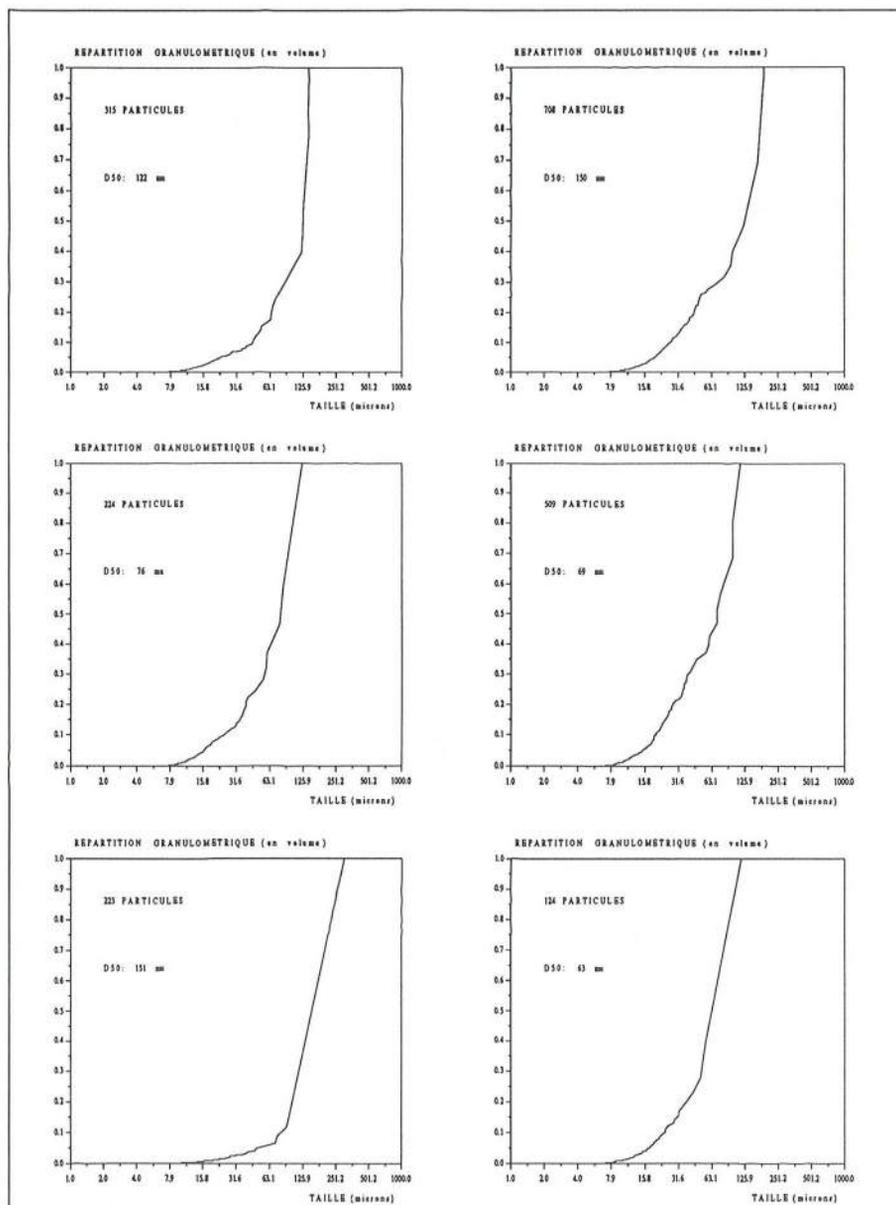


Figure 8: Granulométries en amont (à gauche) et en aval (à droite) du barrage d'Andrésey (Seine septembre 91), en surface, à 1 et 3 mètres de profondeur (de haut en bas).

Une autre approche de terrain complémentaire à ces observations consiste à utiliser des billes fluorescentes de tailles différentes comme traceurs de la phase solide. Ces billes pourront mettre en évidence des phénomènes de dépôt. Par ailleurs, en les retrouvant dans les agrégats naturels, on a directement accès au phénomène de formation des floes.

L'ensemble des observations et mesures des particules en suspension devront être interprétées à l'aide d'un modèle de transport en suspension afin d'évaluer l'influence des phénomènes d'agrégation et de désagrégation des particules sur leur comportement dans le milieu naturel.

5 Références

- Bale A.J., Morris A.W. (1987) *In situ measurements of particle size in estuarine waters*
Estuarine, Coastal and Shelf Science **24**:253-263
- Chebbo G. (1992) *Solides de rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité*
Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement
- Droppo I., Ongley E.D. (1990) *Flocculation of fine grained sediment in the freshwater fluvial environment, a method of analysis*
Canada Centre for Inland Waters NRWI Contribution 90-89
- Eisma D., (1987) *Flocculation of suspended matter in coastal waters*
in SCOPE/UNEP, Sonderband Heft **62**:259-268
- Gibbs R.J., Konwar L.N. (1982) *Effects of pipeting on mineral floes*
Environment Science and Technology **16**:119-121
- Gibbs R.J., Konwar L.N. (1983) *Sampling of mineral floes using Nisking bottles*
Environment Science and Technology **17**:6
- Gibbs R.J. (1982) *Floc breakage by pumps*
J. Sed. Petrology **51**:670-672
- Gibbs R.J. (1983) *Floc stability during Coulter Counter size analysis*
J. Sed. Petrology **52**:657-660
- Krishnappan B.G., Ongley E.D., (1989) *Measurement of size distribution of sediment floes*
Canada Centre for Inland Waters NRWI Contribution 89-108
- Parker D.S., Kaufman W.J., Jenkins D. (1972) *Floc breakup in turbulent flocculation processes*
Journal of the sanitary engineering division **98**:79-99
- Van Leussen (1988) *Aggregation of particles, settling velocities of mud floes, a review*
In Physical Processes in Estuaries Dronkers J. and Van Leussen Eds, Springer Verlag 347-403

**MAÎTRISE DE LA POLLUTION
DES EAUX PLUVIALES**

LA DÉPOLLUTION DES REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE : UNE APPROCHE GLOBALE

TABUCHI J.P.

Agence de l'eau Seine-Normandie

RESUME

La pollution occasionnée par les rejets urbains par temps de pluie est aujourd'hui reconnue. Après cette phase de constat, où des progrès restent à faire dans le domaine des connaissances, commence une autre phase qui est la mise en place d'une politique de lutte contre cette forme de pollution. L'agence de l'eau Seine-Normandie, comme les autres agences de l'eau, avec le VI^e programme, doit relever ce nouveau défi. Dans ce domaine nouveau pour elle, l'Agence de l'Eau Seine Normandie a défini une politique basée sur une approche globale des problèmes de pollution des eaux en milieu urbain. Cette politique repose sur une bonne connaissance du milieu naturel, point de départ de la réflexion, et des réseaux d'assainissement et doit intégrer plus largement le cycle de l'eau dans la ville pour entreprendre une action efficace de réduction de la pollution existante. Cette politique repose essentiellement sur deux principes d'actions : des actions curatives destinées à réduire la pollution existante et des actions préventives destinées à éviter d'aggraver les désordres existants.

1. INTRODUCTION

Bien que reconnue depuis déjà une vingtaine d'années, la pollution par les rejets urbains de temps de pluie ne constituait pas l'un des thèmes d'actions prioritaires des agences. En effet, leurs moyens financiers en matière de dépollution des collectivités locales étaient principalement mobilisés par la lutte contre la pollution par temps sec. S'il reste encore à faire dans ce domaine, des résultats ont été obtenus. C'est d'ailleurs en partie l'amélioration de la qualité du milieu naturel, due à la disparition de certaines pollutions chroniques, qui a permis de mettre en évidence les effets négatifs des rejets urbains par temps de pluie. En particulier on observe des mortalités piscicoles parfois spectaculaires liées à l'amélioration de la qualité de certains cours d'eau qui, de ce fait, s'enrichissent d'une faune et d'une flore plus variées et plus sensibles à des pollutions épisodiques. Aujourd'hui, la reconquête du milieu naturel passe par un maintien de l'effort dans la lutte contre la pollution par temps sec, mais aussi par une prise en considération de la pollution causée par les rejets urbains de temps de pluie.

Ces constatations ont confirmé la nécessité d'une action des agences de l'eau en vue d'obtenir une meilleure maîtrise de la qualité des eaux lors des épisodes pluvieux. Cela s'est traduit par la prise en compte de la dépollution des rejets urbains par temps de pluie dans le 6^o programme d'interventions des agences de l'eau. Prise en compte qui se traduira par un soutien financier aux études préalables et aux travaux de dépollution. La politique de l'agence de l'eau Seine-Normandie dans ce domaine s'appuiera donc sur un volet technique et sur un volet financier.

Du point de vue technique, la lutte contre la pollution par les rejets urbains par temps de pluie sera conçue en intégrant différents domaines tels que la construction et l'entretien d'ouvrages de transport et de dépollution, la limitation de la pollution à la source, mais aussi l'urbanisation tant existante que future.

Du point de vue financier, la politique de l'agence sera voisine de celle mise en oeuvre au cours du précédent programme concernant l'épuration des collectivités.

2. QUELQUES DEFINITIONS

Le terme "pluvial" recouvre un grand nombre de significations entraînant une certaine confusion qu'il convient de clarifier par quelques définitions.

Rejets urbains de temps de pluie (RUP) : ce terme recouvre l'ensemble des rejets au milieu naturel occasionnés par les précipitations météoriques en milieu urbain.

Surverses unitaires : il s'agit des rejets occasionnés par les réseaux unitaires lorsque leur capacité de transport est dépassée à la suite d'un épisode pluvieux.

Rejets d'eaux pluviales : rejets occasionnés par les réseaux d'eaux pluviales strictes.

Rejets pseudo-pluviaux : il s'agit de rejets occasionnés par des réseaux d'eaux pluviales dans lesquels transitent des eaux usées provenant d'erreurs de branchements ou de déversoirs d'orages situés plus en amont.

3. LE VOLET TECHNIQUE

Dans le domaine technique, la politique de l'agence s'articule essentiellement autour de quatre points qui sont :

- * des études pour orienter les travaux,
- * des objectifs de qualité,
- * la mise en oeuvre d'une politique curative,
- * la mise en oeuvre d'une politique préventive.

Ces quatre points doivent faire l'objet d'une approche globale. En effet, plus que pour les rejets chroniques de temps sec, les rejets urbains par temps de pluie sont le résultat du cycle de l'eau en milieu urbain dans son ensemble, y compris les eaux usées. Par conséquent une plus large connaissance du bassin versant est nécessaire. Cette connaissance doit intégrer le milieu naturel, la climatologie, les caractéristiques physiques du bassin versant, les données d'urbanisme etc...

3.1 Les études

Avant d'entreprendre des travaux de lutte contre la pollution par les rejets urbains par temps de pluie, un effort d'études doit être entrepris afin de définir un état des lieux le plus précis possible. En effet, une action efficace doit prendre en compte d'une part tous les facteurs ayant une influence sur la pollution (occupation du sol, activités industrielles, durée de temps sec...) mais également les paramètres influencés par la pollution tels que l'impact sur le milieu naturel ou les conséquences sur les usages de l'eau.

Un inventaire des données disponibles sera fait, complété par des mesures portant d'une part sur le milieu naturel mais également sur les réseaux et la station d'épuration. Elles s'attacheront à préciser la qualité du milieu naturel par temps sec et par temps de pluie en cherchant à déterminer la cause principale de dégradation de la qualité du cours d'eau (MES, DBO5, ammonium, etc) et l'origine de cette pollution. De même, sur les réseaux et la station il s'agit de préciser le fonctionnement de ces ouvrages par temps de pluie aussi bien que par temps sec. De plus ces études diagnostic devront intégrer de nouveaux paramètres permettant de caractériser la traitabilité des rejets urbains par temps de pluie en procédant, par exemple, à des mesures de décantabilité et à des études granulométriques. Le complément utile à ces mesures est la modélisation mathématique qui sera validée avec les résultats des mesures. Le principal intérêt de ces outils mathématiques est qu'ils permettent de simuler différents scénarios d'évolution de l'urbanisme, de modifications des caractéristiques du réseau etc.

La réflexion doit prendre appui sur les connaissances sur l'impact des rejets urbains par temps de pluie sur la milieu naturel. Pour cela on dispose aujourd'hui d'un certain nombre de connaissances qui permettent donner une première orientation.

3.2 Les impacts des rejets urbains par temps de pluie

3.2.1 Impact sur les usages de l'eau

Les usages les plus perturbés par les rejets urbains de temps de pluie sont la fabrication d'eau potable, la pêche et les loisirs.

La fabrication d'eau potable : la fabrication d'eau potable peut être sérieusement perturbée par la présence d'ammonium, de matière en suspension, de produits phytosanitaires et d'hydrocarbures. La gestion des installations de traitement est d'autant plus délicate que l'écart entre la qualité de la ressource en eau par temps de pluie et par temps sec est important.

La pêche : outre les mortalités piscicoles évoquées plus haut, la conchyliculture, la pisciculture et la pêche peuvent être perturbées par les rejets urbains de temps de pluie. En effet, ceux-ci, par leurs apports, entraînent une contamination des différentes espèces de poissons et de mollusques qui peuvent présenter des concentrations en toxiques ou une contamination bactérienne les rendant impropres à la consommation. Par ailleurs la reproduction des différentes espèces peut être altérée.

Le tourisme et les loisirs : les effets des rejets urbains de temps de pluie sur le tourisme ne sont pas négligeables, notamment sur le littoral où les surverses unitaires s'accompagnent d'une pollution microbienne incompatible avec la baignade et les activités conchylicoles. Ces pollutions peuvent se traduire par des interdictions de baignade ou de pêche à pied altérant ainsi l'image de la station balnéaire, ce qui peut avoir des incidences économiques non négligeables.

3.2.2 Impact sur les écosystèmes

Les effets des rejets urbains de temps de pluie sur le milieu naturel sont principalement de deux natures : les *effets immédiats* et les *effets différés*. Cette séparation en deux classes résulte de la nature des polluants véhiculés par ces rejets : pollution organique carbonée et azotée biodégradable qui créent une baisse rapide de l'oxygénation des eaux, micro-polluants minéraux ou organiques d'une très grande stabilité qui ont la faculté de se concentrer en différents points de l'écosystème.

3.2.3 Les effets immédiats

Le premier effet est une augmentation de la turbidité causée par l'apport de matières en suspensions. S'il s'agit uniquement d'apports terrigènes, les effets sont limités : envasement du lit de la rivière, diminution de la transparence de l'eau. Si ces matières en suspensions comportent une forte charge en matière organique, l'impact sur le milieu naturel sera beaucoup plus fort : cet apport de matières organiques induit une consommation d'oxygène qui peut être très importante liée à la biodégradation de la matière organique contenue dans l'effluent, à la décomposition de la matière organique déposée au fond du cours d'eau et à l'oxydation des formes réduites de l'azote. Il s'en suit un déficit en oxygène pouvant conduire à une concentration en oxygène nulle provoquant ainsi l'asphyxie du milieu affectant en premier lieu la vie piscicole (tableau 1). On peut parfois observer des dommages immédiats liés causés par un toxique puissant véhiculé par les réseaux d'eaux pluviales qui sont également les vecteurs des pollutions accidentelles.

Ce qui caractérise cette forme de pollution c'est que les effets, pour catastrophiques qu'ils soient, cessent généralement après suppression de la source de pollution. Il n'y a pas de rémanence de la pollution.

L'impact de la pollution à effet immédiat doit être appréhendé à partir des flux apportés par un événement.

Tableau 1 : Intervalle de concentrations en oxygène dissous séparant la survie de la mortalité de tous les individus en fonction de la durée d'exposition et de la température (d'après Dowing et Merkens 1957)

Espèce	Durée d'exposition	Température °C		
		10°	16°	20°
Truite arc en ciel	3.5 heures	1.7 (1.2)	1.9 (1.5)	2.1 (1.6)
	3.5 jours	1.9 (1.3)	3.0 (2.4)	2.6 (2.3)
Perche	3.5 heures	0.7 (0.4)	1.1 (0.6)	1.2 (0.9)
	3.5 jours	1.0 (0.4)	1.3 (0.9)	1.2 (1.0)
Gardon	3.5 heures	0.4 (0.2)	0.6 (0.3)	1.1 (0.5)
	3.5 jours	0.7 (0.2)	0.7 (0.7)	1.4 (1.0)

Les concentrations d'O₂ sont exprimées en mg/l. La première valeur est celle permettant la survie, celle entre parenthèses cause une mortalité de 100%.

3.2.4 Effets différés

Les effets différés sont plus difficiles à appréhender en raison de la nature des polluants que constituent les métaux lourds, les hydrocarbures et d'autres micropolluants organiques. Les principales caractéristiques de la pollution à effets différés sont la persistance et l'accumulation d'un grand nombre de ces polluants au sein de la chaîne alimentaire. En effet, si l'on connaît certains des effets pour des expositions à de fortes concentrations dans des conditions expérimentales, il est plus difficile de rendre compte de l'influence des ces polluants dans le milieu naturel où des synergies et des antagonismes entre les différents polluants existent. Néanmoins, les apports constitués par les rejets urbains de temps de pluie ne sont pas négligeables et, bien que l'on ait des difficultés à quantifier les conséquences d'un certain nombre de ces polluants à effet différé, il paraît sage de prendre les précautions nécessaires pour diminuer ces apports de polluants.

A la différences des polluants à effets immédiats, les polluants à effets différés sont conservatifs et restent donc dans le milieu.

L'impact de la pollution à effet différé doit considérer les charges globales sur une longue période, l'année par exemple.

3.2.5 Des objectifs de qualité

A l'issue de ce travail d'étude, ce que l'on peut appeler des objectifs de qualité par temps de pluie doivent être définis. L'élaboration de tels objectifs présente un certain nombre de difficultés liées principalement au caractère aléatoire des événements conditionnant l'impact des rejets urbains de temps de pluie.

L'identification des causes de pollution lors des épisodes pluvieux est une étape importante car elle conditionne la démarche objectif de qualité et les moyens techniques à mettre en oeuvre pour atteindre ces objectifs. Par exemple, si l'on détermine que la principale cause de pollution est l'érosion de terres agricoles, la démarche à entreprendre pour lutter contre la pollution sera très différente de celle à entreprendre lorsque la pollution est causée par des surverses de réseaux unitaires.

Les niveaux de qualité que l'on se donne comme objectif peuvent être définis à partir des usages ou à partir de critères de préservation ou de restauration d'un écosystème. Pour les cours d'eau, l'atteinte la plus évidente à la qualité d'un écosystème est constituée par les mortalités piscicoles. C'est aussi le domaine pour lequel les connaissances sont les plus avancées. Il apparait ainsi que le paramètre le plus sensible au niveau de la pollution par les rejets urbains de temps de pluie est l'oxygène. Il semble donc logique de fixer des objectifs basés sur ce paramètre. Les Danois ont ainsi défini des niveaux de qualité par temps de pluie basés sur les durées d'exposition pour différentes espèces de poissons à des teneurs en oxygène variables en fonction de la période de retour de l'événement.

Ces niveaux de qualité par temps de pluie constituent l'un des outils nécessaire pour le dimensionnement des ouvrages de dépollution. La part de risque que l'on est prêt à admettre et les niveaux que l'on souhaite constituent l'objectif de qualité par temps de pluie.

3.3 Les moyens techniques de lutte contre la pollution

A partir des conclusions des différentes études et des objectifs de qualité, les actions à engager seront principalement de deux natures : des *actions curatives* dont l'objet est de résorber la pollution liée aux activités et à l'urbanisme existant et des *actions préventives* ayant pour but de ne pas aggraver la situation existante.

3.3.1 des actions curatives

L'une des difficultés des actions curatives tient au fait qu'il s'agit généralement d'implanter des installations dans un milieu déjà urbanisé. Cependant les grandes options techniques peuvent être schématisées à grands traits.

Pour les réseaux unitaires, on peut considérer que l'ouvrage d'épuration principal est constitué par la station d'épuration sous réserve que celle-ci soit d'une capacité suffisante. Dans ce cas, il s'agit d'optimiser l'utilisation de l'ensemble réseau-station afin de tirer le meilleur parti possible de la capacité de transport du réseau et de la capacité de traitement de la station d'épuration.

Pour optimiser le fonctionnement de cet ensemble on peut mettre en place des bassins de pollution qui permettent de stocker provisoirement les eaux polluées pour les restituer ultérieurement vers la station d'épuration. On peut aussi améliorer la capacité de transport des réseaux avec des opérations d'entretien ou des modifications des déversoirs d'orage.

La dépollution au niveau des déversoirs d'orage peut être envisagée. Cependant elle présente des difficultés : la principale étant l'obtention d'une qualité de rejet suffisante pour être déversée au milieu naturel alors que le principal procédé de traitement envisagé est la décantation et que les débits de pointes peuvent être élevés.

Pour les réseaux pluviaux stricts, la principale difficulté provient de la dissémination des points de rejets qui peut entraîner une multiplication des ouvrages de traitement. La technologie aujourd'hui disponible fait également appel à la décantation et permettent de prendre en compte partiellement le problème des hydrocarbures.

Pour les stations, le dimensionnement et la conception des ouvrages doivent, plus que par le passé, prendre en compte les situations de temps de pluie.

3.3.2 La pollution liée aux urbanisations nouvelles : des actions préventives

Dans le cas des urbanisations nouvelles, le principe de "précaution" doit être mis en oeuvre : toutes les précautions visant à ne pas aggraver la situation existante, tant au niveau de la pollution que des risques d'inondation des zones aval, doivent être mises en oeuvre. Pour cela la panoplie des moyens disponibles est beaucoup plus large que dans le cas des actions curatives. En effet, outre la dépollution proprement dite, une action bien plus en amont peut être entreprise au niveau des documents d'urbanisme (S.D.A.U., P.O.S., etc). Le règlement du P.O.S. constitue l'un des outils le plus efficace pour fixer les contraintes en matière d'assainissement pluvial avec une idée directrice : la restitution, à la sortie de la parcelle aménagée, d'un débit identique à celui du terrain naturel. L'obtention du permis de construire est soumis au respect de cette contrainte par l'aménageur qui doit trouver les solutions techniques pour la respecter. Ces techniques existent : outre celle éprouvée du bassin de retenue, un certain nombre d'autres techniques dites alternatives comme les chaussées réservoirs,

le stockage des eaux de toitures ou la réalisation de noues permettent de respecter cette contrainte. La réduction des débits ainsi obtenue facilite la dépollution des eaux pluviales. De plus, certaines d'entre elles, comme les bassins de retenue, ont une action de dépollution sensible. Il faut noter que l'utilisation de ces techniques de limitation des débits peuvent se traduire par des économies financières en permettant de réaliser des réseaux de dimensions réduites ainsi que des économies de terrain.

3.3.3 La limitation de la pollution à la source : une action complémentaire

Des actions complémentaires au niveau des sources de pollution peuvent également avoir une influence sensible sur la qualité des rejets urbains par temps de pluie. A titre d'exemple, on pensera à la pollution par le plomb qui a été réduite de manière significative aux Etats Unis depuis la généralisation de l'usage des carburants sans plomb. Dans le même ordre d'idée, le nettoyage de voirie par aspiration constitue une voie en cours d'exploration en vue de limiter la quantité de poussière accumulée sur le sol et qui sera emportée par le ruissellement.

3.3.4 L'entretien des ouvrages : une action indispensable

Comme pour la dépollution des eaux usées, la condition pour obtenir de bons résultats est un entretien régulier des ouvrages de dépollution dont la fonction est d'arrêter la pollution et donc de la stocker. L'absence d'entretien conduirait rapidement à rendre ces ouvrages inefficaces et les investissements consentis seraient alors sans effet. La prise en compte des contraintes de maintenance des ouvrages dès leur conception doit être un souci permanent.

3.3.5 Un problème en suspens : le devenir des boues

La dépollution des rejets urbains de temps de pluie s'accompagne d'une production de boues dont le traitement et la destination n'ont pas encore trouvé de solution satisfaisante à ce jour. Ce point constitue l'un des sujets de préoccupation et de recherche de l'agence de l'eau Seine-Normandie.

4. LES MOYENS FINANCIERS

Pour son 6° programme d'intervention, l'agence de l'eau Seine-Normandie consacrera à la lutte contre la pollution des collectivités un montant d'aide de 10 milliards de francs dont 1.2 milliards de francs sur cinq ans pour la dépollution des rejets urbains par temps de pluie. Soit respectivement, en montant de travaux : 17 milliards de francs pour les collectivités et 2 milliards de francs pour la dépollution des rejets urbains par temps de pluie.

Les domaines pour lesquels l'agence apporte son soutien sont les suivants :

* les études :

- études diagnostics de réseaux qui intégreront maintenant aussi bien les aspects temps sec que temps de pluie,
- les schémas d'assainissement qui prendront également en compte le pluvial,

- les études milieu naturel qui permettront d'établir les objectifs de qualité par temps sec et par temps de pluie, les études préalables à la définition des projets
- le suivi des ouvrages innovants.

Dans ce domaine les modalités d'aides sont les suivantes : en fonction des zones de 50 à 100% de prêts ou de subvention pour les études générales alors que pour les études d'avant projet détaillé, les conditions sont similaires à celles des travaux.

* les travaux :

- dans ce domaine, la priorité porte principalement sur la maîtrise des surverses de réseaux unitaires qui constituent la principale part de la pollution causée par les rejets urbains par temps de pluie. L'agence prendra en compte tous les ouvrages dont la fonction est de permettre une réduction de la pollution. Le montant retenu pour le financement de ces ouvrages sera comparé à un prix de référence dont les modalités ne sont pas encore arrêtées.

Pour les travaux, les modalités d'aides varient en fonction de la zone considérée : le taux de subvention est de 30, 35 ou 40%. A cette subvention vient s'ajouter un prêt sur 10 ans portant sur 20% du montant retenu des travaux avec un taux d'intérêt moitié de celui pratiqué par la Caisse des Dépôts et Consignation

Des primes pour épuration doivent progressivement voir le jour afin d'encourager l'entretien des ouvrages mis en place.

5. CONCLUSION

La prise en compte par les agences de l'eau de la pollution par les rejets urbains par temps de pluie permet d'avoir une approche globale de l'assainissement et de l'épuration pour une meilleure efficacité sur le milieu naturel. Cependant, dans ce domaine nouveau qu'est la dépollution des rejets urbains par temps de pluie, l'état actuel des connaissances doit être enrichi par l'expérience des uns et des autres. Un effort d'études, de recherche fondée notamment sur le suivi des ouvrages, et de communication doit être entrepris. Néanmoins les connaissances actuelles sont déjà suffisantes pour engager des actions de lutte contre la pollution par les rejets urbains par temps de pluie.

APERÇU DES TECHNIQUES DE TRAITEMENT DES EAUX PLUVIALES

ADLER E.

SAFEGE Ingénieurs Conseils, Nanterre

INTRODUCTION

Depuis le début de l'urbanisation moderne, les eaux pluviales ont été considérées sous l'angle hydraulique qui vise à évacuer le plus rapidement possible les volumes ruisselés afin de protéger les hommes des inondations. Cet objectif de nature hydraulique se traduit par conséquent par d'importants rejets dans le milieu naturel (rivières, lac ou mer) d'eaux de ruissellement plus ou moins associées à des eaux usées en fonction du réseau d'assainissement.

C'est assez récemment, plus précisément depuis les années 1970, que cette approche quantitative a été modulée par des considérations qualitatives engendrées par la sensibilisation aux impacts observés après les orages, cette sensibilisation pouvant essentiellement s'expliquer par la mortalité piscicole, détonateur de la récente prise de conscience écologique. Une démarche similaire à celle suivie pour les eaux usées, c'est à dire l'intégration progressive du concept d'épuration modifiant l'assainissement traditionnel, s'est ainsi développée.

Afin de répondre à ce nouveau souci de protection du milieu naturel en milieu urbain, des études ont été lancées pour mieux connaître et comprendre les mécanismes (hydrauliques, hydrologiques, biologiques et chimiques) mis en oeuvre lors de pollution des milieux récepteurs par temps de pluie, ces recherches ayant pour objectif de contribuer à l'élaboration de solutions au difficile problème suivant :

"Que faire de l'eau de lavage de la ville après son bain ?"

Ce papier s'inscrit dans le volet des remèdes épuratoires envisageables pour ces rejets, il tente en effet d'ouvrir l'éventail des principales techniques actuellement disponibles pour traiter ces eaux de pluie, et illustre ces considérations techniques de quelques exemples.

A DESCRIPTIF SOMMAIRE DES EAUX PLUVIALES

Une caractérisation brève des eaux pluviales est nécessaire afin de préciser les grandes contraintes qui s'imposent aux traitements, et par ailleurs, une rapide description des nombreux impacts qualitatifs permet de rappeler la nécessité de traiter la pollution des eaux pluviales.

1 CARACTERISATION DES EAUX PLUVIALES

Un nouvel intérêt a été porté aux eaux pluviales* en raison des impacts qualitatifs considérables observés sur le milieu naturel et consécutifs à des orages, et tout particulièrement la mortalité piscicole. Certains travaux [1] aboutissent ainsi à des bilans annuels de pollution véhiculée par les eaux pluviales (de réseau séparatif) équivalents à ceux rejetés par les stations d'épuration pour une même zone assainie, la contribution annuelle des eaux pluviales pouvant ainsi représenter jusqu'à 10 fois les flux annuels de ces effluents épurés.

Sans entrer dans une description détaillée, la pollution des eaux pluviales peut se caractériser par cinq catégories de polluants :

- les matières solides (MES)
- la matière organique (DBO5 et DCO)
- les nutriments (azote et phosphore)
- les métaux lourds (Pb, Hg, Cd, Cu, Cr, Ni....)
- les microorganismes (bactéries et virus)

Ces différentes classes présentant des relations d'interdépendance, il faut souligner l'importance de la teneur en matières en suspension totale (MEST) des eaux, qui peut en effet être considérée comme un des paramètres essentiels de la pollution, à sa fraction particulaire sont associés de nombreux polluants (matière organique [équivalente à la DBO5 particulaire], nutriments, métaux lourds ...) qui peuvent être constitutifs ou absorbés de façon labile. La fraction non décantable des eaux pluviales est en générale inférieure à la fraction particulaire, elle dépend essentiellement du pourcentage d'eaux usées associées aux eaux pluviales.

En ce qui concerne les aspects quantitatifs de la pollution pluviale, la campagne d'étude réalisée sur des réseaux séparatifs français [2] a montré que les charges en MES transportées par un seul événement pouvaient représenter plus de 23 % du total annuel, et jusqu'à plus de 30 fois la charge moyenne rapportée à l'ensemble des événements pluvieux. Par ailleurs, cinq événements pluvieux (soit à peu près 3% des événements sur une année) peuvent également représenter plus de la moitié des flux annuels rejetés dans le milieu naturel, c'est dire la grande très inégale répartition de la pollution par jour de pluie sur l'année.

En ce qui concerne les rejets pluvieux de réseaux unitaires, des résultats similaires ont été obtenus, et par ailleurs, le phénomène classiquement admis de "premiers flots d'orage très chargés" a été mis ponctuellement en défaut.

Ces données confirment d'une part que l'approche "flux global" annuel pour estimer l'impact des eaux pluviales sur le milieu naturel est très insuffisante, ceci considérée la relative importance d'un événement isolé, et que d'autre part, l'approche traitement des premiers flots n'est pas systématiquement optimale pour traiter la pollution pluviale.

* Le terme "eaux pluviales inclut, d'une part les surverses unitaires de temps de pluie (mélange eaux usées et eaux de ruissellement en réseau unitaire), et d'autre part, les rejets de réseau séparatif pluvial (eaux de ruissellement strictes), les réseaux unitaires représentant environ 80% du parc français.

2 IMPACTS

Les rejets pluviaux ont en premier lieu une action physique qui se traduit par une très nette augmentation de la turbidité dans le milieu naturel. Ceci a pour conséquence directe la réduction de l'activité photosynthétique et de l'efficacité respiratoire de la faune piscicole. De plus, l'impact de la matière organique a des effets identiques à ceux d'un rejet d'eaux usées dans le milieu naturel qui entraîne très rapidement une mortalité piscicole par asphyxie. La concentration en oxygène dissous s'abaisse alors en deçà de valeurs seuils en raison de la forte activité bactérienne consommatrice d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique sur-abondante. Ce phénomène se produit car la concurrence pour l'oxygène entre poissons et plancton est inégale, le dernier développant une affinité pour l'oxygène dissous très supérieure à celle des organismes supérieurs. Ainsi, les poissons disparaissent-ils rapidement et successivement en fonction de leur résistance (espèce et stade de développement), du temps d'exposition et de la température.

Par ailleurs, d'autres impacts immédiats peuvent être observés : importantes contaminations bactériennes, effets négatifs sur la production d'eau potable, sur les performances de la station d'épuration...

Enfin, des impacts dits différés consécutifs aux déversements sont souvent observés sur des temps beaucoup plus longs : relargage de métaux lourds, eutrophisation, préjudices économiques...

B LES TRAITEMENTS

1 LES PRETRAITEMENTS

Ils comprennent classiquement les dégrilleurs, les dessableurs et les deshuileurs.

1.1 DEGRILLAGE

En général, le dégrillage des eaux pluviales est réalisé avec des grilles d'entrefer compris soit entre 30 et 100 mm (prédégrillage), soit entre 10 et 25 mm (dégrillage), enfin, un dégrillage inférieur à 10 mm peut parfois être réalisé, en particulier avec des macrotamiseurs rotatifs.

Différents types de grilles sont distinguées, les grilles manuelles (barreaux en général inclinés) pour des petits débits, les grilles automatiques (barreaux courbes pour des petits débits ou droits pour des débits plus conséquents) pour lesquelles le système de raclage (souvent discontinu) est un râteau qui peut être situé à l'aval ou à l'amont. Il faut également signaler un type de grille récent et apprécié, l'AQUAGARD qui est en fait un mécanisme automatique constitué de peignes courbes raclant sans discontinuer les espaces interbarreaux. Et enfin, pour information complémentaire, les tamis (maille de 0.25 à 0.03 mm) qui peuvent être ou non rotatifs, et qui sont toujours à l'aval d'un véritable dégrillage pour éviter le colmatage.

Le dégrillage n'a aucune action sur la pollution associée à des particules de taille supérieure à la maille utilisée, mais uniquement sur la pollution dite esthétique (essentiellement les flottants et en partie sur les suspensions de taille importante), il n'agit par conséquent jamais sur la pollution dissoute. Il exige un entretien régulier et aussi une bonne gestion des déchets, son efficacité pour des eaux usées domestiques est d'environ 5 à 10% pour les MEST, et d'environ 5% pour la DBO. Dans la pratique, le dégrillage est une opération essentielle car préalable à des opérations ultérieures exigeant une protection (postes de pompage, vannes, siphons etc...). Par ailleurs, il est souvent conseillé d'aménager un petit canal à l'amont afin d'assurer une bonne répartition des flots et également un bypass pour prévenir tout débordement incontrôlé du au colmatage des grilles.

1.2 DESSABLAGE

L'objectif essentiel du dessablage est de retenir les particules sédimentables afin de protéger les installations aval, les dépôts de sables réduisant en outre la débitance des conduites. En théorie, le dessablage vise surtout à piéger les matériaux denses ($d > 2$) et de taille grenue (diamètre $\phi > 0.2$ à 0.25 mm voire à 0.5 mm), c'est à dire essentiellement des particules minérales comme les graviers et les sables. Cependant, inévitablement une petite proportion de matière organique est retenue au niveau de ces matériaux, ce qui engendre des problèmes car elle fermente très facilement en anoxie au fond du bassin, aussi des procédés de lavage de sable sont-ils souvent mis en oeuvre.

La capture des particules est obtenue en réduisant leur vitesse, ce qui permet alors distinguer les dessableurs rectangulaires (section mouillée large) et les dessableurs tangentiels (création d'une force centripète).

D'un point de vue plus précis, les dessableurs longitudinaux sont en fait des bassins dimensionnés pour atteindre une vitesse des particules comprise en général entre 0.2 et 0.5 m/s (des travaux récents préconisent une amélioration en installant des grilles à l'entrée du bassin pour créer une perte de charge). Ces ouvrages peuvent être aérés ou non afin d'assurer une séparation de la fraction organique fixée sur les sables et des graisses contenues dans l'effluent (ce sont alors les dessableurs-deshuileurs utilisés en station d'épuration sur ce principe pour des débits supérieurs à environ 50 l/s). Enfin des dessableurs avec des sections paraboliques permettant théoriquement d'obtenir une vitesse constante ont été réalisés.

L'efficacité des ouvrages est très variable, elle dépend en partie des conditions de conception et surtout des conditions de fonctionnement, c'est à dire des débits admis. En général [3], sur des dessableurs de réseau unitaire, l'efficacité moyenne est comprise entre 8 et 20% pour les MEST, entre 1 et 5% pour les MVS et entre 18 et 60% pour les MES à 500° C. Sur un dessableur de réseau séparatif (à Vélizy), l'efficacité moyenne est de 62% pour les MEST, de 35% pour la DBO₅, de 43% pour la DCO, de 58% pour le plomb, de 42% pour le zinc et de 29% pour le cadmium.

1.3 DESHUILAGE

L'objectif du deshuilage est de retenir les graisses et les huiles - et en partie les flottants - (particules de densité plus faible que l'eau) afin de protéger le milieu naturel. En effet, ces éléments peuvent former en zone calme une couche fine (souvent irisée) en surface qui réduit les échanges gazeux eau-atmosphère. Cette opération de séparation est également essentielle pour protéger les installations sensibles situées à l'aval (par exemple dans les stations d'épuration particulièrement où les corps gras peuvent former des émulsions perturbant notamment les écoulements).

Les deshuileurs sont en général dimensionnés pour des vitesses ascensionnelles voisines de 15 m/h, ils peuvent être de différents types : soit des deshuileurs indépendants installés après un dessableur, soit des ouvrages combinés dessableur-deshuileur. Le premier type est souvent utilisé pour des bassins autoroutiers, le bassin est alors simplement équipé de cloisons siphonides (il existe également le deshuileur à plots et le deshuileur lamellaire assez peu utilisés). Le second type est plus compacte, il est en général utilisé dans les stations d'épuration avec une insufflation d'air par fines bulles afin d'obtenir une flottation des graisses.

L'efficacité des deshuileurs est - comme toujours - variable en fonction des débits, ainsi, sur des installations existantes, elle a été estimée à $30-50\%$ pour les huiles et les hydrocarbures, à $15-25\%$ pour les MES et à environ 10% pour les métaux. A partir de l'étude du deshuileur de Vélizy [3], l'efficacité sur les hydrocarbures s'est révélée meilleure par temps de pluie que par temps sec.

1.4 AUTRES TECHNIQUES

Il faut signaler les séparateurs statiques tourbillonnaires (SST pour les spécialistes) qui permettent d'obtenir une séparation physique des particules solides. Les études sur ce type d'ouvrage sont très contradictoires et ils ne bénéficient pas d'une bonne image en France, ils sont par contre assez courants aux Etats Unis et en Allemagne. Il semble que leurs performances soient relativement modestes comparées à celles des retenues de décantation, à savoir entre 20 et 50 % sur les MES. Leur caractéristiques et leurs propriétés ne sont pas étudiées dans ce papier.

Il est également possible d'évoquer les techniques traditionnelles comme par exemple les grilles avaloirs, les déversoirs d'orage etc..., qui sont utilisées depuis longtemps sur les réseaux d'assainissement, et ne font pas l'objet de développements dans cette étude.

2 LES BASSINS DE DECANTATION

Il faut distinguer les bassins situés sur réseau séparatif et ceux placés sur réseau unitaire (qui représente environ 80% du parc français des réseaux d'assainissement).

2.1 LES RETENUES D'EAUX PLUVIALES

2.1.1 Généralités

Les bassins de retenue d'eaux pluviales sont des ouvrages installés sur réseaux d'assainissement pluvial séparatif (supposés stricts) qui ont pour but premier de limiter la dimension des canalisations à l'aval et de réduire les inondations incontrôlées. Ces bassins peuvent également jouer un rôle secondaire de dépollution des effluents, leur fonction recouvrant alors celle des bassins de pollution abordés ci-après. Leur classification dépend de leur état par temps sec [4], ils peuvent en effet être en eau ou à sec.

La question de leur dimensionnement ne peut être abordée ici. Pour une approche hydraulique et classique, il est possible de se reporter à la célèbre Instruction Technique Interministérielle de juin 1977, et pour une approche plus qualitative, à de récents travaux [5] effectués en France suite à une importante campagne de mesures.

Les dispositions constructives sont déterminées par les facteurs topographiques, hydrogéologiques et urbanistiques [6], [7] et [8].

Quant à l'entretien de ces retenues, il est fondamental pour limiter les nuisances olfactives et assurer un bon fonctionnement de l'ouvrage.

2.1.2 Notions de coûts

Le coût des retenues varie beaucoup, ceci peut être illustré par le tableau ci-après issu de données collectées sur Bordeaux (une variation d'un facteur 4 peut être observé selon les dispositions constructives).

Un exemple récent (1991) et très original peut être présenté (à rapprocher ces techniques alternatives), il s'agit d'un petit bassin à Sevran (93), d'une capacité utile de 500 m³ (volume total de 4 500 m³) rempli de pneus usés, et dont le coût est de 485 F/m³ utile.

Les coûts annuels d'exploitation varient également beaucoup, la fourchette de 10 F/m³ à 100 F/m³ pour un nettoyage total ayant été observée [9].

Bassin	Nature	Volume (m3)	Coût total (MF 1991)	Coût unitaire (FF/m3)
Béquigneaux	bassin à sec	100 000	21	210
Migron-Bardenne	bassin enterré	8 500	4,9	570
Périnot	bassin enterré	39 000	31,3	800
Maginot	bassin enterré	25 000	19,6	785
Galin E-D-M	bassin enterré avec vidange par pompage	10 000	7,8	800

2.2 BASSIN D'INFILTRATION

Les bassins d'infiltration sont également situés sur réseau séparatif. Ils permettent de stocker la totalité de la pluie avant de restituer les eaux de façon étalée par infiltration dans le sol. Ils sont souvent utilisés en assainissement autoroutier. Leur dimensionnement, leur entretien et leurs coûts s'apparentent à ceux des retenues sèches.

2.3 LES BASSINS DE POLLUTION

2.3.1 Généralités

Les bassins de pollution (ou bassins d'orage, de rétention, de décantation ou de dépollution) ne concernent que les eaux unitaires et leur vocation essentielle est la lutte contre la pollution. Leur classification peut être réalisée à partir de différents critères [1].

Quant à leur dimensionnement et aux questions d'entretien, le lecteur se reportera à des ouvrages plus spécialisés [10,11].

2.3.2 Notions de coûts

Les coûts d'investissement dépendent en grande partie de la nature du bassin (enterré ou non), ils sont généralement compris entre 500 et 2 000 F/m³ avec une valeur moyenne de 1000 F/m³ (valeur 1990), mais des montants bien supérieurs ont été observés en milieu urbain dense. Afin d'illustrer ces données, quelques coûts obtenus sur l'agglomération de Nancy sont présentés ci-dessous :

Nom du bassin	Volume (m3)	Coût actualisé (M FF 1991)	Coût unitaire FF 1991 (m3)	Année de construction
Duc de Bars	30 000	20	670	1975
Foch-Hardeval	18 000	27	1500	1981
Mareville	13 000	17	1300	1990
Remicourt	11 000	9	820	1989

En ce qui concerne les bassins de pollution enterrés, la décomposition du coût est proche de celle des stations d'épuration et des bassins de retenue [4], à savoir, environ 55 % en génie civil et 45 % en équipements.

Quant au coût d'exploitation annuel des bassins de pollution, une étude [4] avance un coût moyen d'entretien important de l'ordre de 30 F/m³. Néanmoins, la variation est grande comme le démontre le tableau ci-après pour des bassins de pollution enterrés et construits à Nancy [9].

Nom du bassin	Volume (m ³)	Coût d'exploitation (FF 1990)	Coût unitaire FF 1990 (m ³)
Duc de Bars	30 000	110 000	3,70
Foch-Hardeval	18 000	60 000	3,30

2.4 EFFICACITE DE LA DEPOLLUTION DES BASSINS

2.4.1 Généralités

Plusieurs phénomènes naturels peuvent intervenir dans les bassins de rétention et y réduire la pollution. Bien qu'agissant souvent en synergie, il est possible de distinguer de façon assez grossière parmi ces phénomènes deux principaux types d'effets, à savoir :

- **Effets d'ordre physique :**
La stagnation de l'eau stockée entraîne une décantation des MES et réduit la turbidité.
- **Autres effets :**
Ceux-ci concernent exclusivement les plans d'eau permanent).

Ils peuvent être divisés en trois groupes :

- Effets d'ordre chimique :

Les échanges gazeux à l'interface liquide-atmosphère produisent une réoxygénation de l'eau stockée, et les UV du rayonnement solaire exercent une action microbicide.

- Effets d'ordre microbiologique :

L'activité métabolique microbienne consomme des matières organiques, réduisant ainsi la DBO. L'activité photosynthétique des unicellulaires autotrophes augmente la concentration en oxygène dissous pendant la journée, tandis que l'oxygène est consommé pendant la nuit par la respiration. Par ailleurs, le stockage produit une réduction efficace des populations pathogènes (bactéries, coliformes et dans une moindre mesure virus),

- Effets d'ordre biologique :

Les végétaux éventuellement présents dans les bassins en eau consomment des sels minéraux et produisent de l'oxygène le jour par photosynthèse (ils consomment l'oxygène la nuit par respiration).

Il faut souligner que ces mécanismes sont souvent concomittants et se produisent dans des contextes et à des échelles de temps bien définis. Ainsi, les processus intervenant dans un plan d'eau permanent (retenue en eau) ne sont-ils pas du même ordre que ceux se produisant dans un bassin sec (par exemple, la décantation se produit très tôt tandis que la réduction des populations microbiennes pathologiques s'effectue sur un temps plus long).

2.4.2 La décantation

Des mesures en laboratoire et sur sites ont été réalisées, elles concernent les bassins d'orage (réseau unitaire) et les retenues pluviales (séparatif pluvial).

NOTA :

Les seuls bilans épuratoires disponibles ne concernent que l'efficacité globale de la décantation (ni les temps de séjour, ni à les charges surfaciques ne sont indiquées), en conséquence de quoi les résultats ci-après doivent être considérés avec beaucoup de précautions.

2.4.2.1 Retenues pluviales

Des travaux réalisés aux Ulis par le CEMAGREF et le LROP [3] fournissent des résultats (rendements moyens et flux annuels par hectare imperméabilisé) très détaillés sur deux réseaux séparatifs urbains de la région parisienne.

Définitions		
FE	=	flux annuel entrant (temps sec + temps de pluie)
FS	=	flux annuel sortant (temps sec + temps de pluie)
r	=	rendement d'épuration = $\frac{FE - FS}{FE} \times 100$

Efficacité épuratoire de retenues pluviales aux Ulis

Bassin versant Surface et coefficient de ruissellement	ULIS SUD S=70 ha C=0,48			ULIS NORD S=47 ha C=0,42		
	FE (kg/ha imper.)	FS (kg/ha imper.)	r (%)	FS (kg/ha imper.)	FS (kg/ha imper.)	r (%)
DBO ₅	829	107	87,1	359	157	56,1
DCO	2 598	521	79,9	163	977	40,2
MEST	3 902	387	90,1	2 592	678	73,8
HYDROCARBURES	65	4	94,2	50	5	90,1
NH ₄ ⁺	96	77	19,4	88	10	88,5
NO ₃ ⁻	-	-	-	49	21	56,4
NTK	189	91	51,8	119	57	52,4
P total	44	22	50,6	34	8	75,8
PLOMB	0.893	0.054	94,0	0.824	0.061	92,6
ZINC	5.12	0.66	87,1	2.37	0.77	67,7
CADMIUM	0.0310	0.0051	83,7	0.0162	0.0061	62,5

Il ressort très clairement de ce tableau que la décantation est très efficace vis à vis de la pollution. Il est également instructif de comparer les résultats sur les deux bassins versants et de souligner la grande variabilité sur les flux par unité de surface imperméabilisée et également sur les rendements.

Par ailleurs, la comparaison de l'efficacité observée sur les retenues à celle obtenue en laboratoire pour le même effluent séparatif pluvial est également fort instructive. Le tableau ci-après donne ainsi des rendements pour des échantillons décantés pendant deux heures en laboratoire [12].

**Efficacité (en %) de la décantation
des eaux pluviales strictes en laboratoire**

Site	MES	DCO
Vélizy	77	48
Aix ZUP	-	44
Maurepas	-	55

Il semble par ailleurs que la relation liant l'efficacité de la décantation au temps de rétention soit de type asymptotique avec une performance bonne pour un temps assez rapide. Ainsi, les études pratiques réalisées à Munich démontre qu'un temps voisin de 20 minutes permet d'obtenir des résultats optimaux (ceci est à relativiser en l'absence de tout contexte opératoire). Ces résultats semblent par ailleurs confirmés par le tableau ci-après présentant les rendements de décantation obtenus sur des échantillons artificiels élaborés à partir des résidus de nettoyage de chaussées à Toulouse [13].

Résultats expérimentaux sur échantillons artificiels

ELIMINATION (%) DES MES				
5 min	MES	DCO	Pb	Zn
10 min	25	30	17	21
20 min	88	92	75	78

L'ensemble de ces résultats -incomplets, il est vrai- semble confirmer la très bonne aptitude à la décantation des eaux pluviales strictes. Par ailleurs, il a pu être démontré que les rendements de décantation dépendent des concentrations initiales, ainsi la décantation est plus rapide pour des eaux chargées.

2.4.2.2 Bassins de pollution

L'efficacité de la décantation sur les effluents unitaires peut être comparée à celle obtenue pour les eaux de ruissellement strictes, mais il est bien évident que les résultats obtenus sont indissociables de la nature du bassin versant et de la qualité des eaux usées de temps sec.

A titre d'exemple, le tableau donne des bilans sur le bassin de la Molette [14] situé en Seine St-Denis.

Efficacités de la décantation (en %) sur le bassin de la Molette (93)

	MES	DCO	DBO5	MVS	Pb	Zn	Cd	Mg
Efficacité maxi	89,7	79,6	75,9	89,5	81,1	81,9	33	75,8
Efficacité mini	55,7	45,7	37,3	48,6	69,1	79	39,9	-

Ces données de rendements épuratoires pour les eaux unitaires en bassin de pollution doivent être considérées avec beaucoup de prudence en l'absence d'information sur le mode opératoire d'une part, et d'autre part, sur les fractions particulaire et dissoute de la DBO.

Il apparaît par ailleurs que ces performances varient beaucoup, d'une part en fonction du paramètre étudié (MES, DCO ou DBO5) -et cela pour un même échantillon-, et d'autre part, que ces rendements varient pour un paramètre donné en fonction de la concentration de l'effluent. Enfin, il n'apparaît pas de corrélation entre les variations des différents paramètres pour différents échantillon. A ce sujet, les études réalisées par les Services Départementaux de la Seine St Denis ont mis en évidence qu'un rendement de décantation de 50% était obtenu après 1h pour une surverse d'unitaire de concentration initiale d'environ 700 mg/l en MES, et respectivement après 24 minutes pour une eau pluviale de réseau séparatif à 500 mg/l.

En conclusion, la décantabilité des MES des surverses unitaires est bonne mais inférieure à celle des eaux pluviales de réseau séparatif, néanmoins, des investigations supplémentaires sont indispensables pour confirmer et compléter les résultats disponibles.

2.4.3 Autres processus épuratoires (plans d'eau permanents)

La décantation apparaissant comme le phénomène épuratoire développant la plus grande efficacité pour un temps très court, les autres mécanismes naturels mis en jeu ne sont de fait guère étudiés. Il s'agit d'une part des effets des ultraviolets de longueur d'onde comprise entre 200 et 300 nm [15] de la lumière diffusant dans le milieu aqueux qui une efficacité germicide et également une action de dégradation de certaines matières synthétiques, et d'autre part, de l'ensemble des effets de la biosphère sur la DBO5 qui peuvent être partiellement modélisés à partir des équations de Streeter-Phelps et de Henkel. Il est aussi possible d'appréhender l'épuration des plans d'eau permanents à partir des formules développées pour le lagunage naturel.

3 TRAITEMENT PHYSICO - CHIMIQUE

Peu d'informations sont disponibles sur les techniques physico-chimiques appliquées au traitement des surverses unitaires ou des rejets pluviaux stricts, les recherches dans ce domaine étant très récentes. Aussi, l'objet de ce volet est-il de présenter sommairement les principales considérations qui gouvernent ces méthodes ainsi que quelques données pratiques.

3.1 DEFINITION - CARACTERISTIQUES

Les traitements physico-chimiques stricto sensu appliqués aux effluents urbains visent surtout à éliminer les matières colloïdales ou émulsionnées et, en seconde étape, à retenir les matières en suspension par précipitation simultanée.

Les colloïdes sont des particules de diamètre compris entre 0,1 et 0,001 μ (ceci est la définition adoptée en France par les traiteurs d'eau) et leur surface spécifique est comprise entre $6 \cdot 10^6$ et $6 \cdot 10^9$ m^2/m^3 , ce qui traduit l'importance des réactions de surface. Les colloïdes sont en général les agents de la turbidité et de la couleur dans les effluents. Il est en général admis que les colloïdes ne sont pas retenus par filtration, par ailleurs, les temps de décantation dans 1 m d'eau stagnante (à 20°C) sont compris entre 2 et 200 ans (estimés par la loi de Stokes en régime laminaire), ce qui exclut sans débat leur élimination par décantation simple, les procédés physico-chimiques de coagulation-floculation sont ainsi apparus efficaces pour les contrôler.

Le traitement physico-chimique réduit la concentration en matières en suspension (éliminables par décantation ou par flottation statique) et affecte peu les matières dissoutes (éliminables par traitements chimiques ou biologiques).

En épuration des eaux usées, le traitement physico-chimique peut être utilisé pour des effluents présentant une pollution colloïdale ou émulsionnée importante ($\geq 40\%$ de la pollution totale), ce qui permet d'alléger le poids du traitement biologique, et parfois de protéger ce dernier si les colloïdes sont susceptibles de causer des perturbations telle qu'une diminution du rendement de dissolution de l'oxygène. Le traitement chimique permet également de réduire la fraction non biodégradable de la DCO et n'est pas assujéti à la température, ce que ne permettent pas les procédés biologiques. D'importantes stations d'épuration fonctionnant sur ce principe ont été réalisées telles que Marseille et Cannes, et beaucoup de stations sur sites touristiques (importantes fluctuations de charges et de débits).

Ces traitements sont également appliqués pour traiter avant l'étape biologique les métaux lourds, et également en traitement tertiaire (déphosphatation par exemple).

Classiquement, le traitement physico-chimique est défini comme la suite d'opérations suivantes :



Cette séquence se divise donc en deux temps, le premier au niveau de la structure, le second au niveau de la séparation liquide-solide.

Les principales caractéristiques de ce mode de traitement sont synthétisés dans le tableau ci-après :

Avantages et inconvénients des traitements physico-chimiques par rapport à la décantation simple

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • compacité de l'installation (temps de séjour réduit, bonne intégration dans le site) • souplesse d'utilisation (réponse immédiate et à pleine efficacité pour différents débits, fonctionnement intermittent possible) • rendement meilleur qu'une simple décantation, • efficacité sur les colloïdes, les MES et le phosphore 	<ul style="list-style-type: none"> • consommation de réactifs (stockage des réactifs) • coûts de fonctionnement élevés. • importante production de boues.

Afin de compléter ce tableau, les rendements moyens obtenus pour des eaux usées brutes par sédimentation et par décantation assistée par des procédés physico-chimiques (également appelée clarifloculation) sont également communiqués ci-après :

Comparaison des rendements épuratoires (en %) de la sédimentation et de la clarifloculation des eaux usées

	Décantation simple	Clarifloculation
MES	50-70	80-90
DBO5	25-40	70-80
Bactéries	25-75	80-90

Il est par conséquent clair que les procédés physico-chimiques permettent d'atteindre de meilleurs rendements sur les eaux usées qu'une simple sédimentation statique. En général, les rendements pour les eaux usées domestiques sont compris entre 15 et 30 % pour COT dissous et entre 90 et 95 % pour le COT en suspension (ce qui correspond à une efficacité totale sur le COT comprise entre 45 et 55 %).

3.2. TECHNIQUES MISES EN OEUVRE

Sans procéder à une étude théorique détaillée (ce qui serait par ailleurs périlleux considérée la complexité des phénomènes mis en jeu), les principales techniques concernées par le traitement physico-chimique sont décrites ci-après.

3.2.1 La coagulation

3.2.1.1 Généralités

La coagulation a pour objectif d'amorcer l'agrégation de particules colloïdales qui présentent un comportement très stable en solution. L'adjonction du coagulant produit dans un premier temps un ensemble de réactions complexes d'hydrolyse, d'ionisation et également de polymérisation, et dans un second temps, la déstabilisation des colloïdes par un ensemble de mécanismes complexes (compression de la double couche de Stern, absorptions et réactions spécifiques ioniques, réactions avec et au sein des précipités d'hydroxydes). Il apparaît que l'action de coagulation se produit d'autant mieux que les cations présentent une forte valence, ainsi Fe^{3+} est dix fois plus efficace que Fe^{2+} (théorie de Schulze Hardy).

3.2.1.2 Pratique de la coagulation

Les réactifs utilisés sont en général le sulfate d'alumine ($Al_2(SO_4)_3(H_2O)_{18}$), le chlorure ferrique ($FeCl_3$) et le sulfate ferreux ($FeSO_4(H_2O)_7$), à signaler également l'emploi de l'oxychlorure d'aluminium ($Al(Cl)_n(OH)_m$ avec $n+m=3$) et de l'aluminate de sodium (AlO_2Na).

L'efficacité des réactifs est conditionnée par la zone de pH, ainsi, chlorure ferrique et sulfate d'alumine sont-ils injectés entre pH 6 et 7,4 et pH 5,5 et 7,4 respectivement, le sulfate ferreux étant employé autour de pH 8,7 à 9,5. L'utilisation de ces sels d'acides forts a pour effet une montée du pH (la formation d'hydroxydes est associée à la libération d'un proton), ce qui implique souvent le recours à des produits tampons pour contrôler le pH, tels que la soude ou la chaux.

Les critères de choix d'un réactif sont de deux natures : le coût et la spécificité. En France, le sulfate ferreux est le moins cher, suivi par le sulfate d'alumine et enfin le chlorure ferreux. Le sulfate d'alumine et le chlorure ferreux sont les coagulants les plus couramment employés, en particulier pour les effluents urbains, tandis que le sulfate ferreux est souvent utilisé pour des effluents riches en huiles solubles.

A signaler cependant qu'il est déconseillé d'utiliser le chlorure ferrique pour des eaux riches en sulfures qui réduisent le Fe^{III} en Fe^{II} qui lui ne précipite pas dans les mêmes conditions.

La réaction de coagulation se réalise en une fraction de seconde, la précipitation de l'ion métallique s'effectuant instantanément, aussi est-il nécessaire d'assurer une diffusion très rapide des réactifs, ce qui est obtenu soit par injection dans la canalisation d'aménée (au poste de pompage), soit dans un réacteur brassé (rapide mixing).

3.2.2 La floculation

3.2.2.1 Généralités

Les colloïdes une fois déstabilisés se rassemblent progressivement pour former des floccs qui sont des agrégats de taille suffisante pour être séparés de la phase liquide.

Ce phénomène d'agrégation se produit même sans agitation en raison des phénomènes diffusionnels (mouvements browniens) qui opèrent dans le processus de floculation péricinétique (très lente). L'efficacité de cette agrégation s'accroît lorsque le milieu est mécaniquement agité, c'est la floculation orthocinétique, engendrée par des gradients de vitesse, et qui est développée dans le traitement physico-chimique.

La floculation physique à l'échelle industrielle est ainsi accélérée par l'adjonction de réactifs tels que les polymères à fort poids moléculaires ($M = 10^6$) qui assurent alors une armature permettant aux colloïdes de s'accrocher afin de former les floccs.

3.2.2.2 Application pratique

Les polymères utilisés pour la floculation sont en général des polyélectrolytes organiques qui sont alors ajoutés avec les coagulants, ou des hydroxydes métalliques du type $([Fe(OH)_3]_n)$ ou $(Al(OH)_3)_n$ ou éventuellement des composés complexes formés à partir des flocculants.

D'une façon pratique, la floculation s'amorce après précipitation du coagulant en hydroxyde et au cours de sa polymérisation progressive, sont alors emprisonnées les colloïdes et les matières en suspension. La structure formée a souvent besoin d'un flocculant pour être extraite du milieu.

Les produits organiques introduits pour accélérer la floculation sont des macromolécules dont le motif de base est souvent l'acrylamide. Il existe trois catégories de polymères fonction de leur charge (les polymères anioniques sont les plus utilisés, les cationiques ou non ioniques le sont parfois), le choix du réactif optimal fait l'objet, en général, de tests en laboratoire.

Le flocculant est introduit au niveau de l'agitateur situé dans le réacteur, et le temps d'action est compris entre 5 et 20 minutes. La puissance d'agitation doit également être contrôlée afin d'optimiser la croissance des floccs qui est perturbée par de fortes turbulences.

3.2.3 Essais en laboratoire (coagulation- floculation)

Les conditions optimales pour réaliser la coagulation-floculation doivent faire l'objet d'expérimentation. En premier lieu, il convient de procéder aux jar-tests qui simulent les processus. Ces essais sont conduits dans des flocculateurs agités à vitesse variable permettant de déterminer les points successifs suivants : choix du coagulant spécifique, pH optimal de la réaction, dosage optimal du coagulant, détermination de la vitesse d'agitation et du temps de contact, puis, choix du flocculant, dosage du flocculant et enfin temps de contact. Dans un second temps peuvent également être menées des études sur le potentiel zéta qui contrôle le mouvement et les interactions des colloïdes. Ces deux approches conduisent en général à des résultats similaires.

3.2.4 Séparation solide-liquide

Après obtention des floccs, l'extraction des particules solides de la solution peut être réalisée par deux méthodes : la décantation statique (à lit de boue) et la flottation à air dissous, le choix dépendant des propriétés de la boue formée. Les trois critères suivants sont ainsi distingués :

- **vitesse de décantation**

Pour une vitesse de décantation des floccs supérieur à 3 m/h donc rapide, la décantation sera préférée, et pour des vitesses inférieures, les floccs demeurant en suspension, la flottation est alors souvent choisie. En général, pour des traitements d'effluents unitaires de temps de pluie, cette séparation est réalisée par décantation lamellaire qui permet d'accélérer les vitesses superficielles par rapport à la simple décantation physique (l'augmentation de la surface de contact induit un gain sur le temps de séjour dans le décanteur).

- **qualité de la boue**

Si la boue formée présente de bonnes aptitudes au tassement, la décantation sera préférée. Les concentrations moyennes obtenues après décantation sont comprises entre 5 et 100 mg/l et entre 40 et 150 mg/l pour la flottation.

- **présence de précipités minéraux**

Des solides microcristallins peuvent se former au cours des réactions et accélèrent alors la décantation des floccs éliminant ainsi la séparation par flottation.

3.2.5 Applications aux eaux pluviales

Ces techniques traditionnellement appliquées aux eaux usées, ont été très récemment utilisées pour traiter les eaux pluviales au niveau de quelques pilotes qui sont en cours d'étude, les expériences industrielles étant très rares.

Au niveau des réalisations industrielles, le cas de la station de Racine aux Etats Unis peut être présenté. Il s'agit d'une installation réalisée début des années 80 associant un prétraitement poussé à une aéroflottation assistée par une séparation physico-chimique, le débit nominal étant voisin de 2,5 m³/s. Avec des doses de 40 mg/l en FeCl₃ et 2 mg/l en polyélectrolyte, et pour des temps de rétention compris entre 12 minutes et 1h, des rendements moyens de 60% pour la DBO et la DCO, de 70% pour les MES, et de 25% pour l'azote ont été obtenus, ceci pour un coût moyen d'environ 0,09 \$/m³.

En France, les quelques pilotes en cours d'expérimentation appartiennent aux sociétés Degrémont (Lyonnaise des Eaux Dumez) et Anjou Recherche (Générale des Eaux). Ainsi, un pilote (DENSEDEG d'une surface de 100 m²) Degrémont à Neauphle le Château permet de traiter de 20 à 50 m³/h et expérimente par ailleurs l'association avec des traitements tertiaires biologiques, le coût de cette opération est d'environ 850 kF. Degrémont expérimente également un autre pilote situé à Colombes (100 m²) et pour lequel des rendements pour une vitesse moyenne de 35 m/h ont été fournis par l'Agence de l'Eau Seine Normandie et sont présentés ci-après :

Paramètre	Eau brute g/m ³	Rendement %
MES	141	74
DCO	250	60
DBO5	97	59
NTK	32	12
P	5,6	68

Il semble de plus que les vitesses puissent être augmentées jusqu'à plus de 50 m/h pour des rendements demeurant équivalents.

En ce qui concerne les réalisations de la société Anjou Recherche, un pilote est en cours d'expérimentation aux ULIS (système TLALOC) pour un débit de 300 m³/h et un coût de 2 MF.

Pour les coûts de fonctionnement de l'épuration physico-chimique appliquée aux eaux pluviales, peu de données sont actuellement disponibles, mais il varie traditionnellement de 7 à 20 centimes/m³ (FF 1991) en fonction des sites pour le traitement physico-chimique des eaux usées domestiques.

En ce qui concerne les quantités de réactifs utilisées, les dosages varient d'un ordre 1 à 2 en fonction du rendement souhaité et de la qualité de l'effluent (ceci pour le traitement de surverses unitaires, les eaux pluviales de réseau séparatif étant rarement traitées). Ainsi, pour la coagulation, le FeCl₃ est en général utilisé à des doses variant de 40 à 100 g/m³, et pour le floculation, les polymères sont dosés de 0,3 à 1 g/m³ (en général dans un rapport inverse à celui du floculant).

4 LES TECHNIQUES ALTERNATIVES

4.1. GENERALITES

La définition des solutions compensatoires (ou alternatives) adoptée par la Communauté Urbaine de Bordeaux est la suivante :

"Toutes les techniques qui permettent de compenser l'excès de ruissellement engendré par les modifications que l'urbanisation fait subir à l'environnement existant".

Ces techniques dites alternatives à l'assainissement traditionnel ont pour vocation de retarder l'évacuation des eaux pluviales vers l'aval, voire de les infiltrer dans le sol. Il est également courant de parler de techniques compensatoires qui palient alors à des débits de fuite réduits (les capacités d'évacuation vers l'aval des effluents étant réduites).

Ces techniques offrent essentiellement deux avantages, l'un économique et l'autre qualitatif, à savoir :

- elles réduisent la dimension des canalisations d'assainissement pluvial, et dans certains cas, parviennent même à les supprimer totalement, ce qui diminue en général les coûts d'investissement.
- en écrétant les débits de pointe, elles limitent l'impact des déversements sur le milieu naturel (choc hydraulique et polluant réduit).

4.2 LES DIFFERENTES TECHNIQUES

4.2.1 Les chaussées réservoirs

Ces structures sont liées aux parkings et aux voies de circulation. L'eau de pluie pénètre dans la structure au travers d'un matériau poreux qui, si l'entretien est correct (balayage, aspiration de la surface poreuse), est alors capable d'accepter une pluie décennale. Il est également possible d'utiliser les dispositifs classiques (avaloirs associés à des chassiss, caniveaux de type aquodrain) pour recueillir les eaux de ruissellement.

L'évacuation des eaux recueillies peut être réalisée par infiltration dans le sol ou par restitution au réseau d'assainissement pluvial.

Il existe essentiellement trois types de chaussées réservoirs (C.R) :

- les CR avec couches de roulement et de fondation (ou de base) imperméables, la couche réservoir étant alimentée par des avaloirs et l'eau s'évacuant par des drains. Ces chaussées sont faciles à nettoyer et tolèrent les lourds trafics,
- les CR avec couche de roulement perméable (enrobé drainant) et couche de fondation imperméable, les eaux ruisselées sont recueillies par des avaloirs, puis évacuées par des drains situés dans la couche réservoir. Ces chaussées admettent des trafics légers et réduisent également les nuisances sonores,
- les CR entièrement poreuses qui évacuent les eaux par des drains sans l'intermédiaire d'avaloirs et de caniveaux. Ces chaussées ne peuvent admettre que des trafics légers et permettent également une réduction des nuisances sonores,
- les CR avec infiltration des eaux dans le sol. Les eaux de ruissellement peuvent être recueillies directement au niveau d'une couche de roulement poreuse ou par l'intermédiaire d'avaloirs et de drains.

Les chaussées poreuses sont bien adaptées aux grandes surfaces type lotissements, centres commerciaux, aéroports, parkings et zones industrielles.

Par ailleurs, en plus de la réduction des nuisances sonores, les chaussées poreuses ont des avantages dus à l'absorption immédiate de l'eau : les projections d'eau derrière les véhicules sont réduites, les risques d'aquaplaning et d'éblouissement par réflexion sont également mieux contrôlés. Enfin, il semble que ces chaussées, qui comportent une certaine quantité d'air, présentent une bonne résistance au gel, et ceci bien que des problèmes aient été rencontrés lors du dégivrage de ces chaussées réservoirs.

La technique des chaussées poreuses permet des économies sur le VRD par rapport à l'assainissement classique (jusqu'à 20 % à 30 %). Le surcoût pour la chaussée poreuse est de l'ordre de 5 à 10 % du coût d'une chaussée traditionnelle.

La réhabilitation des chaussées poreuses peut être réalisée de trois manières différentes :

- fraisage de la pellicule de revêtement colmatée (rabotage sur quelques cm)
- lavage à l'eau sous haute pression (avec la "tondeuse" ou le "camion laveur")
- nettoyage courant

Il faut signaler que des études sont en cours pour analyser le comportement des polluants dans les chaussées réservoirs (rendements sur l'effluent). Il semble d'après les premiers essais que les métaux lourds sont bien retenus par la chaussée et se retrouvent donc en faibles concentrations dans les eaux drainées ou infiltrées.

4.2.2 Les tranchées (ou fossés) drainantes

Les tranchées drainantes sont situées à l'aval immédiat de la zone imperméabilisée et recueillent les eaux de ruissellement perpendiculairement à leurs longueurs, puis les restituent au réseau après stockage avec un débit régulé et écrêté.

Ces structures sont surtout mises en place pour des sols imperméables (voire pour protéger la nappe). Le stockage est réalisé dans le milieu poreux (média granulaire, nidaplast...).

4.2.3 Tranchées d'infiltration (ou absorbantes)

Ces tranchées sont similaires aux tranchées drainantes mais restituent les eaux en milieu non saturé (sols perméables avec $K > 10^{-4}$ m/s)

4.2.4 Autres techniques

Le stockage d'eau pluviale peut également être réalisé directement sur le lieu de réception, ainsi toitures et terrasses peuvent-elles être aménagées pour ralentir le ruissellement. Les toitures-terrasses sont capables, lorsqu'elles sont convenablement engravillonnées, de jouer un effet tampon appréciable (réduction d'environ 50 % du débit de pointe à Aix en Provence). Le stockage en citerne a été observé en milieu rural.

La technique de revêtement alvéolé peut être utilisée pour stocker les eaux de pluie, elle fait appel à plusieurs types de produits. A titre d'exemple, peuvent être citées les dalles alvéolées (infiltration des eaux pluie puis stockage dans une couche de gravier et de sable) et les briques perforées et espacées qui abritent des couches de terre enherbées et garantissent une bonne portance.

Enfin, il faut souligner le rôle de la structure nid d'abeilles ou alvéolaire, mieux connue sous le nom commercial de Nidaplast.

Le Nidaplast peut être employé de différentes façons :

- en bassin de rétention (le Nidasplast assure le stockage, la restitution différée et tamponnée étant assurée par une petite conduite)
- en bassin d'infiltration (le Nidaplast stocke l'eau pluviale qui s'infiltré ensuite dans le sol).
- avec les chaussées-réservoirs (le Nidaplast assure le stockage au sein de la couche de fondation).

Le Nidaplast, matériau très prometteur en polypropylène présente une capacité de stockage égale à 95 % de son volume pour une résistance à la compression dans le sens perpendiculaire aux alvéoles égale à 5 bars à 20 °C (sa densité est de 40 kg/m³). Son coût est voisin de 1000 F/m³.

Par ailleurs, le piégeage des hydrocarbures et des métaux lourds sur des aquatextiles (polypropylène, laine, etc...) a également été signalé.

4.3 PERSPECTIVES

Les techniques présentées ne sont pas exhaustives (n'ont pas été présentés les puits d'infiltration, les citernes absorbantes, les puisards, les plateaux d'infiltration et les noues), mais toutes semblent offrir un avantage économique certain pour des surfaces supérieures à 400 ou 700 m², et cela comparées aux solutions classiques d'assainissement.

Il faut souligner en France, l'importance des opérations réalisées à Bordeaux, pionnière en la matière (ainsi que Toulouse). Depuis peu, ces techniques connaissent un essor plus important, ainsi, une première réalisation d'assainissement total pour une ZAC est en cours de réalisation, la SAFEGE participant à cette opération au niveau de son suivi technique.

En conclusion, ces solutions compensatoires sont donc un outil très attractif pour les concepteurs (surtout pour des lotissements, des agglomérations nouvelles, des voies de circulation, des parkings...), mais ne présentent qu'un intérêt assez limité dans le cadre de la lutte contre la pollution des eaux pluviales dans les grandes agglomérations très urbanisées.

CONCLUSION

Toutes les techniques applicables au traitement des eaux pluviales n'ont pu être intégralement présentées dans ce court papier, en particulier au niveau des prétraitements sur les réseaux, mais également au niveau des stations d'épuration biologiques qui peuvent, sous certaines conditions, recevoir d'importants débits pluviaux (notamment les cultures fixées et les lagunes).

Quant aux principales techniques de traitement des eaux pluviales présentées, un classement vis à vis de l'efficacité de la dépollution peut être réalisé à partir des distinctions suivantes :

- Les prétraitements, qui sont en général facilement réalisables, mais qui ne permettent seulement que de retenir la fraction grossière de la pollution,
- Les techniques dites compensatoires, qui ne peuvent en général être appliquées qu'au niveau d'aménagements neufs, et qui permettent de bien contrôler les débits et les flux au niveau de la parcelle,
- Le stockage-décantation, qui offre une assez bonne efficacité, mais qui ne présente d'intérêt que dans les cas où d'importantes surfaces sont disponibles, et enfin,
- Les techniques de traitement physico-chimique (avec décantation lamellaire), très efficaces, et qui apparaissent comme très prometteuses pour les sites urbains denses, abstraction faite de coûts d'exploitation très élevés.

Il est en fin de compte très délicat de proposer une analyse comparative globale des efficacités respectives de ces différentes techniques.

En ce qui concerne la spécificité du traitement des surverses unitaires par rapport aux rejets de réseau séparatif, il faut souligner la différence de qualité de ces deux types d'effluents, la fraction non décantable étant supérieure pour les premiers. C'est à dire que l'efficacité des traitements ne peut être indifféremment appliquée à ces deux types d'effluents. Par ailleurs, il semblerait désormais que les impacts les plus importants sur la faune piscicole soient imputables à la fraction dissoute de la DBO, ce qui confirmerait donc la nécessité d'un traitement plus avancé que la seule sédimentation.

Bibliographie sommaire

- [1] Agence de l'Eau Seine Normandie, Trabuc, 1989, "Pollutions apportées par les rejets urbains de temps de pluie".
- [2] STU, Mémento sur l'évacuation des eaux pluviales, La Documentation française 1989.
- [3] STU, 1986, Efficacité des ouvrages de traitements des eaux de ruissellement, et Ruperd Y., Marte C., 1989, "L'efficacité des ouvrages de traitement des eaux de ruissellement", TSM Mai 1989.
- [4] DREIF, AFBSN, SAFEGE, 1989-90, Esquisse d'un programme d'action en matière d'assainissement pluvial en Ile de France.
- [5] Bachoc, Chebo et Mouchel, 1991, La pollution des rejets pluviaux urbains, Colloque "Eaux Pluviales", Agen 1991.
- [6] Instruction technique relative aux réseaux d'assainissement des agglomérations, Imprimerie Nationale, 1977.
- [7] Approche écologique des retenues d'eau pluviales, SAUVETERRE, Mai 1975.
- [8] Techniques alternatives en assainissement pluvial, impact sur le milieu social et sur l'environnement, Plan Urbain, Décembre 1985.
- [9] Note de M. Burgun (AGHTM), 1991, Coûts d'exploitation des bassins d'orage dans l'Agglomération de Nancy.
- [10] SAFEGE, 1986, Guide pratique pour la conception et l'exploitation des bassins d'orage.
- [11] Ministère de l'Agriculture, DERF, Agence de l'Eau Artois-Picardie, SAFEGE, Mars 1988, Les bassins d'orage sur les réseaux d'assainissement, Documentation technique FNDAE
- [12] Hémain J. C., Nov 1989, "Pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain" Cours ISIM, 1989 (Université de Montpellier).
- [13] Dautais, Orditz, CSTB, 1989, Pluviattech, des techniques nouvelles de traitement et de résorption des eaux pluviales. L'eau, l'industrie, les nuisances N° 129 juin 1989.
- [14] La décantabilité des eaux de ruissellement, les surverses de réseaux unitaires, Etude La Molette, Département de Seine St Denis, Mars 1987.
- [15] DEGREMONT, Memento technique de l'eau

ÉVALUATION DU VOLUME DU RUISSELLEMENT URBAIN DEVANT ÊTRE TRAITÉ A L'EXUTOIRE DE BASSINS SÉPARATIFS

SAGET A., CHEBBO G., BACHOC A.
CERGRENE, Noisy-le-Grand
CERGRENE et IMF, Toulouse, 31400, France

RESUME

Dans cet article nous nous sommes intéressés à l'estimation du volume qui doit être traité pendant une pluie, en vue de réduire efficacement la pollution rejetée au milieu naturel. Pour cela nous avons étudié des données recueillies sur 4 bassins versants séparatifs de surface inférieure à 100 hectares.

Pour des volumes d'interception fictifs variant entre 0 et 300 m³ par hectare imperméabilisé, nous avons calculé la masse interceptée pendant une année, et la masse interceptée pendant les événements les plus importants. Nous en concluons que 100 m³/ha imp auraient pu intercepter aux alentours de 80% de la masse annuellement produite en MES, DCO et DBO₅. Mais pour les événements les plus importants, pour atteindre la même efficacité (80% de la masse produite) il faut des volumes d'interception de l'ordre de 200 m³/ha imp.

Nous avons aussi étudié la réduction de la fréquence d'apparition des événements les plus pollués, et nous avons constaté que même 200 m³/ha imp peuvent ne pas éliminer complètement les événements produisant plus de 5% de la masse annuellement produite.

MOTS-CLE

ruissellement de temps de pluie, masse rejetée, volume d'interception, masse interceptée, fréquence d'événement.

INTRODUCTION

De nombreuses études ont été effectuées sur la pollution rejetée en zone urbaine par temps de pluie, du fait de son impact négatif sur les eaux réceptrices. Parmi elles nous avons retenu la campagne de mesure nationale, qui s'est déroulée de 1980 à 1982 et pendant laquelle les ruissellements ont été analysés à l'exutoire de 4 bassins séparatifs. Dans l'article nous indiquons tout d'abord les résultats obtenus à partir de ces données en ce qui concerne la répartition des masses entre les événements et durant un événement. De plus, un consensus a émergé ces dernières années sur la nécessité de traiter les eaux de ruissellement avant leur rejet dans le milieu récepteur. Mais comment peut-on savoir quelle quantité d'eau doit être traitée pour assurer que la pollution interceptée représente bien une part prépondérante de la pollution produite ? Après avoir défini les critères sur lesquels nous avons basé nos calculs d'efficacité d'interception, nous donnons les premiers résultats obtenus, à savoir le volume par hectare imperméabilisé requis pour atteindre une efficacité donnée.

DESCRIPTION DES BASSINS VERSANTS

Les données utilisées ont été recueillies sur 4 bassins dont les principales caractéristiques sont une surface inférieure à 100 hectare, et un système de drainage séparatif. Le tableau 1 présente une brève description de chacun d'eux.

TABLEAU 1 DESCRIPTION DES BASSINS

Bassin	Réseau	Surface *	Imperméabili- sation **	Population ***	Période de Mesures ****	Nombre d'événements
Maurepas	séparatif	26,7	60	100	16	124
Les Ulis	séparatif	43,1	42	350	12	78
Aix Nord	séparatif	25,6	78	100	16	53
Aix Sud	séparatif	92	35	40	16	51

* en hectare

** % imperméable de la surface totale

*** nombre d'habitants par hectare

**** en mois

REPARTITION TEMPORELLE DE LA POLLUTION

Avec les données recueillies sur les 4 bassins précédemment décrits nous avons pu estimer quelle quantité de polluants est produite annuellement, comment cette masse est répartie entre les événements et comment les concentrations et les masses varient au cours du temps pendant un événement.

Répartition de la masse entre événement

La grande quantité des données recueillies (plus de 75% des pluies ont été analysées sur chaque site pendant la période de mesures) nous a permis de calculer, avec une bonne précision, les masses produites annuellement en matière en suspension (MES), en demande chimique en oxygène (DCO) et en demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO5).

Nous avons alors identifié les événements durant lesquels les masses rejetées sont les plus importantes en MES, DCO et DBO5. Nous avons constaté, tous sites confondus, que les valeurs varient entre 10 et 15% de la masse annuelle pour la DBO5, et entre 10 et 30% de la masse annuelle pour la DCO et les MES.

Cette recherche des masses maximales s'est accompagnée d'une recherche des volumes ruisselés maximaux. Nous avons mis en évidence que les événements pour lesquels les masses rejetées sont importantes sont aussi les événements pour lesquels les volumes sont importants. En effet pour ces événements le volume représente entre 8 et 12% du volume annuellement ruisselé. Cela signifie que par temps de pluie les perturbations dans le milieu récepteur proviennent non seulement des charges importantes mais aussi des volumes importants.

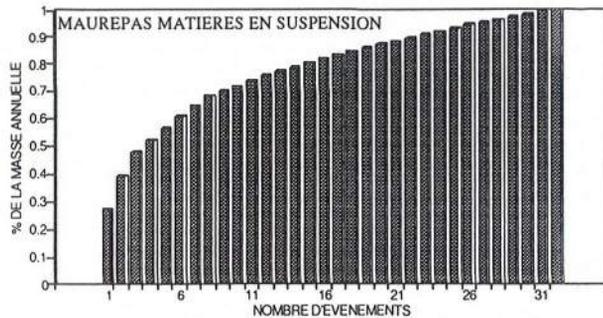


Fig. 1 % cumulatif de la masse annuelle des événements les plus pollués

La figure 1 représente pour le site de Maurepas, la proportion de la masse annuelle en MES que produit l'événement le plus pollué, les 2 plus pollués etc...On peut donc constater que 31 événements suffisent pour atteindre la valeur de la masse annuelle alors que, sur ce site pendant la période de mesure, 174 événements ont été identifiés.

Cela montre que pour réduire la pollution, ce n'est pas suffisant de raisonner en terme de pourcentage de nombre d'événements interceptés. Il se peut que intercepter 80% des événements ne permet pas d'intercepter 50% de la masse annuellement produite, si ces événements ne sont pas les plus pollués.

Donc, notre première conclusion est que si nous voulons intercepter la majeure partie de la pollution, nous n'en serons pas capables avec de petits volumes d'interception.

Que se passe-t-il durant un événement ?

Intercepter le maximum de masse produite pendant un événement serait aisé si pendant une pluie la masse était produite principalement en début de ruissellement.

Pour étudier l'existence ou non de ce phénomène de "First Flush", nous avons tracé les courbes de variation de la masse cumulée en fonction du volume cumulé. La masse cumulée est la masse rejetée à un instant donné depuis le début de l'événement. Le volume cumulé correspondant est le volume ruisselé au même instant depuis le début de l'événement. La diagonale représente l'équilibre, c'est-à-dire une concentration constante dans le temps. Si la courbe est au-dessus de la diagonale, la concentration en début d'événement est supérieure à la concentration moyenne, c'est le "First flush".

Nous avons tracé les courbes pour les MES, la DCO et la DBO5 pour différents événements sur les 4 sites.

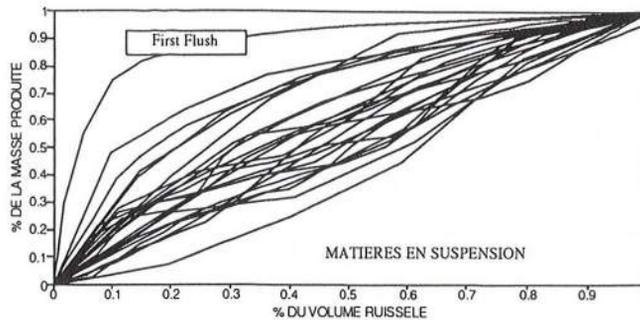


Fig. 2 Masse cumulée en fonction du volume ruisselé, sur Maurepas

La figure 2 donne un exemple des courbes obtenues sur Maurepas pour les MES. Elles montrent que la pollution des premiers flots n'intervient pas pour tous les événements. Quand elle intervient, elle est nettement moins importante que le phénomène idéal représenté sur le même graphe. De plus pour certains événements la courbe réel est nettement sous la courbe idéale.

Geiger (Geiger, 1984) a étudié ce type de courbes sur des données allemandes issues de systèmes unitaires. Il a estimé que le "First Flush" apparaît pour 25% des événements pour les MES, et pour moins de 15% pour les autres polluants.

En terme de réduction de pollution cela signifie que l'interception du début du ruissellement sera efficace pour un petit nombre d'événements. Une fois encore nous en concluons que des petits volumes d'interception ne pourront pas éliminer la pollution du ruissellement pluvial.

ESTIMATION DES VOLUMES A TRAITER SUR 4 BASSINS SEPARATIFS : COMMENT CALCULER UNE EFFICACITE

Définition des critères pour estimer une efficacité

Pour calculer l'efficacité d'une interception, et sachant que peu d'information sont disponibles sur les effets négatifs dans le milieu récepteur, nous avons commencé avec 3 critères pouvant être plus ou moins représentatifs de ces impacts.

Le premier concerne la masse rejetée sur une longue période (l'année par exemple), censée représenter l'influence de l'interception sur les impacts à long terme.

Le second critère concerne la masse rejetée pendant les événements les plus pollués, pour rendre compte de la réduction ou non des effets de choc.

Enfin le troisième est relatif à la fréquence d'apparition des rejets importants, car les milieux naturels sont sensibles non seulement aux masses de polluant rejetées mais aussi à leur fréquence. Nous avons partagé les événements en 4 classes : ceux pendant lesquels la masse produite est inférieure à 1% de la masse annuellement produite, entre 1 et 5%, entre 5 et 10% ou supérieure à 10% de la masse annuelle. Nous avons alors regardé comment la présence de volume d'interception modifie la taille de chaque classe d'événements.

Définition des règles de sélection des flots devant être traités

Il paraît a priori évident que les résultats dépendent des fractions de l'écoulement qui sont interceptées. Nous avons testé 3 méthodes différentes.

La première consiste à intercepter l'écoulement depuis le début de l'événement jusqu'à ce que le volume total d'interception choisi soit atteint. Ceci est la méthode la plus simple.

La seconde méthode permet d'intercepter les fractions de l'écoulement dont les concentrations en polluant dépassent certains seuils, dans la limite du volume d'interception choisi. Dès que la concentration en MES, DCO ou DBO5 dépasse le seuil correspondant l'eau est interceptée. Les seuils considérés sont les suivants :

90 mg/l pour la DCO
30 mg/l pour les MES
30 mg/l pour la DBO5

Ce sont les valeurs admises en France à la sortie d'une station d'épuration en fonctionnement standard. Cette méthode, pour être appliquée, suppose que des mesures des différentes concentrations sont effectuées en continu à la sortie de réseau.

La troisième méthode n'intercepte que la fraction de l'écoulement contenant la masse en MES la plus importante, le volume correspondant de cette fraction étant le volume d'interception choisi. Cette méthode suppose que nous sommes capables de prévoir l'allure du pollutogramme.

Méthodes de calcul

Pour répondre au premier critère d'efficacité, nous calculons la masse qui aurait dû être interceptée durant chaque événement, avec chaque règle d'interception et pour chaque volume d'interception. Puis nous en faisons la somme de manière à obtenir la masse interceptée annuellement.

Pour le second critère, nous avons identifié les événements pour lesquels les masses produites étaient les plus importantes. Pour chacun d'eux nous avons calculé la masse qui aurait dû être interceptée pour un volume d'interception donné.

Pour le troisième critère nous avons estimé la possible réduction de la fréquence d'apparition des événements de chaque classe.

De plus les données manquantes ont été reconstituées. Pour cela, nous avons remplacé les concentrations moyennes par événements manquantes par la concentration moyenne annuelle. Pour les pollutogrammes manquants, nous avons d'abord tracé à partir des pollutogrammes existants, les courbes cumulées masse-volume (déjà décrites). A partir de ces courbes nous en avons déduit une courbe moyenne par polluant et par site. Avec la courbe moyenne appropriée, chaque pollutogramme manquant a été reconstitué.

COMPARAISON DES REGLES DE SELECTION DES VOLUMES A TRAITER

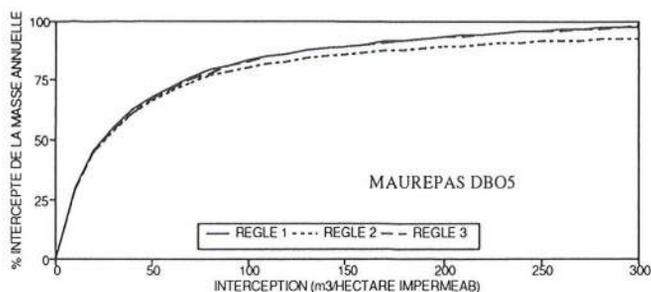


Fig. 3 Comparaison des règles de sélection sur l'efficacité d'interception de la masse annuelle sur Maurepas

La figure 3 est un exemple des résultats obtenus sur Maurepas. Il s'agit du pourcentage intercepté de la masse annuelle en DBO5 pour différents volumes d'interception et pour les 3 règles de sélection. On peut constater que les résultats sont très proches, surtout pour les petits volumes d'interception. Cela aurait été pourtant intéressant de pouvoir, pour une efficacité donnée, économiser du volume avec une méthode plutôt qu'avec une autre.

Néanmoins, pour un petit volume d'interception les résultats sont identiques, et la deuxième méthode (interception en cas de dépassement d'un seuil de concentration) donne même des résultats inférieurs. La troisième méthode donne de temps en temps des résultats meilleurs mais pour des volumes de l'ordre de 20 m³/ha imp, qui sont inadaptés car la masse interceptée est alors trop faible.

Comme les méthodes d'interception donnent les mêmes résultats, nous ne retiendrons désormais que les résultats obtenus par la première méthode (interception depuis le début de l'événement jusqu'à atteindre le volume fixé).

ESTIMATION DES VOLUMES POUR REDUIRE LA POLLUTION REJETEE

Réduction de la masse annuellement rejetée

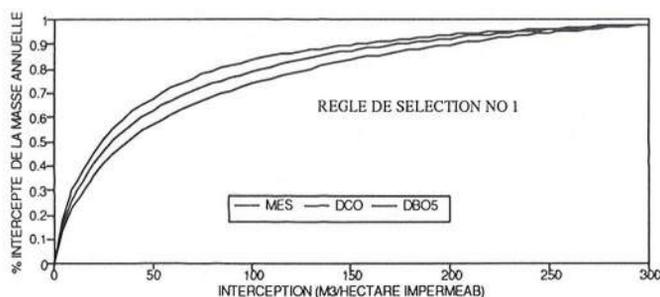


Fig. 4 Efficacité d'interception de la masse annuelle sur Maurepas

La figure 4 représente la masse annuelle interceptée en fonction du volume d'interception, sur le site de Maurepas, pour les MES, la DCO et la DBO5, et pour la première règle d'interception.

Ces courbes et celles obtenues sur les 3 autres sites, permettent de donner une première estimation du volume nécessaire : environ 100 m3 par hectare imperméabilisé peuvent intercepter 80% de la masse annuellement produite.

Réduction de la masse rejetée lors des événements les plus pollués

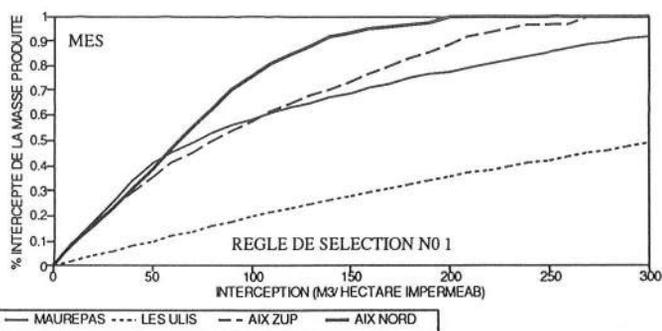


Fig. 5 Masse interceptée pendant les événements les plus chargés

La figure 5 est la variation de la masse interceptée pendant l'événement le plus pollué en MES sur les 4 sites.

Cela permet de donner un second chiffre : 200 m3 par hectare imperméabilisé peuvent espérer intercepter 80% de la masse produite pendant ces événements.

Réduction de la fréquence d'apparition des événements

TABLEAU 2 FREQUENCE D'APPARITION DES EVENEMENTS LES PLUS POLLUES EN MES (Bachoc et al. 1991)

Volume d'interception *	Fréquence **	Fréquence ***
20	4-14	2-4
50	2-10	1-3
100	2-4	1-2
200	1-3	0-1

* m3 par hectare imperméabilisé

** nombre annuel des événements dont la masse est entre 1 et 5% de la masse annuelle

*** nombre annuel des événements dont la masse est supérieure à 5% de la masse annuelle

Le tableau 2 montre que la réduction de la fréquence des événements les plus pollués (plus de 5% de la masse annuelle est perceptible avec 100 m3/ha imp, mais 200m3/ha imp paraissent donner de meilleurs résultats.

CONCLUSION

Les calculs présentés dans cet article ont été fait pour 4 petits bassins séparatifs français. Ils montrent que si on veut intercepter une part importante de la pollution produite (par exemple 70% de la masse annuellement produite) cela nécessite de grands volumes au moins 100 m3 par hectare imperméabilisé, et ceci quelque soit la règle de sélection des flots interceptés.

De plus, même ce volume ne peut être d'une grande efficacité pendant les événements les plus pollués. En effet pour certains événements seule une petite part de la masse produite est interceptée.

En résumé, ce type d'interception peut grandement réduire les impacts cumulatifs, à long terme, mais ne peut en aucune manière assurer une protection efficace contre les effets de choc.

Pour réduire la fréquence des événements les plus pollués, même 200 m³ par hectare imperméabilisé ne peuvent les éliminer complètement.

Nous réalisons combien les volumes cités sont importants. Mais d'autres études donnent même des valeurs plus grandes. Dans Toet et al., 1989 des volumes équivalents sont indiqués. Et bien qu'ils soient calculés grâce à un modèle de réservoir, ils méritent d'être cités : pour obtenir une efficacité de déposition de 50% pour les MES, le phosphore et les métaux, il faut un volume entre 200 et 300 m³ par hectare imperméabilisé.

Nos résultats sont valables sur des bassins séparatifs, mais des études sur des bassins unitaires se sont aussi intéressées à des volumes de traitements. Nous en trouvons un résumé dans (Chebbo, 1992) :

pour 2 sites unitaires, 50 m³/ha imp interceptent 85% de la masse annuelle en MES
pour 3 sites séparatifs, 50m³/ha imp interceptent 75% de la masse annuelle en MES

Nos résultats demandent à être confirmés avec d'autres données, sur des sites différents par le type de réseau et par la taille. Ils sont néanmoins une motivation supplémentaire pour étudier les impacts que représentent les rejets urbains de temps de pluie, de manière à mieux savoir pourquoi traiter, où, quand et comment.

REFERENCES

- Bachoc A., Saget A., Chebbo G., Hababou C. (1991). Rejets pluviaux urbains : distribution de leur pollution et efficacité de bassins de stockage-décantation. Analyse des données des 4 bassins versants expérimentaux de la campagne nationale de mesures 1980-1982. Urban Management Report
- Chebbo G. (1992). Caractérisation des solides des rejets pluviaux urbains. Ph D Report.
- Chebbo G., Bonnefois J., Bachoc A. (1990). Caractérisation des solides transférés dans le bassin de retenue Bequigneaux. Cergrene Report
- Chebbo G., Musquere P., Bachoc A. (1990). Solids transferred into sewers. Hydrodynamic characteristics and pollutant loading. In : Fifth International Conference on Urban Storm Drainage, Y. Iwasa, T. Sueishi (Eds), vol 2, Osaka, pp 885-890
- Desbordes M. (1985). Bilan des études et recherches sur la pollution du ruissellement pluvial urbain dans les pays d'Europe de l'Ouest et d'Amérique du Nord LHM-USTL-STU Report
- Ellis J. B. (1986). Pollution aspects of urban runoff In : Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. and Desbordes M. (Eds), NATO ASI Series G10, Berlin, pp 1-38
- Geiger W. F. (1984) Characteristics of Combined Sewer Runoff In : Third International Conference on Urban Storm Drainage P. Balmer, P-A Malmqvist, A. Sjoberg (Eds), vol.3, Goteborg, pp 851-860
- Geiger W. F. (1987) Flushing Effects in Combined Sewer systems. In : Fourth International Conference on Urban Storm Drainage, W. Gujer, V. Krejci (Eds), vol 6, Lausanne, pp 40-46
- Gujer W., Krejci V. (1987). Urban storm drainage and receiving waters ecology. In : Fourth International Conference on Urban Storm Drainage, W. Gujer, V. Krejci (Eds), vol 6, Lausanne, pp 1-19
- Hémain J. C. (1983). Mesure de la pollution du ruissellement pluvial urbain. Rapport n°1, n°2, n°3. LHM Report
- Hémain J.C. (1984) Mesure de la pollution du ruissellement pluvial urbain, Exploitation des données autres que DCO, MES et DBO5. LHM Report
- Marsalek J. (1984). Caractérisation du ruissellement de surface issu d'une zone urbaine commerciale. Sciences et Techniques de l'Eau, vol 17 n°2 pp 163-167
- Philippe J.P., Ranchet J. (1987). Pollution des eaux de ruissellement pluvial en zone urbaine, synthèse des mesures sur 10 bassins versants en région parisienne. LPC Report n°142
- Toet C., Hvitved-Jacobsen T., Yousef Y.A. (1989) Pollutant Removal and Eutrophication in Urban Runoff Detention Ponds In : Seconde Wageningen Conference Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters Wageningen
- Waller D.H., Hart W.C. (1985). Solids, nutrients and chlorides in urban runoff. In : Urban Runoff Pollution, Torno H.C., Marsalek J. and Desbordes M. (Eds), NATO ASI Series G10, Berlin

ÉTUDE DE LA SÉDIMENTATION DES MES EN BASSIN DE RETENUE D'EAUX PLUVIALES

JACQUET G.

Société RHEA, Versailles

Introduction :

Le traitement de la pollution d'origine pluviale passe par une meilleure connaissance des **paramètres caractéristiques des effluents de temps de pluie**. Or, les informations sur ce sujet sont de plus en plus riches (I). Les enjeux de cette amélioration des connaissances dépassent les moyens ponctuels de traitement de la pollution pluviale ; il s'agit en effet de penser des stratégies de lutte contre la pollution qui s'intègrent dans le cadre plus large de **l'étude d'impact sur les milieux naturels (II)**. Pour s'approcher de ces objectifs, nous disposons de nouveaux moyens d'étude. D'une part, la modélisation de la décantation permet d'estimer l'efficacité de bassins "classiques", l'effet d'aménagements et les gains induits par certains modes de gestion. D'autre part, une méthodologie d'observation d'impact de déversements sur un fleuve permet de mettre au point un outil de mesure des gains induits par l'utilisation de différents moyens de traitement (III).

I-L'évolution des connaissances :

Des particules fines ...

Des résultats récents, obtenus par le CERGRENE (1),(2) ont montré que la pollution des eaux déversées par temps de pluie est fixée sur les particules solides de faible diamètre et de forte vitesse de chute. En effet, 70% des particules ont un diamètre inférieur à 100 micromètres. Cependant, même les particules de taille inférieure à 50 microns possèdent une vitesse de chute assez élevée. L'étude de la distribution de différents paramètres de pollution par classes granulométriques montre que le plomb, la DCO, la DBO sont principalement fixés sur les particules de faible taille. Les hydrocarbures se distinguent apparemment avec une fraction importante fixée sur des particules de taille plus élevée.

... mais qui décantent bien :

Le traitement par décantation de fines particules renvoie a priori à la difficulté de devoir faire décanter des particules de faibles vitesses de chute. Or, ces particules pluviales présentent des vitesses de chute assez élevées (de 0,1 à 1 cm/s), même si elles sont plus faibles que celles des sédiments en collecteur (supérieure à 3 cm/s). Ce sont ces derniers qui ont été utilisés, à tort, pour dimensionner des ouvrages de traitement comme le séparateur statique tourbillonnaire.

traiter l'effet de choc :

L'objectif final de tout traitement de la pollution d'origine pluviale est bien de remédier à l'effet de choc sur les milieux récepteurs. Or celui-ci se décrit en termes de désoxygénation brutale provoquée par la charge organique des eaux déversées unitaires, c'est-à-dire indirectement par les dépôts en collecteur accrochés. Ces "vecteurs" d'effet de choc se distinguent donc d'une part des dépôts sédimentés, d'autre part des MES véhiculées par les eaux usées de temps sec.

mesurer le gain amené par un moyen de traitement :

Jusqu'à présent, l'efficacité d'un moyen de lutte contre la pollution des eaux pluviales a surtout été évaluée en termes de réduction de la charge polluante déversée ; ceci revenait de façon schématique à déterminer un pourcentage de volume intercepté par rapport au volume d'une crue de projet. Or il s'agit à présent d'estimer l'efficacité d'un traitement par décantation, qui pourrait aussi se faire au fil de l'eau.

On doit donc déterminer l'efficacité d'une décantation pour des particules en suspension. Les résultats ne se restreindront pas seulement aux MES puisque des mesures obtenues récemment (3) sur la distribution des métaux lourds par classes de vitesses de chute permettent de déterminer théoriquement des efficacités de décantation pour le plomb, le cuivre ou le cadmium.

II-Les enjeux :

Penser une stratégie de lutte contre la pollution des eaux pluviales :

L'amélioration des connaissances sur la pollution d'origine pluviale aidera tout d'abord à mieux penser les stratégies de dépollution . Nous pourrions surdimensionner les ouvrages en suivant les recommandations allemandes, décrites dans la directive ATV 128. Il s'agirait alors de mettre en oeuvre non seulement des bassins de stockage-décantation, mais aussi des stations d'épuration surdimensionnées. Cette méthode de traitement fournit finalement peu de résultats vis-à-vis des événements-chocs.

Une alternative à cette gestion "extensive", au sens où elle conduit à augmenter sans cesse les capacités de rétention, serait de dimensionner les ouvrages de dépollution en vue de réduire la durée d'observation des impacts de

pollution. Ceci pourrait être réalisé soit en stockant la "bonne tranche de crue" pour éviter les pointes de pollution en rivière, soit en laissant décanter les crues de longue durée, dont seules les eaux de curage des dépôts seront épurées à la station.

choisir les ouvrages de dépollution :

Pour mener à bien la dépollution des eaux pluviales, il faut choisir le type d'ouvrage en utilisant une grille de sélection prenant en compte les paramètres-clés de la pollution pluviale. Ce type de grille, utilisée par RHEA, a permis de rejeter des ouvrages comme le SST et de promouvoir les bassins de décantation ou encore les systèmes de dégrillage automatique.(4)

le cas d'un bassin de décantation : les études préalables à une réalisation

Cependant, comment doit-on dimensionner les bassins de décantation ? Dans un premier temps, il est nécessaire d'utiliser des **pluies de projet** pour lesquelles on recherche soit l'absence d'impact, soit la réduction de la durée d'impact sur le milieu naturel. Dans un second temps, il s'agit de déterminer les **points de rejet** à traiter et l'efficacité recherchée pour chaque pluie de projet. Dans un troisième et dernier temps, un avant-projet sommaire du bassin de décantation est réalisé en utilisant le modèle de Hazen pour calculer **le volume et la surface nécessaires**. Il s'agit alors de considérer que le temps de séjour moyen des particules, c'est-à-dire le rapport entre volume et débit traversier, est supérieur au temps de chute des particules que l'on souhaite traiter. En disposant de la distribution massique des vitesses de chute des MES, on peut alors choisir une vitesse "critique" qui correspond à un objectif de traitement, exprimé en pourcentage de la masse des MES à traiter.

une étude plus poussée : déterminer l'efficacité d'un bassin

Il s'agit ensuite de prendre en compte les caractéristiques influençant l'efficacité de décantation. Nous entrons alors dans l'avant-projet-détaillé de l'ouvrage. Il faut prendre en compte la fonction d'efficacité représentant la probabilité de décantation des particules d'une classe de vitesses de chute donnée. Connaissant le spectre des MES en vitesses de chute, on peut ensuite déterminer numériquement l'efficacité globale de décantation d'un ouvrage de traitement. Le choix de la fonction d'efficacité dépend du degré de précision que l'on cherche à obtenir. La modélisation la plus grossière utiliserait le modèle de Hazen avec "pouvoir de coupure" : seules les particules de vitesses de chute supérieure à un certain seuil peuvent décanter. Une première correction consisterait à prendre en compte la contribution des particules de faibles vitesses de chute. Enfin, un modèle plus complet ne négligerait pas l'effet négatif de la turbulence sur la décantation des MES. La mise en oeuvre de ce type de modèle montre que des aménagements mineurs peuvent modifier considérablement l'efficacité d'un bassin de décantation. Il peut s'agir par exemple de contrôler l'hétérogénéité des vitesses d'écoulement dans le bassin ou de minimiser la micro-turbulence. Nous avons testé numériquement le modèle avec turbulence dans un cas précis : celui du bassin des Brouillards en Seine-Saint-Denis. On constate que

des débits de fuite assez élevés par rapport aux débits maxima de crue observés en ce site sont théoriquement compatibles avec une efficacité de traitement "correcte" (c'est-à-dire supérieure à un rendement de 80 %, que nous nous sommes fixés).(5).

vers une gestion en temps réel de la pollution pluviale :

Ces résultats nous conduisent à intégrer les problèmes de décantation dans le champ plus large de la gestion en temps réel. En effet, les ouvrages de décantation doivent être gérés de façon à assurer la plus grande efficacité sur la période de la crue correspondant au plus grand impact sur le milieu naturel. On doit aussi adapter au type de crue la stratégie combinant au mieux le stockage et le débit traversier (5), (6). Ces objectifs de dépollution ne doivent cependant pas contrarier les priorités concernant les risques d'inondation.

III-Les nouveaux moyens d'étude de la décantation et de l'impact sur les milieux naturels :

la modélisation de la décantation :

L'amélioration des connaissances sur les paramètres de la pollution pluviale a permis de développer des modèles de décantation plus performants que le modèle "classique" d'Hazen , pourtant encore très utilisé dans le dimensionnement des ouvrages de décantation. Des simulations numériques d'efficacité d'ouvrage à débit traversier donné, ou d'efficacité globale au cours d'une crue, sont aujourd'hui disponibles (5). Ils ne peuvent cependant se passer de mesures sur le terrain (vitesses de chute) enrichissant les données d'entrée de ces modèles. Ils nécessitent de plus des validations et des calages par l'expérience encore insuffisants. Si les bilans d'efficacité sont actuellement faits en raisonnant sur les MES, des mesures récentes réalisées sur la distribution des métaux lourds(3) par classes de vitesses de chute nous invitent à déterminer des efficacités pour ces paramètres de pollution aussi.

la connaissance de l'impact des déversements sur le milieu naturel :

Parallèlement à cette modélisation des moyens de traitement, notre connaissance de l'impact sur les milieux naturels est enrichie par le développement de nouveaux outils d'étude. Nous disposons à présent de moyens pour observer et mesurer un impact des déversements sur un fleuve. Cette méthodologie d'observation, actuellement en développement, consiste à observer des panaches de pollution (imagerie vidéo et infra-rouge) et à réaliser quelques mesures de "calibration" dans ces panaches. On peut ainsi suivre la dégradation progressive de la qualité le long d'un fleuve.(7)

L'idée est alors de pouvoir mesurer un impact en termes de durée de dépassement d'un seuil (par exemple : concentration d'ammonium ou durée de la période désoxygénation à l'amont d'un barrage) en différents points "critiques". On peut ainsi évaluer l'efficacité d'un moyen de traitement en mesurant la diminution de ces durées de dépassement consécutive à la mise en place de nouveaux ouvrages ou au déploiement de nouvelles stratégies.

Conclusion :

Des développements récents ont confirmé la bonne décantabilité des MES, à présent considérées comme les vecteurs principaux de la pollution pluviale. Les caractéristiques ainsi déterminées doivent aider à la mise au point de nouvelles stratégies de dépollution. Entre ces connaissances "amont" et les objectifs "aval" de la dépollution, des outils de modélisation de la décantation et d'observation de l'impact des déversements nous guident vers des applications opérationnelles.

Références :

- (1) Bachoc, Mouchel, Chebbo "la pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ses origines et son interception", Agen, juin 1991
- (2) Chebbo "solides des rejets pluviaux urbains", thèse de docteur-ingénieur, CERGRENE, mars 1992
- (3) Michelbach, Wohrle "Settleable solids in a combined sewer system ; measurement, quantity, characteristics", UFT Brombach GmbH
- (4) Hulot, Johan "procédés de traitement des eaux pluviales en RFA et en Suisse", RHEA pour le compte de SLE Bordeaux, septembre 1991
- (5) Hulot "Etude de l'efficacité d'un bassin de stockage pour la décantation par temps de pluie - approche conceptuelle et conditions d'application", Projet de Fin d'Etudes RHEA-CERGRENE-ENPC, juin 1992
- (6) Jacquet, Hulot formation ville de Paris "gestion en temps réel et déversements de temps de pluie", février 1992
- (7) Hulot, Jacquet "Etude préliminaire d'un indicateur spatial d'impact des déversements en Seine - rapport d'étude méthodologique", étude réalisée par RHEA pour le Département des Hauts-de-Seine, décembre 1990

**Résumés des communications
présentées dans le cadre du**

**THIRD EUROPEAN POSTGRADUATE
WORKSHOP ON WATER QUALITY
OF URBAN RUNOFF
AND EFFECTS UPON RECEIVING WATERS**

Paris, 11-15 mai 1992

URBAN DRAINAGE OPERATION

VAN LEEUWEN E., BREUR K.J.

Centre for operational Water Management (COW), Delft University of Technology

Over 90% of the dutch sewer systems are combined systems. Due to the bad soil conditions in the Netherlands sewers have very mild slopes and nearly all the water has to be pumped. During heavy storm events the surplus of waste water has to be stored in the system temporarily. If no more water can be stored, overflow to surface waters occurs. These overflows can have considerable impacts on the aquatic ecosystems. The operation strategy is defined as the sequence of manipulations of the actuators (controllable elements such as pumps and regulating valves). Normally pumps are locally operated, based on the water level in the pump sump. This type of operation however does not guarantee an optimal system performance since the following aspects are neglected:

- distribution of storage and discharge capacity
- variability of system loading
- differences in vulnerability of receiving waters, and
- variations in sewage quality

The subject of this paper is improved operation of the urban drainage system in which the potential of the system is better used under all circumstances. At the COW the research is focussed on the derivation of the optimized operation strategy. The main goal of the optimization is the minimization of the combined sewer overflows.

The processes in sewers can be described by pump discharges, actual storage and system load. A cost function in which all variables multiplied by a cost factor are added, is defined. These cost factors reflect the comparative importance of the variables. If, for example, the main operational objective is to reduce overflow volumes rather than to reduce actual storage, the former has a higher cost factor. A model describing the system behaviour as a result of control actions and disturbances is necessary. In this way the effects on all possible actions and the disturbances (inflow) on the value of the cost function can be evaluated. This evaluation will be carried out for a certain period. The action leading to the lowest value is called the best action possible. A simulation study for the urban drainage system of the city of Rotterdam (The Netherlands) show a significant decrease of the total annual overflow volume (up to 65%) as a result of optimized operation.

In comparison with the traditional operation of sewer systems operation based on mathematical optimization can be seen as an instrument for the improvement of the water quality management. It provides a better way of using the storage and discharge capacity than the operation under local control.

MEASURING AND MODELLING THE EFFECT OF AN URBAN DRAINAGE SYSTEM UPON THE RECEIVING WATER QUALITY

LAMMERSEN R.

Institute for Water Resources, University of Hannover

Introduction.

Although it has been recognized, that urban discharges causing serious problems for receiving waters, there are only very few data available, which demonstrate these effects. Since the request for changing urban drainage systems to improve the quality of the receiving water arouse, a good data basis has become essential, either for determining the present effects directly or for calibrating models for prognostic investigations.

Measuring devices.

Online measurements are conducted in Hildesheim along the river Innerste to investigate the effects of the discharged rainwater coming from the separate system, the combined sewer overflows and the treatment plant effluent separately as well as the effects of the entire city. During rainfall events additional samples were taken from the outlets and the river.

Results.

During the measuring period 1990/1991 several overflows occurred causing changes in discharge and water quality. Flow velocity, turbidity, pH, dissolved oxygen, COD, BOD and Ammonia show remarkable changes up to critical levels, which may cause damage to the ecosystem of the receiving water. They are not only due to the direct influence of the discharged pollutants but also caused by the uptake of pollutants from the rivers sediment and rather complex chemical and biochemical processes induced by the event.

Further application.

The data are not only collected to find out present effects the drainage system of Hildesheim has upon the river Innerste. The water quality model DYNAMO is calibrated and verified using these data. Final aim is the development of a planning tool, which integrates the simulation of the sewer system, the treatment plant and the receiving water for a prediction of the effects of planned changes in a urban drainage system upon the receiving water.

LISTE DES SIGLES

DEA	Diplôme d'Etudes Approfondies
STE	Sciences et Techniques de l'Environnement
UPVM	Université Paris XII Val de Marne
ENPC	Ecole Nationale des Ponts et Chaussées
ENGREF	Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts
AFBSN	Agence Française de Bassin Seine Normandie
CERGRENE	Centre d'Enseignement et de Recherche pour la Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement, ENPC-ENGREF
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
LABAM	Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu, Université Paris Val-de-Marne
LATTS	Lab. Techniques, Territoires et Société, CNRS, ENPC-UPVM
ULB	Université Libre de Bruxelles
UPRC	Urban Pollution Research Centre; Middlesex Polytechnic
USTL	Université des Sciences et Techniques du Languedoc
IMF	Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse

LISTE DES PARTICIPANTS

ABAHAMID A.
Labo Biol. Populations
UFR Sciences et Technologie, UPVM
94010 CRETEIL CEDEX

BALLAY D.
Directeur de l'ENGREF
19 Av. du Maine
75732 PARIS Cédex 15

ACKA K.
INSA
20 Av. Albert Einstein
69621 VILLEURBANNES Cédex

BARRAQUE B.
LATTS
1 Av. Montaigne
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

ADLER E.
SAFEGE
15/27 Rue du Port
92007 NANTERRE

BELLIMAM B.
BRGM
BP 6009
45018 ORLEANS

ADROIT F.
Ville de Meaux-DEA

BENMAKRELOUF M.
INRA
Route De Saint Cyr
78000 VERSAILLES

AIT-OUARAB M.
Centre Technique Du Bois Et Ameubl.
10 Ave de Saint-Mandé
75012 PARIS

BENTURA P.
CEMAGREF (Antony)
PARC DE TOURVOIE
92160 ANTONY

AKUNNA J.
INRA
Bd du Gal de Gaulle
11100 NARBONNE

BERGUE J.M.
STU

ALCOUFFE C.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

BERREBI R.
CG 93 - DEA

ATTOU F.
INRA
ROUTE DE SAINT CYR
78000 VERSAILLES

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L.
ENITRIS
1 Quai Koch
67000 STRASBOURG

AZARIZ D.
UNIV PARIS XII
Ave du General de Gaulle
94010 CRETEIL CEDEX

BEURRIER R.
CUD Lille

BACHOC A.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

BIHAN Y.
OTUI-OTH

BORDES O.
CISE OUEST
P.A.I. du Moustoir
56408 AURAY Cédex

CADIOU A.
AFBSN
51 Rue Salvador Allende
92027 NANTERRE Cédex

BOUCHY J.M.
LBSE
UPVM, UFR de Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

CAZADE N.
CGE- ANJOU-RECHERCHE Paris
63 RUE D'ANJOU
75008 PARIS

BOUREZGUI Y.
Labo Biologie Des Sols & Eaux
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

CHANCELIER JP.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

BOURSIN G.
SPIE ICF ENVIRONNEMENT
10 Ave de l'Entreprise
95864 CERGY PONTOISE CEDEX

CHEBBO G.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

BOYER C.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

CHOCAT B.
INSA Lyon
20, avenue A.Einstein
69621 Villeurbanne cedex

BRABANT JM.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

CHOPARD P.
CG 93 - DEA

BRELL M.

COIFFARD S.
INRA DE RENNES
LabEcologie & Hydrobiologie
35000 RENNES

BRIAT P.
SLE-DUMEZ

COUROUX S.
GEMCEA
149 Rue G. Péri
54500 VANDOEUVRE

BRULE D.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

CREANCIER P.
OTUI-OTH

BUSSY A.L.
LABAM
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

CREUTIN J.D.
INPG-IMG

CUCHET P.
DISTRICT URBAIN DE NANCY

EL KHAODARI
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

DAKHLAOUI M.
Labo Central Lyonnaise Des Eaux
38 R DU PDT WILSON
78930 LE PECQ

ESTEBE A.
LABAM
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

DANARD P.
SENERU

FLECHA R.
Cergrene ENPC-ENGREF

92 SURESNES

93167 Noisy le Grand Cedex

DANTAS DE AQUINO M.
Cergrene-ENPC-ENGREF
93167 NOISY LE GRAND CEDEX

FLORES-RODRIGUEZ J.
LABAM
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

DAUDON C.
Cergrene ENPC-ENGREF

FLORET-MIGUET E.
LATTS - ENPC

93167 Noisy le Grand Cedex

93167 NOISY LE GRAND CEDEX

DECAYEUX C.
Labo Biologie Des Sols & Eaux
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

FRABOULET S.
LABAM
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

DESBORDES M.
LHM
USTL
34080 MONTPELLIER CEDEX

FRANÇOIS D.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

DEUTSCH JC.
Cergrene ENPC-ENGREF

FREIRE FORMIGA R.
MIN DE L'ENVIRONNEMENT
14 BD DU GAL LECLERC
92524 NEUILLY S/SEINE

93167 Noisy le Grand Cedex

DOYEN L.
CG 93 - DEA

GAFSI M.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

DUCHAMP I.
CEMAGREF (Antony)
PARC DE TOURVOIE
92160 ANTONY

GAULTIER V.
CEMAGREF
3 Quai Chauveau
69336 LYON 09

GAUME E.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

GUERY B.
Mairie de Saint Germain En Laye
16 rue de Pontoise
78100 ST GERMAIN EN LAYE

GUICHARD MA.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

HAGNERE P.
OTUI-OTH

HARIYANTO S.
Labo Biologie Des Sols & Eaux
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

HERREMANS L.
Compagnie Générale des Eaux
52 Rue d'Anjou
75008 PARIS

HUBERT G.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

HULOT J.C.
RHEA
8d Rue de la Ceinture
78000 VERSAILLES

IBOUANGA A.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

IDDER M.
LATTS - ENPC

93167 NOISY LE GRAND CEDEX

INQUIETE L.
LATTS - ENPC

93167 NOISY LE GRAND CEDEX

ISBIKHENE M.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

JACQUET G.
RHEA
8d Rue de la Ceinture
78000 VERSAILLES

JENSEN N.A.

JOANNIS C.
LCPC
BP 19
44340 BOUGUENNAIS

KAUARK LEITE L.
SAFEGE
15/27 Rue du Port
92007 NANTERRE

KOLLYRIS A.
LAB CENTRAL DES PONTS ET
CHAUSSEES

BP 19
44340 BOUGUENNAIS

LABROUCHE G.
MAIRIE DE VAL DE REUIL

27100 VAL DE REUIL

LAGARDERE J.
Directeur de l'ENPC
28 Rue des Saints-Pères
75007 PARIS

LAMMERSEN R.

LAVARELO Y.
CEMAGREF (Paris)
14 AVENUE SAINT MANDE
75012 PARIS

LE COZ C.
ENGREF
19 Av. du Maine
75732 PARIS Cédex 15

LEBOUC M.
MIN DE L'ENVIRONNEMENT
14 BD DU GAL LECLERC
92524 NEUILLY S/SEINE

LEBRETON L.
LABAM
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

LEGRET M.
LCPC Nantes

LLEWELLYN N.

LOMBART A.
Office de Genie Ecologique
8 rue de Chaalis
77400 THORIGNY SUR MARNE

LONGUEMARE C.
Labo Biologie des Sols & Eaux
Université Paris XII, UFR Sciences
94010 CRETEIL CEDEX

LOUDIERE D.
Directeur de l'ENITRTS
B.P. 1039
67070 STRASBOURG

LUCAS E.
CGE- Anjou-Recherche Paris
63 RUE D'ANJOU
75008 PARIS

MARCANDELLA E.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

MEZAIB M.
GEMCEA
149 Rue G. Péri
54500 VANDOEUVRE

MICHEL C.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

MILLIER C.
Directeur Scientifique de l'ENGREF
19 Av. du Maine
75732 PARIS Cédex 15

MONGEREAU N.
INSA Lyon

MOREL A.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

MOUCHEL JM.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

MULLISS R.
U.P.R.C., MIDDLESEX
POLYTECHNIC
Bounds Green Road
GB LONDON N11 2NQ

NASCIMENTO N.
Cergrene ENPC-ENGREF

93167 Noisy le Grand Cedex

NOEL M.
INST DE BIOGEOCHIMIE MARINE -
ENS-
1 rue Maurice Arnoux
92120 MONTROUGE

ORIZET F.R.
Directeur de l'Enseignement de l'ENPC
28 Rue des Saints-Pères
75007 PARIS

ROYER C.
CEMAGREF (Antony)
PARC DE TOURVOIE
92160 ANTONY

OUBELKASSE M.
Lab D'Ingenierie Des Membranes
UNIVERSITE PARIS XII -SCIENCES
94010 CRETEIL CEDEX

SAGET A.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

OURABAH A.
CRITER
82 AV KLEBER
92700 COLOMBES

SAJUS P.
CEMAGREF GROUPDE
BORDEAUX
50 Avenue de Verdun
33610 CESTAS

RANCHET J.
LROP TRAPPES

SEIDL M.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

RAVET J.
SAtese (Conseil Yvelines)
2 Place André Mignot
78012 VERSAILLES

SHUTES B.
U.P.R.C.MIDDLESEX
POLYTECHNIC
Bounds Green Road
GB LONDON N11 2NQ

RENARD D.
DREIF -DERU

SIMON L.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

RICARD B.
INSA
20 Av. Albert Einstein
69621 VILLEURBANNES Cédex

SIOUD K.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

ROMDHANE A.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

SOYEUX E.
CGE- ANJOU-RECHERCHE Paris
63 RUE D'ANJOU
75008 PARIS

ROSSI C.
Mairie de Fos-s-mer

TABUCHI J.P.
AFBSN
51 Rue Salvador Allende
92027 NANTERRE Cédex

ROUX C.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

TASSIN B.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

TENIERE-BUCHOT P.F.
AFBSN
51 Rue Salvador Allende
92027 NANTERRE Cédex

ZECH M.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

THEVENOT D.
LABAM
UPVM, UFR de Sciences et Technologie
94010 CRETEIL cedex

THIBERT S.
Labo de Géologie Appliquée
Université Pierre et Marie Curie
75005 PARIS

VERBANCK M.
Université libre de Bruxelles
Campus de la plaine
CP 221 1058 Bruxelles

VERNIN N.
ANJOU-RECHERCHE RUNGIS
24 rue Saarinen
94568 RUNGIS CEDEX

VIGNERON V.
L'OEIL - IUP - PARIS XII -
Ave du Gal De Gaulle
94010 CRETEIL CEDEX

VINÇON LEITE B.
Cergrene ENPC-ENGREF
93167 Noisy le Grand Cedex

WEI C.

WOLFF E.

YOSOWIDAGDO R.
ESIGEC Université de Savoie
Labo Biologie et Biochimie App
73011 CHAMBERY