LA POLLUTION DUE AUX REJETS URBAINS PAR TEMPS DE PLUIE : IMPACTS SUR LES MILIEUX RECEPTEURS

Président de séance : M Claude TRUCHOT, Directeur Régional de l'Environnement d'Ile-de-France

EXPOSE INTRODUCTIF

B. CHOCAT *, M. CATHELAIN **, A. MARES ***, J.M. MOUCHEL ****

* INSA de Lyon

** Agence de l'Eau Artois-Picardie

*** Société RHEA

**** CERGRENE

INTRODUCTION

Lorsqu'il pleut, la ville prend une douche (et même parfois un bain !) ; mais que fait-on de l'eau sale ? ou plus exactement que devient l'eau sale lorsqu'elle rejoint le milieu naturel et quels sont ses effets sur ce dernier ? Le problème est-il réellement aussi important qu'on veut bien le dire ou s'agit-il simplement d'une mode ? quels sont les effets et les impacts réels des rejets urbains par temps de pluie sur le milieu naturel ? Autant de formulations d'une même question auxquelles nous allons tenter de donner une réponse aussi argumentée que possible dans cet exposé introductif.

Auparavant, il est indispensable de bien préciser les termes : Nous parlerons, tout au long de l'exposé, de rejets urbains par temps de pluie et non de rejets pluviaux. Ceci a pour but de bien indiquer que ce qui sort d'un réseau d'assainissement urbain par temps de pluie, fût-il strictement séparatif (si tant est que de tels réseaux existent !), n'est jamais uniquement de l'eau de pluie, ou des éléments apportés par l'eau de pluie. Dans les « boyaux de la ville », comme le disait fort élégamment Victor HUGO, circulent en effet des eaux usées (parce que le réseau est unitaire, ou parce qu'il y a des mauvais branchements), des eaux parasites, des eaux de lavage des chaussées ou des caniveaux,... ainsi que tous les produits que l'on peut introduire par les avaloirs.

En l'absence de précisions explicites, les éléments avancés dans le texte s'appliqueront donc indistinctement aux eaux unitaires rejetées par les déversoirs d'orage et aux eaux « pluviales » rejetées par les réseaux séparatifs.

Nous distinguerons dans l'exposé les effets directs des rejets polluants sur les milieux naturels, affectant principalement le biotope, et les conséquences de ces effets sur la vie aquatique et sur les usages de l'eau, que nous regrouperons sous le terme générique d'impacts. Selon cette distinction, les effets sont les conséquences directes des apports dus aux rejets (augmentation des concentrations, augmentation du débit,...), alors que les impacts constituent la réponse de l'écosystème (mortalité piscicole, croissance algale,...), ou les conséquences de cette réponse (consommation d'oxygène suite à eutrophisation,...).

Cette distinction est bien évidemment formelle car un écosystème constitue un tout qui nécessite d'être analysé dans sa globalité. Elle est cependant utile car elle permet d'apporter deux éclairages différents sur le problème, et ainsi d'éviter des ambiguïtés potentielles.

1. DIFFERENTS TYPES D'EFFETS

1.1. ECHELLES DE TEMPS A CONSIDERER

Il est d'usage, lorsque l'on traite des effets d'un rejet polluant sur un milieu aquatique de faire des distinctions en fonction du temps qui s'écoule entre la cause et ses conséquences. Les échelles de temps à prendre en compte sont celles qui permettent la disparition (par transport ou par tout autre puits de matière), ou la dilution du polluant pris en compte. Les phénomènes actifs, donc les échelles de temps, dépendent ainsi fortement du milieu et du polluant considérés :

- pour les flottants :
 - écoulement dans le cas d'une rivière,
 - accrochage sur les berges,
 - enlèvement par nettoyage des berges ;
- pour les bactéries pathogènes :
 - écoulement (rivière),
 - disparition des souches par compétition avec d'autres souches mieux adaptées au milieu,
 - sédimentation pour les bactéries fixées ;
- pour l'oxygène dissous :
 - dilution des eaux désoxygénées apportées par le rejet,
 - réoxygénation ;
- pour les MES et les métaux :
 - écoulement (rivières),
 - sédimentation (il ne s'agit cependant que d'une disparition « provisoire », le puits définitif étant soit la crue de la rivière, soit le curage du milieu récepteur) ;
- pour les nutriments :
 - écoulement (rivières),
 - sédimentation pour les phosphates (avec la même remarque que précédemment),
 - dénitrification dans le cas de l'azote,
 - consommation par la biomasse (il s'agit alors d'un impact) ;
- pour les sels dissous :
 - écoulement (rivières) ;
- pour les micropolluants organiques :
 - très grande variabilité en fonction de leur biodégradabilité.

Figure 1 : Différentes échelles de temps selon les effets pris en compte.

En utilisant les constantes de temps d'ordre 1, caractéristiques de ces différents processus (en particulier d'après [BOWIE et al., 1985]), ainsi que des estimations empiriques, on peut bâtir un schéma synthétique récapitulatif (figure 1).

Malgré la variabilité des échelles de temps mise en évidence dans ce schéma, nous conserverons cependant dans la suite de l'exposé la distinction classique entre effets immédiats et effets différés. Cette simplification, bien que outrancière, nous servira à clarifier l'exposé, et surtout à préciser comment on pourra aborder l'étude des phénomènes concernés.

1.2. EFFETS IMMEDIATS

Les effets immédiats sont caractérisés par l'absence de rémanence de longue durée. Les effets de la pollution cessent relativement vite lorsque les apports en polluants se sont taris. En général cette définition est ambiguë dans la mesure où les indications temporelles manquent d'une quantification précise. Dans le cas qui nous concerne, cette ambiguïté peut être levée du fait du caractère discontinu et répétitif des événements pluvieux. On pourra parler d'effets immédiats dès lors que la durée des effets sera plus courte que l'intervalle de temps moyen séparant deux déversements (donc deux pluies). Notons cependant que la définition n'est pas nécessairement la même au milieu du Sahara ou en Grande Bretagne ! Le milieu retrouvera donc, après presque chaque événement, et en ce qui concerne les polluants concernés, les conditions physico-chimiques qui prévalaient avant l'événement.

Les six principaux effets immédiats sont les suivants :

- apport de matières en suspension entraînant une augmentation de la turbidité du milieu récepteur ;
- apport d'eaux fortement, voire totalement, désoxygénées, entraînant une chute rapide du taux d'oxygène dissous du milieu récepteur. Cet effet strictement physique est difficile à distinguer de l'impact dû à l'effet suivant ;
- apport de matières organiques biodégradables qui va entraîner (il s'agira alors d'un impact) une consommation rapide de l'oxygène dissous contenu dans le milieu récepteur ;

— apport d'ions ammonium (en particulier dans le cas des rejets des réseaux unitaires), susceptibles de se transformer en ammoniacale toxique si le pH du milieu récepteur est élevé ;

— apport de micropolluants, organiques ou minéraux, sous forme dissoute ou facilement relargable, entraînant une augmentation immédiate de la concentration dans le milieu récepteur. Il est cependant à noter que pour la plupart des micropolluants, une concentration dans le milieu naturel supérieure au seuil de toxicité, suite à un épisode pluvieux, est généralement le signe d'une contamination d'origine industrielle (voir le paragraphe 2.13) ;

— apport de bactéries pathogènes susceptibles d'établir des colonies dans certaines zones du milieu récepteur.

Les cinq premiers effets peuvent avoir des conséquences catastrophiques directes sur l'écosystème, entraînant en particulier une mortalité importante de la biocénose. On parlera alors d'effets de choc. Pour les MES, les matières organiques, ainsi que pour beaucoup de micropolluants, les masses rejetées pendant un événement pluvieux peuvent être très supérieures à celles rejetées en une journée de temps sec par une station d'épuration.

Dans tous les cas, les impacts potentiels de ces effets devront être étudiés en évaluant les flux de polluants apportés par un événement, voire en analysant leur évolution pendant l'événement (pollutogramme).

1.3. EFFETS DIFFERES

Les effets différés peuvent être caractérisés de deux façons différentes :

- leur durée est supérieure, voire très supérieure, à celle d'un événement et à celle séparant en moyenne deux événements ;
- leur importance résulte, non pas d'un événement particulier, fût-il très fort, mais de la répétition des événements.

On peut distinguer :

- le dépôt et l'accumulation des matières en suspension, susceptibles de provoquer des phénomènes d'envasement et de colmatage ;

— le stockage dans les sédiments de quantités importantes de matières organiques et de nutriments (carbone, azote et phosphore) ;

— l'accumulation, dans les sédiments ou dans la chaîne alimentaire, de polluants persistants de toutes natures (métaux lourds, hydrocarbures, micro-polluants organiques ou minéraux,...). L'un des risques le plus fréquemment cité est lié à la présence de métaux lourds. Ces derniers sont en effet susceptibles de s'accumuler et de se concentrer tout au long de la chaîne alimentaire, puis, dans certains cas, d'être ingérés à des concentrations massives par l'homme, prédateur suprême. Si les dangers présentés par le mercure sont bien connus du grand public, le plomb, le zinc, le titane, le cadmium, etc., rejetés en quantités non-négligeables par les réseaux pluviaux du fait de leur présence sur les toitures, ou dans les résidus de la circulation automobile, sont également dangereux. Il ne s'agit plus ici de la santé des poissons, mais de celle des pêcheurs ! Cette accumulation est également possible avec d'autres polluants comme les PCB, les phénols, ou d'autres produits d'origine phytosanitaire.

Ces effets, souvent qualifiés de cumulatifs, ne peuvent être étudiés qu'en considérant les flux rejetés sur des périodes longues (la saison, l'année ou davantage). La plupart des auteurs s'accordent aujourd'hui pour considérer que les masses annuelles rejetées par temps de pluie sont du même ordre de grandeur que les masses annuelles rejetées par temps sec, avec bien sûr des différences importantes selon les polluants considérés et les situations locales.

Les schémas de la figure 2 extraits de [WOLFF, 1991] illustrent les deux types d'effets susceptibles d'être produits par les rejets urbains de temps de pluie.

1.4. PRISE EN COMPTE DE LA DISTANCE

Les effets des polluants ne se manifestent pas uniquement à proximité immédiate des points de rejet. Selon la nature et la forme physico-chimique des produits rejetés (en suspension ou en solution, plus ou moins grande biodégradabilité, etc.), et selon les caractéristiques du milieu récepteur (courants dans un milieu marin, vitesse et débit pour une rivière, etc.), la dispersion des polluants peut se faire sur une plus ou moins longue distance. La figure 3, extraite de [TABUCHI, 1991], fournit un ordre de grandeur des échelles spatiales à considérer selon les types de polluants pris en compte, dans le cas d'une rivière ou d'un fleuve.

2. DIFFERENTS TYPES D'IMPACTS

Nous distinguerons ici les impacts sur le milieu naturel, qui devraient pouvoir, en toute rigueur, être évalués indépendam-

ment de toute utilisation humaine du milieu ; et les impacts sur les usages de l'eau par l'homme, qui présentent l'intérêt d'afficher clairement le caractère anthropomorphique de l'approche. En référence à Michel SERRES, on peut dire que les premiers types d'impacts participent d'une démarche écologique, alors que les seconds sont strictement environnementalistes (l'homme au centre et la nature autour !). Il est cependant bien évident que la dégradation du milieu naturel aura nécessairement à terme des conséquences négatives sur les activités humaines, même si les impacts sur les usages ne sont pas immédiats.

2.1. IMPACTS SUR L'ECOSYSTEME

Les impacts des rejets urbains par temps de pluie sur un milieu aquatique donné dépendent tout autant de la quantité et de la nature des rejets que de la nature et de l'état du milieu récepteur. C'est sans doute pour cette raison que leur étude est aussi difficile.

La typologie proposée ici n'est ni universelle, ni sans doute exhaustive. Elle se contente de recenser et de commenter brièvement les types d'impacts le plus souvent observés, dans des pays dits développés, et pour lesquels la responsabilité des rejets urbains par temps de pluie a pu être mise clairement en cause.

2.1.1. Impacts hydrauliques et morpho-dynamiques

Dans le cas où le milieu récepteur est constitué par une petite rivière, les rejets urbains peuvent être suffisamment forts pour affecter profondément son régime hydraulique : augmentation de la fréquence et de la sévérité des crues, remise en suspension des sédiments, érosion des berges, modification du lit,...

Par ailleurs les très fortes quantités de matières en suspension rejetées lors des précipitations sont souvent à l'origine d'un engorgement important du lit pouvant modifier le régime de la rivière, détruire des zones de frayères, augmenter la sévérité des inondations en cas de crue,...

Il n'est pas inutile de rappeler ici, même si ce n'est pas strictement l'objet de ce texte, que l'évolution des rejets en provenance de bassins versants agricoles (due à la modification des pratiques culturales), a exactement les mêmes conséquences.

2.1.2. Chocs anoxiques et toxicité aiguë

Les chocs anoxiques résultent d'un effet domino : la présence de grandes quantités de matière organique dans les rejets de temps de pluie entraîne le développement de bactéries, qui vont

Figure 2 : Différents types d'effets observables sur un milieu aquatique.

Figure 3 : Différentes échelles d'espace selon les effets pris en compte (d'après [TABUCHI, 1991]).

à leur tour rapidement consommer l'oxygène dissous contenu dans l'eau du milieu récepteur. Cet effet est d'autant plus sensible que les eaux rejetées sont très désoxygénées ; leur mélange aux eaux du milieu récepteur conduit donc à diminuer le taux d'oxygène dissous dans ces dernières par simple effet physique. Enfin, les eaux rejetées contiennent déjà des bactéries.

Selon la concentration résiduelle en oxygène, la durée d'exposition, la température de l'eau et la résistance spécifique de l'espèce considérée, ce phénomène entraîne une mortalité plus ou moins importante des animaux aquatiques, tout particulièrement des poissons, par asphyxie.

Les tableaux 1 et 2, extraits de [TABUCHI, 1991], respectivement d'après [MILNE et al., 1989] et [DOWING et MERKENS, 1957], donnent des ordres de grandeur des seuils critiques de concentration en oxygène dissous. Le tableau 3, également extrait de [TABUCHI, 1991], indique les critères retenus par l'U.S. Environmental Protection Agency.

Les phénomènes de ce type sont sans doute à l'origine du grand nombre actuel d'études et de discours sur l'impact des

rejets urbains par temps de pluie. En particulier, les accidents, extrêmement spectaculaires et tout autant médiatisés, ayant affecté la Seine à l'aval de Paris, sont encore dans toutes les mémoires.

Dans le cas des rejets urbains par temps de pluie, la consommation brutale en oxygène peut avoir deux causes, d'ailleurs susceptibles de se cumuler : la décomposition de la matière organique, principalement carbonée et azotée, contenue dans les rejets eux-mêmes, et la décomposition de celle précédemment accumulée dans les sédiments et remise en suspension par la crue.

D'autres causes, liées à des rejets urbains par temps de pluie sont également susceptibles de provoquer des mortalités piscicoles : turbidité trop importante de l'eau affectant la filtration de l'oxygène par les ouïes, concentration trop importante en ammoniacale due à un pH trop élevé (l'ammonium, présent en quantité importante dans les eaux résiduaires se transforme d'autant plus facilement en ammoniacale que le pH augmente : le rapport ammoniacale/ammonium est de 1/10 si le pH est de

Tableau 1 : Seuils de concentration en oxygène dissous (exprimés en mg/l) permettant la survie (d'après [MILNE et al., 1989]).

espèce	1 heure	durée d'exposition	
		6 heures	24 heures
truite arc en ciel	1.5 à 2.5	> 3.2	3.5 à 4.5
gardon	< 0.5	< 0.5	0.3 à 1.3

Tableau 2 : Seuils de concentration en oxygène dissous permettant la survie en fonction de la durée d'exposition et de la température (d'après [DOWING et MERKENS, 1957]). (Les concentrations sont exprimées en mg/l, la première valeur est celle assurant la survie, celle entre parenthèse cause une mortalité de 100 %).

espèce	durée d'exposition	température (°C)		
		10 °C	16 °C	20 °C
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)

Tableau 3 : Critères de l'U.S.E.P.A. pour évaluer les dommages causés par de faibles concentrations en oxygène dissous (exprimées en mg/l).

degré de dommages	salmonidés		autres espèces	
	adultes	jeunes	adultes	jeunes
légers	6	9	5	5.5
modérés	5	8	4	5
sévères	4	7	3.5	4.5

8,3 ; il devient égal à 1/2 si le pH atteint 9,3), voire concentration supérieure aux seuils de toxicité pour des polluants extrêmement divers (ce dernier cas paraît cependant improbable voir à ce propos le paragraphe 2-1-3). Enfin, l'augmentation de la turbidité de l'eau diminue la capacité du milieu à se réoxygéner par l'effet de la photosynthèse.

Dans la plupart des cas, ces effets se cumulent, et il est souvent très difficile de faire la part des responsabilités de chacune des causes. On peut cependant noter que la présence d'ammoniaque laisse supposer, d'une part la présence d'eaux usées dans les rejets, et d'autre part le caractère très eutrophe du milieu récepteur (plus le milieu est eutrophe, plus le pH augmente). En ce qui concerne la présence de produits toxiques dans les effluents, les causes peuvent être multiples : lessivage de sols contaminés par des stockages sauvages ou par des incendies, vidanges accidentelles ou volontaires de cuves pendant la pluie,...

L'absence de statistiques précises rend difficile une évaluation chiffrée de la fréquence des causes de mortalité piscicole. Une très rapide compilation des cas cités par la presse au cours des quatre dernières années permet cependant de tirer deux conclusions :

- la très grande majorité des cas de mortalités piscicoles ayant fait l'objet d'articles de presse, se sont produits suite à des épisodes pluvieux estivaux et ont été attribués, par les journalistes et au moins en partie, à des rejets provenant de réseaux d'assainissement ;

- aucun cas d'accident très grave, comparable par exemple à la pollution du Rhin par l'incendie des usines Sandoz, n'a été relevé.

Sur un plan plus scientifique, il semble que dans beaucoup de cas, et en particulier dans celui de la Seine, les rejets dus à la pluie n'ont fait que porter le coup de grâce à un milieu fortement eutrophisé et déjà très fortement affaibli et rendu

hypersensible par une très faible concentration préalable en oxygène dissous et une température d'eau élevée. Il semble également que dans les lacs et les cours d'eau lents, le fait que les pluies orageuses soient associées, de façon évidente, à des périodes de faible ensoleillement, contribue à limiter la production d'oxygène par photosynthèse, et joue un rôle non négligeable sur l'apparition du choc anoxique [MOUCHEL, 1991].

2.1.3. Impacts dus aux micropolluants organiques et minéraux

Les impacts dus aux micropolluants présentent plusieurs particularités :

- l'activité des produits, en particulier des métaux lourds, dépend beaucoup de leur forme physico-chimique, qui dépend elle-même des conditions extérieures. Par exemple, des granules de plomb, inertes sous une forme métallique stable peuvent se solubiliser et devenir extrêmement dangereux si le pH diminue [FLORES-RODRIGUEZ, 1991]. De la même manière, les complexes organo-métalliques peuvent être beaucoup plus dangereux ou au contraire beaucoup moins dangereux que chacune des deux espèces isolées (le métal et le complexant). Il n'y a pas de règle générale, certains complexes (lipophiles) peuvent être absorbés plus facilement par l'organisme alors qu'au contraire certaines algues émettent des complexants (qu'elles ne réabsorberont pas) pour éviter de trop fortes concentrations de métaux dissous libres ;
- la plupart de ces produits sont stockés dans les sédiments et sont soumis à des relargages lents (ingestion par les vers et introduction dans la chaîne alimentaire où ils sont susceptibles de se concentrer) ;
- la rémanence de ces polluants est très grande, et leur domaine spatial d'influence est également important : un pesticide répandu à proximité d'un lointain affluent du Rhône finira un jour par contribuer à la pollution de la Méditerranée.

On comprend donc aisément que la mise en évidence des impacts dus aux micropolluants rejetés par les rejets de temps de pluie, soit extrêmement difficile et donc extrêmement discutée. Malgré tout, certains points peuvent être considérés comme probables.

En premier lieu, il apparaît que les concentrations dans les rivières, même après des rejets urbains de temps de pluie, sont généralement très inférieures aux seuils létaux, particulièrement pour les métaux. A titre d'exemple, le tableau 4 compare les concentrations létales pour les daphnies (LC50 = concentration conduisant à une mortalité de 50 % de la population) et les concentrations conduisant à des inhibitions de croissance pour la même espèce (EC50 = concentration correspondant à 50 % d'inhibition de croissance). Il a été construit d'après [ENSERINK et al., 1991] (seuils de mortalité et d'inhibition de croissance), [COSSA et FICHT, 1991] (concentrations dans la Seine à Poses, et [FLORES-RODRIGUEZ, 1992] (concentrations dans des rejets pluviaux).

Ces données montrent que les concentrations mesurées sont inférieures aux seuils critiques. Il est cependant nécessaire de tenir compte de la synergie entre les polluants (par exemple, d'après [ENSERINK et al., 1991], la toxicité conjointe de plusieurs métaux semble être légèrement supérieure à la somme des toxicités de chacun), d'éventuels effets sub-létaux, ainsi que des effets d'accumulation le long de la chaîne alimentaire.

Les micropolluants organiques sont encore moins étudiés. Dans sa thèse, [CHEVREUIL, 1989], indique que les PCB ne présentent pas de risques de toxicité aiguë en cas d'ingestion par des mammifères, mais que, en revanche, ils sont très toxiques pour les poissons et certains invertébrés aquatiques (concentrations létales inférieures au µg/l), et que des effets de toxicité chronique ont été observés chez des mammifères qui absorbent une nourriture dont la concentration est de l'ordre de quelques mg/kg. A titre indicatif, à Chatou, la concentration de la Seine en temps sec est de l'ordre de 1 mg/kg dans les matières en suspension et peut atteindre 10 mg/kg après une pluie.

2.1.4. Impacts dus aux hydrocarbures

Les impacts dus aux hydrocarbures auraient pu être évoqués dans le paragraphe précédent. Nous avons préféré leur accorder un traitement spécial pour plusieurs raisons :

- ils proviennent très majoritairement du lessivage de l'essence, de l'huile et des produits de combustion déposés sur les surfaces urbaines. Leur origine pluviale est donc avérée ;
- ils constituent l'un des éléments les plus visibles de la pollution par les eaux pluviales par les irisations qu'ils produisent à la surface. Ces dernières, aussi belles que symboliques, sont dues à un film extrêmement fin qui limite les échanges entre l'eau et l'air et diminue considérablement les possibilités de réoxygénation de l'eau par dissolution de l'oxygène atmosphérique. Il est cependant important de noter que seule une faible partie des hydrocarbures contenus dans l'eau est transportée en surface de cette façon, la partie principale étant fixée sur les matières en suspension [CHEBBO, 1992] ;
- l'essence, lors de sa combustion, produit des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), réputés fortement cancérigènes ;
- la rémanence de cette forme de pollution est généralement relativement faible, les films d'hydrocarbures étant dégradés en quelques jours ou quelques semaines par voie bactérienne et/ou par voie physico-chimique (réaction aux rayonnements ultra-violet). La dégradation des hydrocarbures fixés sur les matières en suspension est cependant plus lente et les HAP sont eux fortement rémanents.

Tableau 4 : Comparaison des concentrations en métaux lourds correspondant à 50 % de mortalité pour une population de daphnies (LC50), à 50 % et 10 % d'inhibition de croissance (EC50 et EC10), avec les valeurs mesurées dans la Seine à Poses et dans des rejets pluviaux. (Les concentrations sont toutes exprimées en microgrammes/litre).

	LC50	EC50	EC10	Seine	rejets pluviaux
Cd	14	2	.1	.03	1
Cu	69	16.1	5.9	1.9	
Hg	8.3	1.3	.072	.004	
Pb	1800	1700	670	.46	15
Zn	840	570	420	11.6	5 à 30

2.1.5. Rôle dans l'hyper-eutrophisation des milieux aquatiques

Les nutriments sont responsables de l'hyper-eutrophisation des lacs et des rivières. Ce phénomène peut être sommairement décrit comme un emballement du cycle trophique, dû à un excès général en nutriments ou/et à une augmentation du rapport phosphore/azote. La contribution des rejets strictement pluviaux semble limitée, bien que non nulle (par exemple lessivage des engrais sur les espaces verts). En revanche les rejets unitaires par les déversoirs d'orage constituent une source non négligeable de nutriments (même s'il existe maintenant des lessives sans phosphate que l'on peut idéalement présenter dans de jolis coins de verdure !).

2.2. IMPACTS SUR LES USAGES

Devant la diversité des usages de l'eau, nous avons préféré les regrouper en trois catégories, faisant explicitement référence à de grands domaines économiques. L'intérêt de cette classification est d'aller jusqu'au bout de la logique et de montrer clairement que les enjeux de la lutte contre l'impact des rejets urbains par temps de pluie dépassent largement la simple défense désintéressée de milieux ou d'espèces menacés.

2.2.1. La fabrication d'eau potable

J.P. TABUCHI [TABUCHI, 1991] écrit : « La fabrication d'eau potable peut être sérieusement perturbée par la présence d'ammonium, de matières 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. »

Il cite ainsi les deux principales conséquences potentielles des rejets urbains par temps de pluie : soit la production (ou la distribution) d'eau potable est momentanément stoppée (ou l'eau distribuée est de qualité insuffisante), soit le coût de production de l'eau est augmenté. Ces deux effets sont probables. Malheureusement, il est extrêmement difficile aujourd'hui de donner des indications chiffrées sur l'impact réel des rejets urbains par temps de pluie. Les producteurs d'eau répugnent en effet à donner des chiffres sur les dysfonctionnements de leurs systèmes, et aucun organisme n'a, à notre connaissance, publié de statistiques précises sur les causes des problèmes rencontrés dans la production d'eau potable. L'une des rares enquêtes récentes disponibles sur les ruptures d'alimentation [CARRE et al, 1990], semble montrer que les rejets dus à des pluies sont rarement en cause. Ce résultat paraît assez étonnant dans la mesure où près du tiers de l'eau potable distribuée en France est captée directement dans des rivières, et que plus d'un deuxième tiers est capté dans des nappes alluviales. Certes, les prises d'eau sont généralement à l'amont des agglomérations, mais il y a souvent plusieurs agglomérations sur la même rivière,...

2.2.2. La pisciculture et la conchyliculture

Les coquillages, par leur aptitude à filtrer de très grandes quantités d'eau, se comportent comme de véritables éponges à polluants. Ils sont donc de ce fait extrêmement sensibles aux dégradations de la qualité du milieu dans lequel ils vivent. Leur culture représente par ailleurs une activité économique importante, particulièrement installée en milieu marin, à proximité d'arrivées d'eaux douces qui contribuent à enrichir le milieu en matières organiques.

Toutes ces conditions font que les conséquences d'une pollution sont souvent très importantes : dans un premier temps intoxications, parfois graves, d'un nombre éventuellement grand de personnes ; puis, dans un deuxième temps, pertes d'exploitation pour les conchyliculteurs.

La qualité des eaux conchylicoles s'apprécie par rapport à la directive Européenne de 1979 qui fixe une valeur guide et une valeur impérative pour la concentration en bactéries du genre *Escheria Coli* (EC), germes témoins de contamination fécale (cf. tableau 5).

On peut constater, en comparant ces valeurs avec celles fournies au tableau 6, et concernant les eaux de baignade, de la sévérité de ces exigences.

Aucune étude scientifique ne permet de chiffrer précisément l'importance du rôle des rejets urbains par temps de pluie. Nous disposons cependant d'une information intéressante : les interdictions de commercialisation de coquillages sont très fortement corrélées aux périodes de pluies. A titre d'exemple, une observation des arrêtés préfectoraux d'interdiction de ramassage de moules sur le territoire de l'agence Artois Picardie montrent qu'ils correspondent généralement à des pluies d'automne et d'hiver (ce qui pourrait s'expliquer par un temps de survie plus long des germes, compte tenu de la faiblesse du rayonnement ultra-violet à cette période de l'année). A défaut de preuve, il y a donc présomption !

En ce qui concerne la pisciculture en eau douce, la probabilité d'une mortalité directe des poissons due à des rejets urbains est faible, ce type d'installation étant généralement situé sur des rivières bien oxygénées, et rarement à l'aval d'une ville importante. Par contre, des effets de stress dus par exemple à des variations du taux d'oxygène dissout pourraient ralentir la croissance ou compromettre la reproduction des poissons.

2.2.3. Le tourisme et les loisirs

Les impacts directs sur les activités de loisirs concernent principalement l'aspect visuel des milieux aquatiques, la pêche, la baignade, et, sur les côtes, le ramassage des coquillages et la pêche à pied.

Pour apprécier ce type d'impact à sa réelle importance, il est nécessaire de bien tenir compte des évolutions actuelles des usages et de la perception de l'eau. Pendant très longtemps l'eau a été considérée par les citoyens uniquement comme une ressource commune (venant directement du robinet, comme le souligne A. SAUVY !), ou pire, comme une menace refusant de se laisser dompter par la rationalité humaine, et continuant à inonder les villes. Depuis quelques années, la montée en puissance de la conscience écologique (ou du moins environnementaliste) a remis l'eau au goût du jour. L'eau apparaît désormais, à la fois comme une ressource menacée qu'il convient de protéger ; comme un milieu naturel, susceptible de valoriser les espaces qu'il traverse ; comme le support d'une multitude d'activités de loisirs. Cette perception est partagée par les citoyens moyens, mais aussi par leur représentants, qu'ils soient associatifs ou politiques.

Ce grand préambule étant fait, il est alors facile de comprendre, que les rejets urbains, affectant de façon privilégiée les espaces aquatiques situés à proximité immédiate des villes, soient considérés, et seront de plus en plus considérés, comme l'un des symboles de la pollution urbaine. Les effets visibles (irisations, flottants, turbidité excessive, eutrophisation,...), constituent à eux seuls des impacts forts, susceptibles de dévaloriser l'image que les usagers ont d'une ville ou d'un site touristique. Dans ce dernier cas, on peut même imaginer des impacts économiques sérieux dus à une diminution de la fréquentation. Il ne s'agit cependant là encore que d'une hypothèse, aucune étude socio-économique n'ayant à ce jour abordé ce problème de façon précise.

Il est cependant possible d'avancer quelques chiffres sur les privations d'usage dues à des rejets par temps de pluie.

Par exemple, en ce qui concerne les zones de baignades, la qualité des eaux s'apprécie principalement par rapport à la directive Européenne de 1975 qui fixe une valeur guide et une valeur impérative pour la concentration en bactéries du genre *Escheria Coli* (EC), germes témoins de contamination fécale (cf. tableau 6).

Tableau 5 : Nombre guide et nombre impératif d'Eschéria Coli pour les eaux conchylicoles.

nombre guide	nombre impératif
< 300 EC / 100ml de liquide intervalvaire	< 300 EC / 100 ml dans l'eau

Tableau 6 : Nombre guide et nombre impératif d'Eschéria Coli pour les eaux de baignade.

nombre guide	nombre impératif
< 100 EC / 100ml	< 2000 EC / 100 ml

Beaucoup de cas estivaux de pollutions bactériologiques peuvent être reliés à des rejets de réseaux unitaires par temps de pluie, ceci quel que soit le milieu (rivières, lacs, mers ou océans).

Pour illustrer ce propos, on peut prendre un exemple précis tiré de l'étude diagnostic du Syndicat Interdépartemental d'Assainissement du bassin de Wimereux [LROP, 1989]. Les concentrations en EC/100 ml ont une valeur médiane de 10^4 à l'embouchure de la rivière par temps sec et de $5 \cdot 10^4$ par temps de pluie ; les rejets à l'exutoire représentent un flux de $2,4 \text{ m} \cdot 10^{12}$ EC pour un jour de temps sec et de $4,6 \cdot 10^{13}$ EC pour un jour de temps de pluie. Ce résultat ne peut cependant pas être généralisé à toutes les plages du bassin Artois Picardie. Un autre exemple est fourni par une étude réalisée au Havre [BEAUDEAU, 1990], qui montre l'influence déterminante des rejets par un déversoir d'orage sur la qualité sanitaire de l'eau de la plage.

En ce qui concerne les milieux fluviaux, une étude québécoise [LAVALLEE et al., 1992], repose sur le constat d'une relation univoque entre les rejets par les déversoirs d'orage et les contaminations bactériennes des plages à l'aval. Heureusement que les périodes pluvieuses ne sont pas celles qui engagent le plus à la baignade !

Nous avons déjà évoqué au paragraphe précédent la relation entre la qualité sanitaire des mollusques ou des coquillages et la pluviométrie. A ce propos, il est d'ailleurs honnête de préciser que la responsabilité respective des apports urbains et des apports ruraux reste à établir.

En ce qui concerne la pêche, outre les mortalités piscicoles dues à des effets de choc, il semble que le stress provoqué par une multitude de déversements, même individuellement peu importants, conduise à ralentir la croissance des poissons et à diminuer leur reproduction.

En conclusion à cet exposé introductif, il apparaît clairement que les rejets par temps de pluie ont des effets et des impacts forts et extrêmement diversifiés sur les systèmes aquatiques. Les exposés qui vont être présentés dans la suite de ce texte vont illustrer ces propos.

BIBLIOGRAPHIE

- BACHOC A. — Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement. Thèse de Doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 1992, 281 pages + annexes.
- BACHOC A., J-M MOUCHEL J.-M., CHEBBO G. — La pollution des rejets pluviaux urbains : son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ses origines et son interception. Rapport d'étude CERGRENE/ENPC, 1992, 15 pages.
- BALMER, MANQWIST, SJOBERG — Planning and control of urban storm drainage. 3rd International Conference, vol. 3, june 1984.
- BEAUDEAU P. — Diagnostic sanitaire de l'eau de la plage du Havre : un exemple d'application de l'analyse factorielle multiple. Tech. et Sc. Municipales — L'Eau, réf. 10-90, décembre 1990, pp. 633-641.
- BOWIE G.L., MILLS W.B., BRIELLA D.B., CAMPBELL C.L., PAGENKOPF J.R., RUPP G.L., JOHNSON K.M., CHAN P.W.H., GHERINI S.A., CHAMBERLIN C.E. — Rates, constants and kinetics formulations in water quality modelling. (2nd edition), 1985, EPA/600/3 — 85/040, 455 pages.
- CARRE J., MANSOTTE F., PETIT V. — Pollutions accidentelles des distributions d'eau potable survenues en France de 1986 à 1988. Tech. et Sc. Municipales — L'Eau, réf. 12-90, décembre 1990, pp. 627-632.
- CHEBBO G. — Solides des rejets pluviaux urbains : caractérisation et traitabilité. Thèse ENPC, 1992, 400 pages + annexes.
- CHEVREUIL M. — Comportement des polychlorobiphényles (PCB) en milieu continental : étude sur le bassin versant de la Seine. Thèse de Doctorat, Université de Paris VI, 1989, 201 pages.
- COSSA et FICHT — Etude pilote des apports en contaminant par la Seine à Poses. Rapport, 1991.
- DOWING K.M., MERKENS J.C — The influence of temperature on survival of several species of fish in low tensions of dissolved oxygen. Ann. Appl. Bio. n° 45, 1957, pp. 261-267.
- ELLIS B. — Urban discharges and receiving water quality impact. Pergamon press., 1990.
- ENSERINK E.L., MAAS-DIEPEVEEN J.L., VAN LEEUWEN C.J. — Combined effects of metals : an ecotoxicological evaluation. Water Research, n° 25, 1991, pp. 679-688.
- FLORES-RODRIGUEZ J. — Evaluation de la mobilité des métaux toxiques dans les rejets urbains. Thèse de Doctorat, Université de Paris Val-de-Marne, 1991.
- GARY-FISHER — Urban stormwater runoff : selected background information and techniques for problem arremment, with a Baltimore Maryland case study. U.S. Geological Survey Paper, n° 2347, 1988.
- HERRMANN et KARI — Grain size dependants transport of non polar organic trace pollutants (PAH, PCB) by suspended sediments during urban storm runoff. Proceedings of the 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka, 1990, pp. 499-503.
- LAVALLEE P., CHARRON A., LAMARRE P., PAYETTE F. — Problématique québécoise de mise en place des bassins de rétention. Hydrotechnologie urbaine : les bassins nouvelle vague, Pantin 16/17 juin 1992 (proceedings à paraître).

MILNE I., SEAGER J., MALLET M. and SIMMS I. — The impact of combined sewer overflow discharges on river quality. Progress report on the pendle water field study, n° 2251-M, Water Research Center, 1989.

MOUCHEL J.-M. — Impact des rejets de temps de pluie de l'agglomération parisienne sur la qualité des eaux de la Seine : oxygène, ammonium et phosphates. Rapport PIREN-Seine, réf. IV/91/03, 1991.

TABUCHI J.P. — Les impacts des rejets urbains de temps de pluie. Journée d'information « Pluvial urbain », Agence de l'Eau Seine-Normandie, 27 juin 1991, 13 pages.

TRABUC — Pollution apportée par les rejets urbains de temps

de pluie. Résumé présenté en Commission de programme de l'Agence Financière de Bassin Seine-Normandie, 22 mars 1989.

VALIRON F. et TABUCHI J.P. — Connaissance de la pollution apportée par les rejets urbains de temps de pluie (version provisoire). Document Agence de l'Eau Seine-Normandie, 1992, 43 pages.

WOLFF Elodie — Etude de l'impact des déversements d'eaux usées et d'eaux pluviales sur le milieu récepteur : analyse du phénomène et modélisation (2ème rapport d'avancement). Laboratoire Méthodes — INSA de Lyon, 1991, 47 pages.

COMMUNICATIONS

ASSAINISSEMENT DES AGGLOMERATIONS : OBJECTIFS DE PROTECTION DES MILIEUX PAR TEMPS DE PLUIE — ELEMENTS METHODOLOGIQUES

PASTANT D., Ingénieur à la Division Collectivités
Territoriales

SALLERON J.L., Ingénieur à la Division Milieu
Naturel

Agence de l'Eau Rhin-Meuse — 57161 Moulins-lès-Metz

RESUME

Il est proposé de déterminer, à partir des objectifs de qualité du milieu naturel définis par la circulaire interministérielle du 17 mars 1978, des objectifs de qualité par temps de pluie suivant une démarche progressive, allant du temps sec à la prise en compte des événements paroxysmiques.

PRESENTATION

Les réseaux d'assainissement unitaires acheminent eaux usées et eaux pluviales vers les stations d'épuration. Lorsque, du fait des pluies, les volumes d'eau à évacuer dépassent leurs capacités hydrauliques, les réseaux rejettent une part plus ou moins importante de la pollution transportée directement dans le milieu naturel, par les déversoirs d'orage en particulier. L'impact de ces pollutions intermittentes a longtemps été négligé, priorité étant donnée dans la conception de la réalisation des réseaux à la fonction d'évacuation de l'eau vers l'aval, pour limiter les risques d'inondations, tout en évitant de surcharger les stations d'épuration situées en bout de réseau.

Les techniques de conception ont récemment évolué vers la prise en compte de l'impact des pollutions déversées du fait des pluies. La démarche classiquement suivie vise à évaluer les moyens nécessaires pour limiter les apports brutaux de courte durée. Partant d'épisodes orageux statistiquement peu fréquents, on ne se préoccupe que des manifestations les plus extrêmes du problème car aussi les plus spectaculaires en termes d'effets dans le milieu, symbolisées par les mortalités massives de poissons déjà constatées çà et là (comme dans la

Seine à Paris en juin 1990). Limitée d'emblée à ce seul objectif, la démarche peut déboucher sur un résultat techniquement et/ou économiquement non réalisable, surtout s'il s'avère nécessaire de concevoir des bassins de pollution de très grande capacité pour se protéger de tels événements. Par ailleurs, l'insuffisance de données de mesures et de connaissance des phénomènes en jeu peut faire craindre un investissement en partie inutile car découlant d'une « sur-protection ». La tentation de vouloir se replier sur un programme de moyens plus adapté aux disponibilités financières, mais dont on n'évalue plus l'amélioration apportée sur le milieu naturel, peut alors devenir forte... L'attrait des investisseurs pour ces opérations devient alors très mince... La définition de niveaux intermédiaires de protection est nécessaire pour éviter cette impasse.

La méthode proposée repose sur une prise en compte graduée des atteintes au milieu naturel : du temps sec aux événements pluvieux les plus violents en passant par les déversements répétitifs et fréquents dus aux petites pluies.

Pour cela, il est proposé de s'appuyer sur les objectifs de qualité qui ont été fixés dans le cadre des dispositions prévues par la circulaire interministérielle du 17 mars 1978. Les cartes départementales d'objectifs de qualité synthétisent la volonté politique de voir la qualité de l'eau satisfaire les exigences minimales attendues par l'ensemble des acteurs. Les critères de la grille d'appréciation de la qualité générale de l'eau définissent les différents niveaux d'objectifs de qualité, mais ne tiennent pas explicitement compte des pollutions intermittentes. Il est toutefois prévu une tolérance de dépassement des seuils de pollution admissible à condition qu'il soit limité dans le temps (10 % du temps au plus pour la majorité des paramètres) et qu'il ne remette pas en cause l'usage ou la vocation à préserver.

Si toutes les dispositions sont prises pour pallier les déficiences du dispositif d'assainissement par temps sec, il est alors possible de fixer des objectifs temps de pluie compatibles avec la marge de tolérance de dépassement des seuils évoquée ci-dessus. Ceci constitue le point de départ de la méthode proposée. Ainsi, en se plaçant à la période de plus grande vulnérabilité de la rivière (étiage) et en décrivant de façon synthétique les types de pluies susceptibles de provoquer des déversements, l'objectif temps de pluie peut être traduit concrètement de façon suivante :

— les déversements sont acceptables s'ils permettent de maintenir un niveau de qualité conforme à l'objectif de qualité fixé pour le milieu récepteur pendant au moins 90 % du temps au cours de la période considérée ;

— pendant les 10 % du temps restant, il ne doit pas y avoir remise en cause, du fait des déversements, de l'usage ou de la vocation à préserver.

En l'absence d'usage ou de vocation spécifique plus contraignants dans la zone concernée, cette obligation revient à éviter des mortalités piscicoles répétées. En première approche, on considérera cette condition satisfaite si, en moyenne, la dégradation provoquée n'excède pas un rang de déclassement par rapport à l'objectif.