

***Dégradation des matières organiques dans le milieu naturel après les rejets urbains.***

***Etude et quantification des processus essentiels.***

Martin Seidl<sup>1</sup>, Pierre Servais<sup>2</sup>, Adriana Anzil<sup>2</sup> et Jean-Marie Mouchel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> CERGRENE, ENPC-ENGREF.

<sup>2</sup> GMMA Université Libre de Bruxelles

**SYNTHESE**

Etude réalisée pour l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse dans le cadre du programme Inter-Agences.

*Dégradation des matières organiques dans le milieu naturel après les rejets urbains.*

*Etude et quantification des processus essentiels.*

Martin Seidl<sup>1</sup>, Pierre Servais<sup>2</sup>, Adriana Anzil<sup>2</sup> et Jean-Marie Mouchel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> CERGRENE, ENPC-ENGREF.

<sup>2</sup> GMMA Université Libre de Bruxelles

**SYNTHESE**

Etude réalisée pour l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse dans le cadre du programme Inter-Agences.

## Objectifs généraux

La prévision quantitative de l'impact des surverses des réseaux unitaires demeure très difficile. Les courtes échelles de temps auxquelles réfèrent les rejets urbains de temps de pluie ainsi que leur possible sédimentation dans la rivière demandent une représentation plus exacte des phénomènes qui va au-delà des possibilités d'un modèle d'ordre un classique, dit de Streeter et Phelps (1925), en général calé sur des situations moyennes et donc a priori inadapté à représenter des phénomènes transitoires. L'application des modèles récents de fonctionnement des écosystèmes de rivière nécessite comme données d'entrée une caractérisation de la matière organique apportée par les rejets urbains de temps de pluie ainsi qu'une connaissance de la flore bactérienne qui les accompagne et qui participera activement au processus de consommation immédiate d'oxygène. Cette connaissance permettra également de mieux orienter les mesures de contrôle de ces rejets en fonction du milieu récepteur.

En particulier, une meilleure compréhension de la dynamique de la dégradation des différentes composantes de la matière organique, particulaire ou dissoute, et de leur traitabilité est aujourd'hui indispensable. Ce travail a été conçu dans cet objectif.

## Description succincte du site et des pluies collectées.

La plupart des échantillonnages ont été réalisés dans le réseau unitaire de Boulogne-Billancourt, où une campagne de mesure a été lancée par la SAFEGE avec le concours du Conseil Général des Hauts-de-Seine et de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. Le point dit amont, situé à l'intersection de la rue Thiérs et de l'avenue Pierre Grenier, draine les eaux du quartier des Peupliers et les eaux de la rue du Point du Jour et du cimetière de Boulogne, soit un bassin de 35 ha. Le point aval situé à l'intersection de l'avenue Pierre Grenier et de l'avenue Jean Jaurès rassemble les eaux du bassin versant amont et d'un autre bassin de 15 ha. La pente en ce point est nettement moins forte. Un dépôt important existe dans le réseau à ce niveau. Quelques séries d'échantillons ont également été collectées à l'usine de Clichy dont le bassin versant est beaucoup plus étendu (12000 ha).

## Techniques d'échantillonnage.

L'échantillonneur, maintenu à une température de 4 à 6°C, était programmé pour se déclencher lorsque le niveau des eaux du réseau atteignaient un seuil. Comme dans toutes les études de ce type, les fluctuations journalières des hauteurs d'eau en temps sec nous ont empêché de collecter les petites pluies nocturnes. 8 séries d'échantillons ont été collectées par temps de pluie, en plus des références de temps sec. Le point aval à Boulogne nous a posé des problèmes d'échantillonnage très importants. L'encrassement, accentué par la présence d'un chantier à l'aval, était tel que le tuyau de prélèvement ne pouvait pas être maintenu dans un bon environnement opératoire, d'où des teneurs en MES extrêmement élevées. Néanmoins, les échantillons collectés sont représentatifs du matériel érodable en réseau unitaire.

## Protocoles et méthodes

Les méthodes que nous avons utilisées sont complètement décrites dans le rapport complet. Dans le cadre de cette synthèse, nous résumons simplement les méthodes originales qui ont été employées ou mises au point dans le cadre de cette étude.

Les fractions biodégradables sont déterminées après incubation à 20 °C et à l'obscurité durant 45 jours. Des conditions d'aérobiose sont maintenues durant l'incubation par bullage d'air et par une agitation continue. Le COD et le COP sont dosés en début et fin d'incubation ; les valeurs obtenues en fin d'incubation représentent les fractions réfractaires respectivement du COD (CODR) et du COP

(COPR), les fractions biodégradables (CODB et COPB) sont obtenues par différence entre les valeurs initiales et finales du COD et du COP. Le carbone organique total biodégradable (COTB) est obtenu en sommant les valeurs de CODB et COPB.

Les dénombrements bactériens ont été effectués par microscopie en épifluorescence après coloration au DAPI, considérant différents critères de taille et de forme des organismes. La biomasse a été estimée en considérant un contenu en carbone variable par unité de biovolume.

Une technique spéciale de mesure de la respiration a été conçue dans le cadre de ce projet. L'évaluation des évolutions de concentrations d'oxygène demande des mesures très précises car ces consommations sont en général faibles en regard des dérives potentielles des capteurs. La mesure des concentrations d'oxygène dans un volume d'air surnageant l'eau évite l'encrassement de la membrane de l'électrode, et permet de contrôler la calibration à saturation de l'électrode. De plus, la présence d'un volume de gaz surnageant diminue les risques d'anérobiose et de dénitrification dans l'échantillon. Par contre, il est nécessaire d'assurer un très bon contact entre la phase liquide et la phase gazeuse.

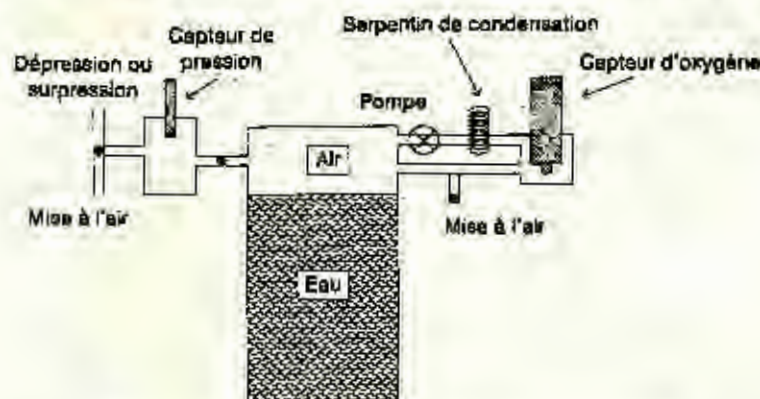


Figure 1 : Schéma du réacteur expérimental.

La figure 1 décrit le système finalement élaboré. Les échanges entre les deux phases doivent être maximisés mais la traversée de diffuseurs d'air provoque une surpression qui peut aller s'accroissant en cours d'expérience car un biofilm est susceptible de s'y développer. De plus, le bullage de gaz au travers d'un réacteur qui contient des eaux usées provoque l'apparition de fortes quantités de mousse. Une circulation d'eau a donc été ajoutée au dispositif et le retour d'air sous forme de bullage a été supprimé. Dans ce nouveau dispositif, l'eau pompée à l'intérieur du réacteur est réinjectée au dessus de la surface du liquide sous forme d'un jet très fin. A son entrée dans le liquide, le jet provoque l'apparition d'une multitude de très fines bulles brassées dans tout le réacteur grâce au vortex généré par le barreau magnétique en fond de réacteur. En outre, le jet brise la mousse qui apparaît au dessus du liquide.

A consommation constante, les courbes d'évolution de l'oxygène dans la phase gazeuse doivent tendre vers une droite décroissante. La pente asymptotique nous donne la consommation indépendamment du coefficient d'échange air/eau. La connaissance du rapport des volumes air/eau est donc critique pour une bonne évaluation de la consommation. Une technique de filtrage numérique a été adaptée afin de pouvoir évaluer la consommation en tout instant et non plus seulement à l'asymptote. Au cours de ces essais, le traitement numérique des données a été effectué hors-ligne afin de valider la méthode. Mais rien n'empêche dans des expérimentations ultérieures d'adopter la procédure de filtrage directement à la procédure d'acquisition des données afin d'obtenir des consommations en temps réel.

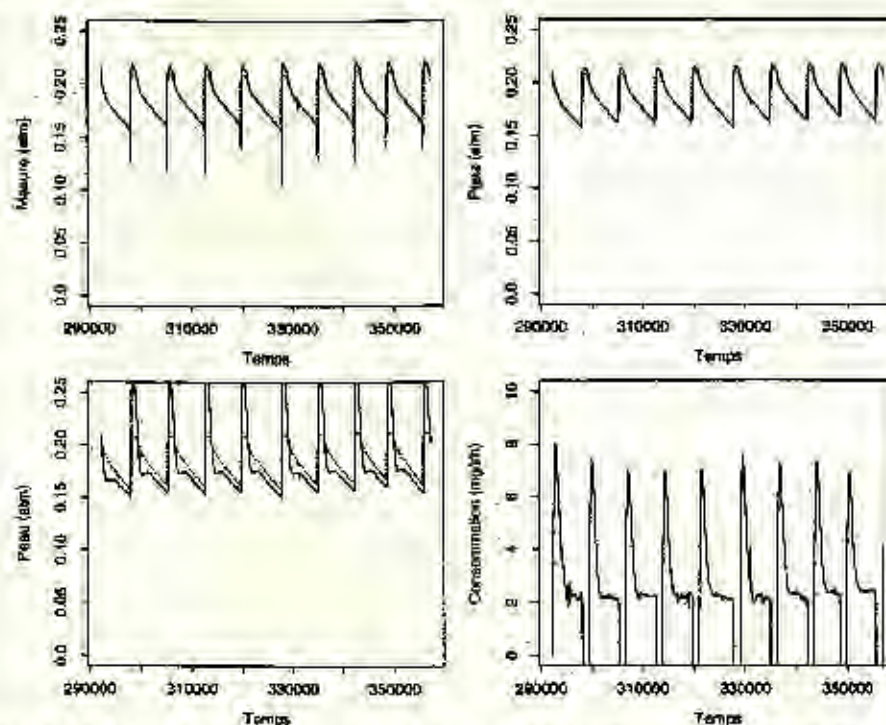


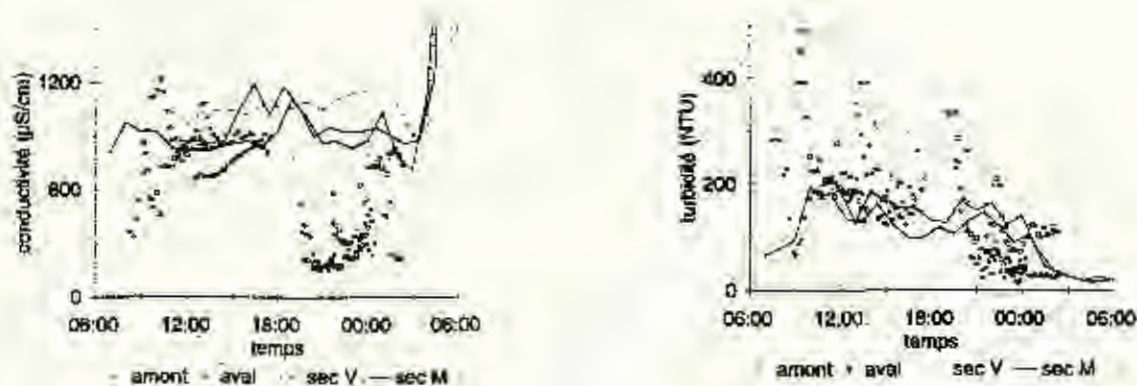
Figure 2 : Exemple de suivi de la concentration en phase gazeuse et d'estimation par filtrage des variables du système (concentration réelle en phase gazeuse, concentration en phase aqueuse et consommation).

La figure précédente illustre l'évolution du signal d'oxygène mesuré par l'électrode et de la simulation générée par la technique de filtrage pour l'oxygène en phase gazeuse, l'oxygène en phase aqueuse et la consommation en phase aqueuse. Les périodes de très fortes fluctuations de la consommation correspondent en réalité à des phases de réaération (pilote ouvert). Bien évidemment, au cours de ces périodes, les mesures ne sont plus interprétables par le modèle qui ne simule pas l'apport d'oxygène extérieur, et les consommations calculées par le filtre n'ont pas de sens.

### Pluies recueillies.

Les petites pluies ont toutes été interceptées pendant la journée, et les événements orageux plutôt dans la soirée. Les pluies matinales étaient plus courtes et moins fortes que les pluies de fin de journée, elles n'ont que partiellement modifié la qualité de l'eau du réseau. Les pluies du soir, plus fortes, produisaient une chute de la conductivité et de la teneur en MES. Cet effet résulte de la conjonction de la force des pluies et de la faiblesse des débits de temps sec en début de soirée.

Dans la plupart des cas, des valeurs plus fortes de turbidité sont observées en début d'événement, alors que les turbidités diminuent fortement par la suite pour atteindre des valeurs inférieures au temps sec. Dans le cas des pluies les plus fortes, avec diminution importante de la conductivité, la contribution de MES étrangères aux eaux usées de temps sec est mise en évidence de façon irréfutable. Pour les trois plus fortes pluies (i.e. en dehors de la faible pluie du 8 janvier) l'excès est supérieur à un facteur de 5 et les dépôts de surface ou de réseau constituent donc l'essentiel des particules transportées.



**Figure 3 :** Composition des échantillons recueillis à Boulogne en termes de conductivité (liées aux eaux usées) et de turbidité (caractéristique des MES).

#### Caractérisation des eaux au cours des périodes de ruissellement.

Au cours des événements collectés, nous avons distingué entre les eaux de temps sec et les eaux de temps de pluie à partir de critères de conductivité et de hauteur d'eau. La relation entre les MES exprimées en mg/l et la turbidité exprimée en unité NTU montre une excellente corrélation ( $r^2 = 0.97$ ), tous types d'eaux confondus, montrant que dans ce type d'eau (eaux de réseau unitaire de Boulogne et Clichy) la mesure de turbidité reflète parfaitement la teneur en MES.

Le rapport moyen COP/MES pour l'ensemble des échantillons est  $0.4 \pm 0.12$ . Le rapport COP/MES est plus élevé par temps sec ( $0.48 \pm 0.14$ ) que par temps de pluie ( $0.35 \pm 0.08$ ) indiquant par là une contribution un peu plus importante de la matière minérale aux MES de temps de pluie. La valeur moyenne du rapport COP/MES de temps sec indique que dans ces conditions la quasi totalité des MES sont organiques.

Le rapport moyen DCO part./MES pour l'ensemble des échantillons est égal à  $1.36 \pm 0.46$ ; il est plus faible pour les eaux de temps de pluie ( $1.19 \pm 0.49$ ) que pour celles de temps sec ( $1.61 \pm 0.29$ ) confirmant la contribution de la matière organique aux MES plus importante dans les échantillons de temps sec.

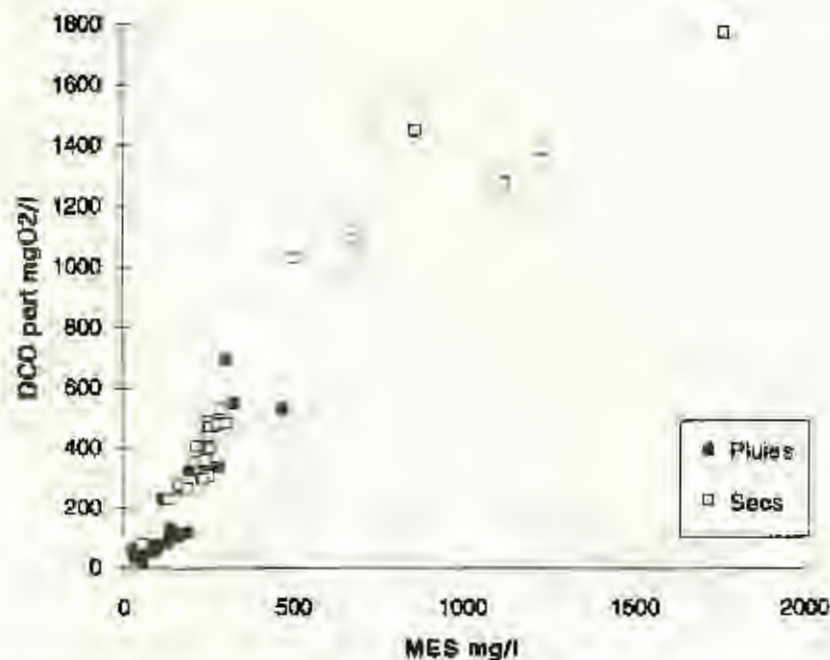


Figure 4 : Relation entre DCO particulaire et MES pour tous les échantillons de temps sec et de temps de pluie collectés à Boulogne et Clichy.

Les rapports moyens DCO/COT pour les échantillons de temps de pluie et de temps sec sont peu différents,  $3.37 \pm 1.35$  et  $3.30 \pm 0.98$  respectivement. Au delà de ces corrélations, la figure ci-dessous montre que dans le domaine des DCO assez élevées ( $500 \text{ mg.l}^{-1}$ ), la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation du COT est plus forte pour les échantillons de temps de pluie que pour les échantillons de temps sec, ce qui tendrait à prouver leur caractère plus lipidique. Le rapport moyen DCO filtrée/COD vaut pour sa part  $2.84 \pm 1.26$ , tandis que le rapport DCO particulaire/COP vaut en moyenne  $3.58 \pm 1.52$ . Les valeurs du rapport DCO filtrée/COD et DCO particulaire/COP qui correspondent respectivement à des consommations d'oxygène de 2.84 et 3.58  $\text{gO}_2/\text{gC}$  indiquent que la matière organique particulaire semble également un peu plus réduite (lipidique) que la matière organique dissoute.

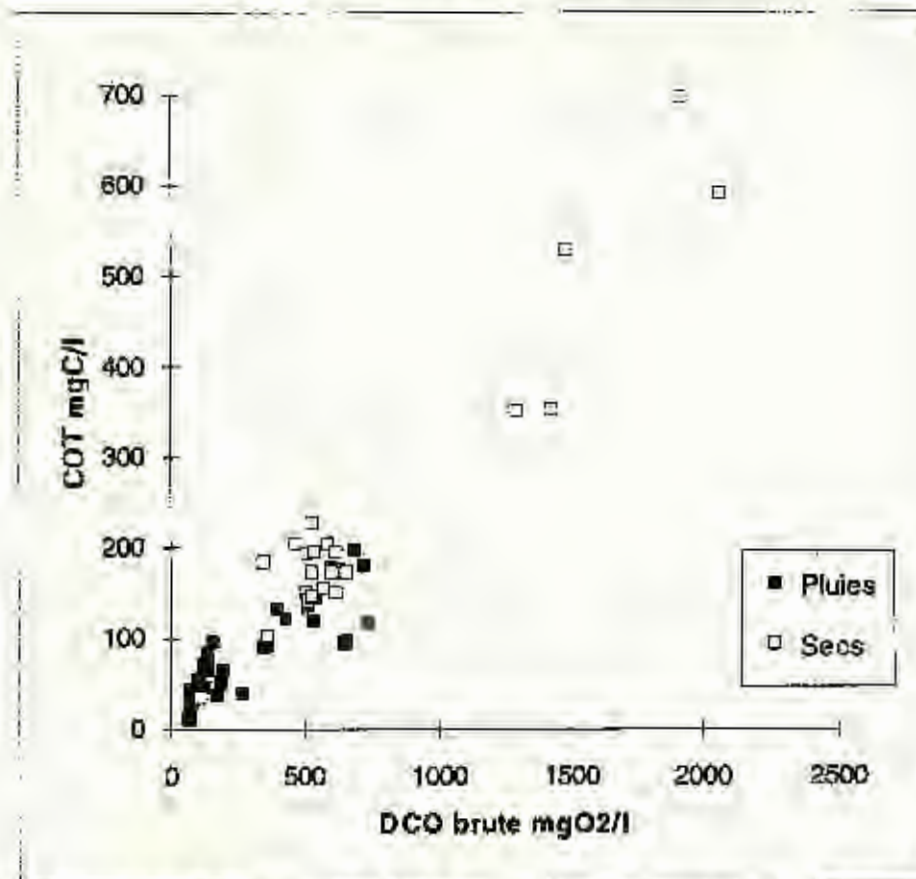


Figure 5 : Stoechiométrie C/O pour tous les échantillons collectés à Boulogne et Clichy, en temps sec et temps de pluie.

Le rapport moyen entre COTB et COT ( $0.74 \pm 0.10$ ) indique que globalement 74 % de la matière organique contenue dans nos échantillons est biodégradable en 40 jours. Cette fraction de carbone organique biodégradable est peu différente pour la matière dissoute ( $0.75 \pm 0.16$ ) et pour la matière particulaire ( $0.72 \pm 0.10$ ). La moyenne des rapports COTB/COT, CODB/COD et COPB/COP est toujours un rien supérieure, sans que cela ne soit statistiquement significatif, pour les échantillons de temps sec que pour les échantillons de temps de pluie.

Le rapport biomasse bactérienne (en carbone) sur COTB n'est pas significativement différent pour les échantillons de temps de pluie et de temps sec, il indique que la biomasse bactérienne représente en moyenne 1.6 % de la matière organique biodégradable. Mais ce rapport est très variable pour l'ensemble des échantillons collectés (0.5 à 4.5 %), les échantillons de Clichy ne se distinguant pas du lot des échantillons collectés à Boulogne. Ce pourcentage est beaucoup plus faible que ce que nous avons mesuré sur les eaux arrivant à la station d'épuration d'Achères ou de Valenton où la biomasse bactérienne représentait de 5 à 14 % du COTB. On peut faire l'hypothèse suivante qui pourrait expliquer la plus grande importance de la biomasse bactérienne à Achères ou Valenton par rapport aux échantillons collectés pour cette étude en amont du réseau d'égout : la biomasse bactérienne croît dans le réseau de collecte en dégradant la matière organique et augmente donc en fonction du temps passé dans ce réseau. Cette hypothèse mériterait certainement d'être testée dans le futur.

#### Cinétique de dégradation en réacteur.

Il est important de noter l'absence de phénomène de latence dans le démarrage de la consommation sauf dans un cas : la consommation maximale est presque toujours atteinte dès les premiers instants, sauf au cours de l'expérimentation du 08.01 où apparaît une phase de démarrage de



deux heures. Ceci tend à prouver que la biomasse microbienne est déjà présente en quantité suffisante dans les échantillons initiaux pour qu'on observe pas de phase exponentielle de croissance cellulaire, ni donc d'augmentation initiale de vitesse de consommation de carbone organique.

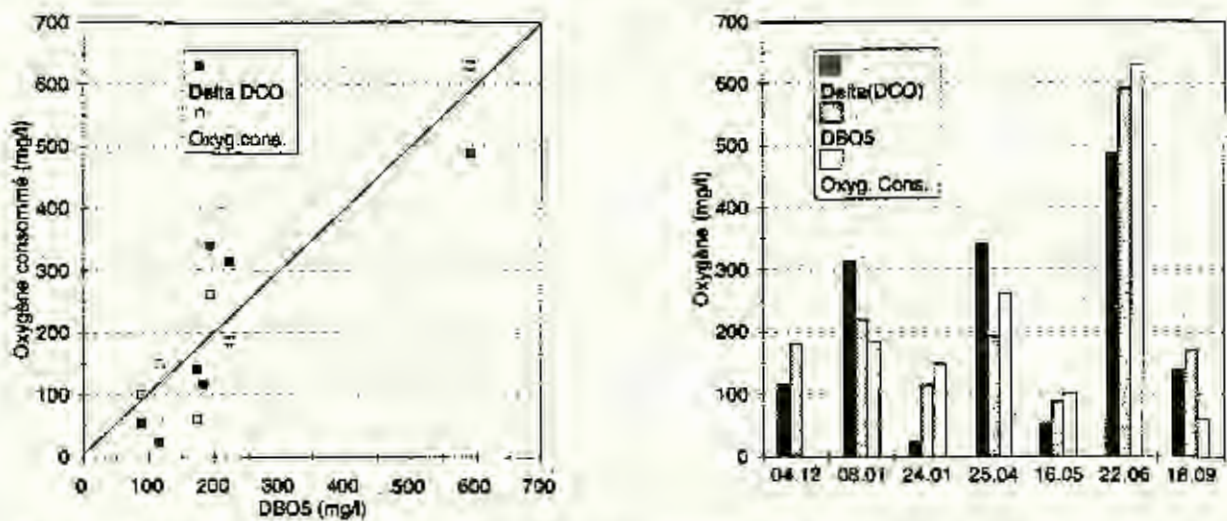


Figure 6 : Comparaison entre les consommations d'oxygène sur 5 jours estimées par trois moyens différents : DBO<sub>5</sub>, consommation en 5 jours en réacteur et différence entre les teneurs en DCO en début et fin d'expérience.

La figure ci-dessus compare les bilans d'oxygène en cinq jours obtenus par mesure de la DBO<sub>5</sub>, par bilan de DCO au cours des expérimentations en réacteur et par intégration de la consommation d'oxygène sur cinq jours. Théoriquement, la consommation d'oxygène en réacteur et la diminution de DCO devraient être exactement égaux. En pratique, les DCO les plus faibles ont été difficiles à mesurer (24.01) et les incertitudes dues à l'échantillonnage des MES dans le réacteur permettent d'expliquer les différences observées. Par contre, le 18.09 (seul événement collecté à Clichy au cours de cette étude), DCO, diminution de DCO et DBO<sub>5</sub> sont compatibles entre eux alors que diminution de COT et consommation d'oxygène sont également compatibles, mais les deux derniers groupes paramètres sont plus faibles de près d'un facteur 2. Nous n'avons pas pu expliquer ces différences.

Les cinétiques d'évolution du COD sont bien caractérisées avec un pic secondaire qui correspond à une nouvelle production de COD au bout de 2 jours environ. L'intensité de la consommation initiale est liée à la quantité totale de COD, le COD très rapidement dégradé étant présent en plus grande quantité (en proportion) lorsque la teneur en COD est plus élevée. Ce phénomène pourrait en partie être dû à la présence d'une quantité plus importante de bactéries dans les échantillons riches en COD, mais étant donné l'échelle de temps du phénomène, il dénote plus probablement une dégradabilité significativement moins bonne des matières organiques dissoutes transportées au cours des périodes de ruissellement. On note qu'au bout de 5 jours, une fraction seulement (de 50 à 80%) du CODB est dégradé. Il est possible que les fortes concentrations de CODB observées au bout de 5 jours soit en partie dues à l'augmentation de concentration fréquemment observée au bout de 2 à 4 jours.

Le même type de phénomène est observé pour le COP, dont la cinétique de dégradation est plus rapide pour les échantillons dont la teneur en COP est élevée. Nous avons exprimé ce fait en suggérant qu'une cinétique du deuxième ordre serait mieux adaptée qu'une cinétique d'ordre 1. Comme pour le COD, nous pouvons arguer que, la flore hétérotrophe ayant eu le temps de se développer dans le réacteur, le phénomène observé résulte d'une caractéristique de la matière organique particulière plutôt que de la flore microbienne initialement présente.

### Modélisation.

Ces résultats sont naturellement interprétés grâce au modèle HSB qui constitue l'un des modèles opérationnels de dégradation des matières organiques les plus élaborés. Les paramètres de qualité que nous avons mesurés au cours de ce travail s'intègrent parfaitement dans ce modèle.

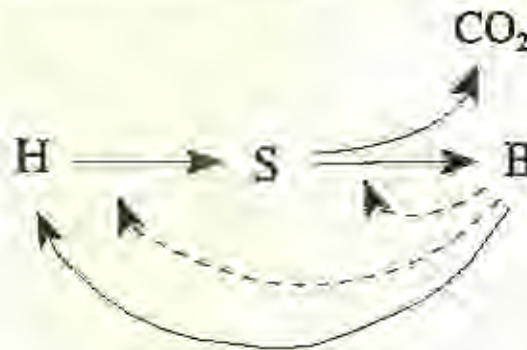


Figure 7 : Description simplifiée de la structure du modèle HSB.

Le modèle HSB décrit la décomposition du carbone organique par les bactéries en prenant en compte le phénomène réellement moteur dans le système écologique, c'est à dire la croissance des bactéries. Les bactéries, variable motrice dans ce modèle, sont opérationnellement définies en deux classes dont les paramètres physiologiques sont différents. Le carbone organique particulaire et le carbone organique dissous sont également séparés en classes de dégradabilité. Une des retombées des expériences cinétiques en réacteur est de pouvoir préciser la distribution du carbone organique dégradable et des bactéries totales dans ces différentes classes.

Les tests de sensibilité ont montré que les expérimentations ne permettent de mettre en évidence que la quasi-absence de carbone rapidement dégradable ou des bactéries les plus actives. En effet, dès lors que les formes du carbone les plus dégradables et les bactéries les plus actives sont présentes en quantité non négligeable, leur vitesse de croissance les rend dominantes et la décomposition de toutes les formes de carbone organique dissous dégradable est rapide.

Les conclusions principales de ces expérimentations en réacteur sont :

- l'échantillon collecté à Clichy se distingue des autres par une cinétique initiale de dégradation du carbone organique dissous beaucoup plus lente, non expliquée par le modèle lorsque des bactéries très actives ou du carbone rapidement dégradable sont pris en compte
- le modèle HSB appliqué aux expérimentations en réacteur pour le site de Boulogne simule la dégradation rapide du COD dès lors que des bactéries actives sont introduites. En particulier, la vitesse initiale de dégradation du COD dépend très nettement de la teneur initiale en bactéries. Nous n'avons pas cherché à introduire une nouvelle classe de bactéries dans le modèle HSB, mais en réalité, forcer les paramètres de la classe des bactéries actives pour les rendre plus actives encore tend à améliorer les simulations.
- tout le carbone organique particulaire biodégradable doit être considéré comme rapidement dégradable dans toutes les eaux de temps sec et de temps de pluie que nous avons collectés. Il semble même qu'en cas de fortes concentrations de COP la dégradation puisse être encore plus rapide que ne le prédit HSB.

- les concentrations de carbone organique dissous sont toujours sous-estimées par le modèle, le CODB semble donc moins biodégradable que ne le prévoit HSB. Ce phénomène doit probablement être relié à la non-simulation par HSB de la recroissance du COD après 2 à 4 jours.

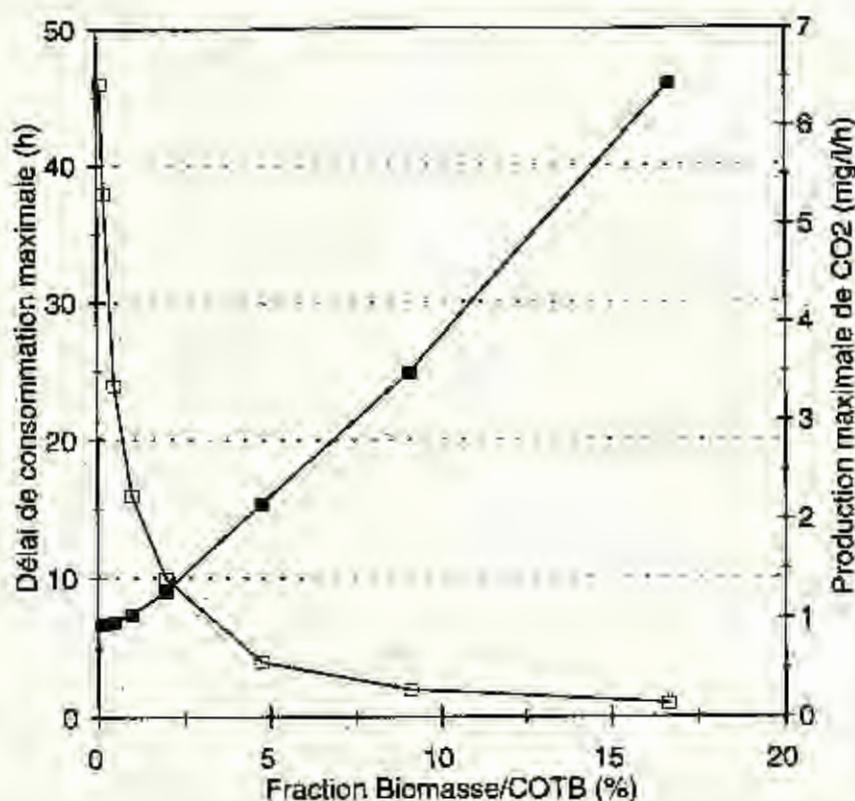


Figure 8 ; Intensité maximale de la production de  $CO_2$  par respiration (ou de consommation d'oxygène à un facteur stoechiométrique près) (■), et décalage de temps entre le rejet et le moment de cette consommation (□). Résultat de simulations réalisées avec HSB.

La figure précédente illustre l'importance de la quantité initiale de bactéries apportées par le rejet dans le cas où il se produit dans une rivière dont la flore microbienne n'est pas déjà complètement dominée par une grande quantité de bactéries très actives, c'est à dire en pratique la situation qu'on rencontre à l'aval d'une station d'épuration. La figure illustre très bien que la fourchette des teneurs en bactéries possible (mesurée dans différents types de réseaux) produit des résultats très différents. La consommation pic d'oxygène peut être quasi-immédiate (délai inférieur à 2 heures pour un rejet qui comporte plus de 10% de bactéries par rapport au COTB) ou nettement décalé (délai supérieur à 20 heures pour un rejet qui comporte moins de 1% de bactéries). De même l'intensité de la consommation pic varie d'un facteur 4 entre ces deux situations. Bien que la consommation d'oxygène intégrée sur plusieurs jours soit peu différente, l'existence de ces pics et leur rapidité de développement sont des éléments qu'il faut impérativement prendre en compte dans le développement de politiques de gestion des rejets des réseaux unitaires.

#### Traitement.

La décantation ad2 (deux heures en cône Imhoff de 1 litre) nous a démontré des efficacités nettement supérieures à 50% pour les MES, de l'ordre de 50% pour le COP. L'efficacité est plus faible mais paradoxalement non nulle pour les composés dissous, la dégradation rapide de certains composés

en présence de grandes quantités de bactéries ou encore la floculation du matériel organique colloïdal peuvent expliquer ce rendement non nul.

Des essais relatifs à la floculation des eaux unitaires de temps de pluie ont été entrepris. L'excellente efficacité de systèmes de décantation lamellaire basée sur l'emploi de  $\text{FeCl}_3$  a été confirmée, mais nous n'avons pas pu mettre en évidence de différence d'efficacité entre la fraction dégradable et la fraction non-dégradable du COP. Par contre l'efficacité est très faible en ce qui concerne le COD.

L'efficacité de la floculation pour les matières organiques dissoutes a été testée plus avant par adjonction de quantités de fer plus importantes et test de l'effet du pH. Le pH optimal est d'environ 4, il doit être suffisamment élevé pour que les oxydes de fer précipitent effectivement et suffisamment faible pour que leur charge de surface reste fortement positive et fixe les matières organiques dissoutes dont la charge dominante est négative. A ce pH des rendements maximaux de l'ordre de 50% sont atteints. A pH 7, les rendements diminuent nettement. Il semble que leur diminution soit plus forte pour les eaux à dominante "eaux usées" (le rendement décroît jusqu'à 10%) que pour les eaux à dominante "pluviale" (le rendement demeure de l'ordre de 30%). Néanmoins, ces rendements restent apparemment trop faibles pour que la floculation et l'adsorption par  $\text{FeCl}_3$  puisse être considéré comme une technique réellement efficace pour traiter les matières organiques dissoutes.

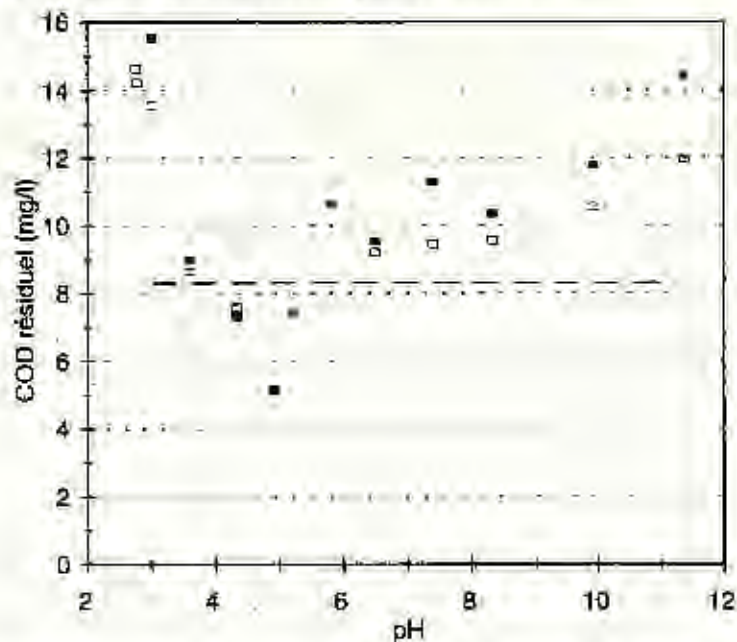


Figure 9 : Élimination du COD par adsorption sur des oxydes de fer en fonction du pH pour une eau unitaire de temps de pluie.

## Conclusions

Ces travaux nous ont permis de caractériser la qualité des eaux en période de ruissellement en réseau unitaire en termes de composition des matières organiques et de quantité et activité des bactéries présentes. Le facteur "quantité de bactéries présentes" est apparu très important en termes de conséquences sur la rapidité de développement de zones anoxiques dans le milieu récepteur.

Une deuxième conclusion importante de ce travail, couplé à des études précédentes menées dans le cadre du programme PIREN-Seine, est que les quantités de bactéries potentiellement présentes dans

les surverses d'unitaire sont potentiellement très variables en particulier en fonction de la taille du bassin versant, d'où des dynamiques de dégradation variables également.

En termes de traitement, il est apparu que la floculation/adsorption ne permettait pas de réduire la quantité de matières organiques dissoutes de plus de 50% même en utilisant des doses très élevées de  $\text{FeCl}_3$ . L'impact de ce traitement sur les bactéries n'a pas été évalué.

Au cours de ce travail, une nouvelle méthodologie de mesure des consommations d'oxygène a été développée. Elle est basée sur une mesure de concentrations d'oxygène en phase gazeuse dans un système où les échanges eau/gaz sont intensifiés. Une technique de filtrage est utilisée pour extraire l'information souhaitée (consommation d'oxygène en phase aqueuse).

Les suites naturelles de ce travail consisteraient :

- à valider expérimentalement le modèle HSB en cas de mélange entre des eaux de réseau en temps de pluie et des eaux de rivière, afin de préciser les interactions potentiellement complexes entre la flore et la matière organique déjà présentes dans la rivière, et celle qui est apportée par le rejet,
- à étudier l'interaction entre bactéries du réseau et floc ferrique, de façon à démontrer l'efficacité éventuelle de ce type de traitement. Elle serait alors de limiter les effets de choc très immédiats à la condition que le milieu récepteur soit d'assez bonne qualité (i.e. pauvre en bactéries actives).
- à confirmer l'existence d'une relation entre la taille (ou géométrie plus généralement) du bassin versant urbain et la qualité de eaux déversées, en particulier en ce qui concerne les flores hétérotrophes.

Enfin, il serait également profitable de terminer le développement du système de mesure de la respiration jusqu'au niveau opérationnel afin de le rendre utilisable par la communauté scientifique et technique.