

Le carbone organique biodégradable dans les eaux traitées des stations d'épuration du bassin de la Seine

Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin¹ et Guillaume Le Réveillé²

La matière organique biodégradable joue un rôle prépondérant sur la qualité de l'eau dans les fleuves, et en particulier les concentrations en oxygène dissous. Le cycle de l'oxygène en milieu aquatique est en effet principalement affecté par trois flux, dont deux impliquent directement la matière organique : les échanges avec l'atmosphère (de nature physico-chimique), la photosynthèse (production de matière organique par le phytoplancton à partir du dioxyde de carbone) et la respiration bactérienne hétérotrophe (proportionnelle à la dégradation de la matière organique biodégradable). Lorsque les apports de matière organique biodégradable allochtone sont faibles (temps sec, région peu urbanisée), la consommation d'oxygène par respiration est compensée sans problème par les échanges avec l'atmosphère et la photosynthèse (Garnier *et al.*, 1998). En revanche, des apports importants de matière organique biodégradable sont susceptibles de déséquilibrer le cycle de l'oxygène dissous, ce qui se traduit éventuellement par une anoxie, transitoire ou permanente. Par exemple, en aval de Paris, lors de gros orages d'été, on observe régulièrement une importante mortalité piscicole due à l'anoxie temporaire du milieu (Boët *et al.*, 1999). Les orages importants provoquent en effet des surverses des systèmes d'assainissement de l'agglomération parisienne, et donc un apport important de matière organique biodégradable. Dans le même temps, la solubilité de l'oxygène est faible (la température de l'eau étant relativement élevée), la photosynthèse est ralentie par

la faible luminosité... Finalement, les concentrations en oxygène dissous chutent brutalement. Par ailleurs, de nombreux travaux ont montré que la biodisponibilité de certains micro-polluants (en particulier les métaux), était largement modifiée (en général diminuée) par la présence de matière organique, biodégradable ou non (Luoma, 1995). À concentration en polluant égale, la toxicité pour les organismes serait donc variable, selon que le polluant soit accompagné ou non de matière organique. Cette propriété contribue encore à accentuer l'intérêt des scientifiques et des gestionnaires pour ce paramètre de qualité de l'eau.

Le bassin de la Seine fait l'objet depuis une dizaine d'années de recherches pluridisciplinaires coordonnées au sein du programme PIREN-Seine (encadré 1), et a été décrit par plusieurs modèles mathématiques d'échelles, de complexité et d'utilisations différentes (Poulin *et al.*, 1998 ; Even *et al.*, 1998). La matière organique biodégradable (exprimée en unités de carbone) et l'oxygène dissous font partie des variables clef de ces modèles de qualité de l'eau développés pour aider à la gestion de la Seine. Ces outils numériques fournissent des informations d'autant plus fiables qu'ils sont alimentés par des données précises. La quantification des rejets urbains de matière organique biodégradable, en particulier en sortie de station d'épuration, est donc nécessaire aux modèles prédictifs. Nous proposons ici les premiers résultats d'un travail de plus grande envergure visant à donner une vision d'ensemble des rejets de matière organique biodé-

Les contacts

1. Cemagref,
UR Qualité et
Fonctionnement
hydrologique des
systèmes aquatiques,
Parc de Tourvoie,
BP 44, 92 163
Antony Cedex
2. Direction
départementale
de l'Équipement,
23, rue Bourgmayer,
01012 Bourg-en-Bresse

Encadré 1

Le PIREN-Seine¹ (programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement de la Seine), créé en 1989, est un programme de recherche coordonné sur le fonctionnement écologique du bassin de la Seine et de son bassin versant, mené en partenariat entre les organismes de recherches et les acteurs de la gestion de l'eau. Groupement de recherches du CNRS, il rassemble des équipes du CNRS, du Cemagref, de l'INRA, du CERVE et de plusieurs universités, soit une centaine de chercheurs. L'objectif global du programme est de comprendre le fonctionnement actuel du bassin dans son ensemble (quantité et qualité) et d'aider à orienter les décisions en matière d'aménagement et de gestion des eaux. Les pollutions diffuses et ponctuelles sont étudiées (nitrates, pesticides, micro-polluants organiques et métalliques, matière organique, bactéries, etc.) à l'échelle du bassin, ainsi que les processus qui conduisent à leur transformation dans le fleuve (chaîne trophique, dynamique de la matière organique, des particules, transport hydraulique). L'ensemble de ces travaux a permis le développement de plusieurs modèles de fonctionnement des cours d'eau, à différentes échelles spatio-temporelles. Ces modèles sont nourris en permanence des progrès dans la connaissance des flux de matière et des processus qui les gouvernent.

1. www.ccr.jussieu.fr/umr-sisyph/PIREN-Seine/accueil.htm

gradable dans les eaux traitées du bassin de la Seine. Dans un premier temps, une typologie des stations d'épuration a été établie, permettant de choisir les stations à échantillonner de la façon la plus variée possible. Dans un deuxième temps, et sur la base de ce plan d'échantillonnage, la biodégradabilité des rejets de plusieurs stations d'épuration a été étudiée au laboratoire.

Présentation du parc d'assainissement du bassin de la Seine

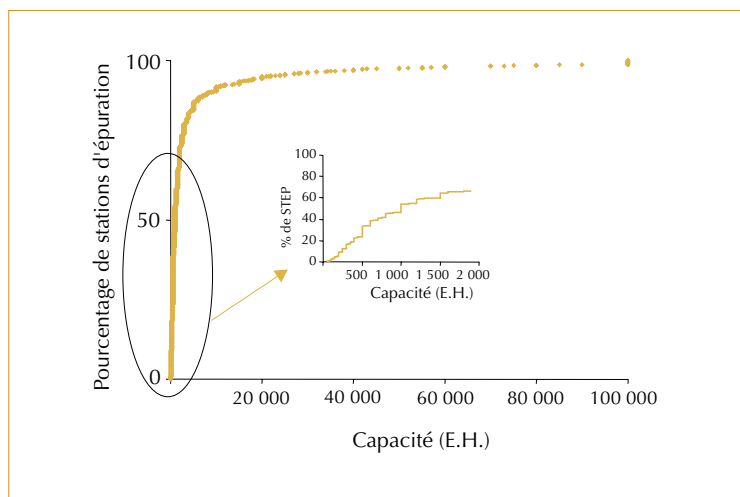
Le bassin versant de la Seine couvre environ 80 000 km², soit ~15 % du territoire français. 14 millions de personnes y vivent, dont 76 % dans la région parisienne (15 % de la surface !).

La Seine traverse donc successivement des régions rurales, puis fortement industrialisées, avec une pression anthropique importante, avant d'atteindre son embouchure dans la Manche. Les installations d'épuration du bassin traitent une charge d'environ 17 millions équivalents-habitants (EH). Leurs capacités s'échelonnent de 50 EH à 7 millions d'EH, mais plus de la moitié des stations ont une capacité inférieure à 1 000 EH. La distribution des capacités des installations est représentée sur la figure 1.

D'après la base de données de l'année 1996 de l'Agence de l'eau Seine-Normandie, qui regroupe, pour chacune des installations, les paramètres listés dans le tableau 1, la filière boues activées en aération prolongée représente 71 % des stations d'épuration. Cette base de données est alimentée par les mesures faites lors des bilans des SATESE (service d'aide technique aux exploitants de stations d'épuration) sur les stations, en moyenne deux fois par an.

Nous avons cherché à décrire au mieux l'ensemble des stations du bassin de la Seine sur la base de ces paramètres. Des corrélations linéaires ont tout d'abord été recherchées entre les paramètres quantitatifs, en les examinant systématiquement deux par deux. Les coefficients de régression linéaire obtenus sont présentés dans le tableau 2. Les rendements sur les matières oxydables, azotées et en suspension sont bien sûr fortement corrélés. Le rendement sur les matières phosphorées est moins fortement corrélé avec les autres paramètres décrivant l'efficacité du traitement d'une station.

En revanche, la capacité et la charge des installations ne sont que peu ou pas corrélées linéairement avec les paramètres de rendement du trai-



▲ Figure 1 – Distribution des stations d'épuration du bassin de la Seine en fonction de leur capacité nominale, exprimée en EH. Zoom sur les stations de moins de 2 000 EH.

| Paramètre | Définition, unité |
|----------------------|---|
| Capacité | <i>EH</i> |
| Charge | Rapport entre la charge effectivement collectée et la capacité. |
| $R_{O.M.}$ (mesuré) | Rendement sur les matières oxydables*, <i>sans dimension</i> . |
| $R_{K.N.}$ (mesuré) | Rendement sur l'azote Kjeldahl, <i>sans dimension</i> . |
| $R_{Ptot.}$ (mesuré) | Rendement sur le phosphore total, <i>sans dimension</i> . |
| $R_{S.S.}$ (mesuré) | Rendement sur les matières en suspension, <i>sans dimension</i> . |
| Procédé | Vingt filières différentes (voir en annexe) |

*Matières oxydables = 0,666 DCO (après deux heures de décantation) + 0,333 DBO₅ (après deux heures de décantation).

◀ Tableau 1 – Paramètres disponibles dans la base de données pour les 1 637 stations d'épuration.

tement. Ce résultat inattendu nous amène à aller plus loin dans l'analyse, en particulier en incluant le paramètre qualitatif « type de filière », et en recherchant des corrélations non-linéaires. Nous avons donc réalisé une analyse des correspondances multiples avec le logiciel ADE-4¹. L'ensemble des paramètres a été pour cela réorganisé en sept modalités (tableau 1 en annexe). Cette méthode statistique permet d'explorer les relations non-linéaires entre les paramètres (Escoffier et Pagès, 1988).

La distribution des modalités selon les deux premiers axes d'inertie est présentée sur la figure 2a (p. 6). Ces deux premiers axes expliquent 19 % de l'inertie du nuage de points. Sur la figure 2b (p. 6), les 1 637 stations d'épuration du bassin de la Seine ont été répertoriées (cercles).

L'analyse des correspondances multiples confirme que la charge des stations d'épuration n'est pas un facteur structurant de l'ensemble des données, et associe au premier axe d'inertie les rendements croissants sur les matières oxydables et les capacités nominales des installations. Les traitements efficaces sont donc associés aux stations de grande taille, et cette relation n'est pas linéaire. Les filières de traitement se localisent de façon logique sur ce graphe : les boues activées de forte

capacité (*AEx3* et *AEx4*) se trouvent proches des traitements très efficaces (valeurs positives de l'axe des abscisses, modalités *OM5* et *SS5* par exemple), alors que les disques biologiques (*BC*) et les traitements primaires (*Mis*) se trouvent à l'autre extrémité de l'axe. Les lagunages aérés (*AL*) et naturels (*NL*) sont très proches les uns des autres.

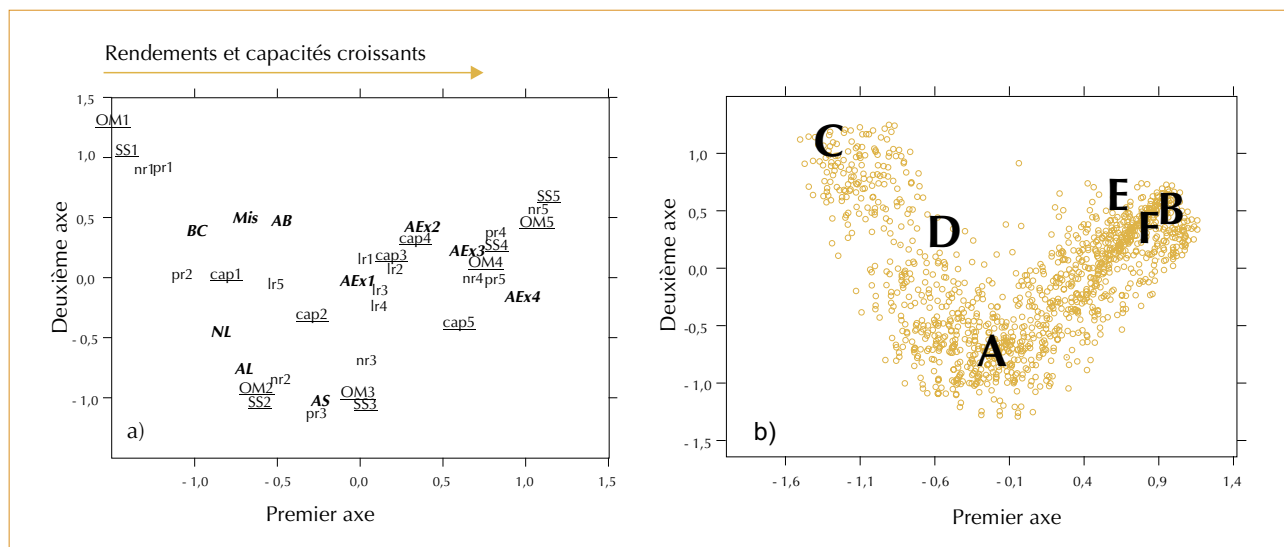
Échantillonnage

Nous avons fondé notre stratégie d'échantillonnage sur cette description statistique de la base de données. En effet, des points qui sont proches sur le graphe de la figure 2b sont censés présenter des caractéristiques similaires sur l'ensemble des paramètres. Dès lors, les stations d'épuration étudiées ont été choisies de manière à explorer au mieux la diversité de l'ensemble, compte tenu des données existant dans la littérature. En effet, des stations à forte capacité (*cap5*) et forte charge (*LR5*) du bassin de la Seine ont déjà été étudiées par Servais *et al.*, (1998). Les caractéristiques des stations retenues sont listées dans le tableau 3 (p. 6) et elles ont été identifiées par des lettres sur la figure 2b. A est un lagunage naturel de 1 000 EH, B et F sont des boues activées en aération prolongée de grande taille (plus

1. www.pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4

| Station | Capacité nominale | Coeff. de charge | $r_{O.M.}$ | $r_{K.N.}$ | $r_{S.M.}$ | $r_{Ptot.}$ | Filière |
|--------------|-------------------|------------------|------------|------------|------------|-------------|---------|
| Achères | Cap5 | LR5 | OM2 | NR1 | SS3 | PR5 | AEx4 |
| Noisy DEC II | Cap5 | LR5 | OM3 | NR2 | SS3 | PR5 | AEx4 |
| Seine Amont | Cap5 | LR5 | OM3 | NR3 | SS5 | PR5 | BC |

◀ Tableau 2 – Modalités de la station des stations d'épuration étudiées par Servais *et al.* (1998).



▲ Figure 2 – Premier plan de l'ACM (19 % d'inertie), avec les modalités correspondantes (a) et la distribution des stations d'épuration (b). La signification des modalités est listée en annexe. Les lettres (A...F) signalent la position des stations d'épuration finalement retenues pour l'échantillonnage.

de 100 000 EH), C est une très petite installation fonctionnant avec des disques biologiques (175 EH), D et E sont des boues activées en aération prolongée de petite taille (moins de 2 000 EH).

En période de temps sec, nous avons prélevé à l'exutoire des stations d'épuration sélectionnées des échantillons moyen 24 heures proportionnels au temps, avec un échantillonneur réfrigéré (à 4 °C, afin de limiter l'activité bactérienne hétérotrophe pendant le temps de collecte). Pour chacun des échantillons, la demande chimique en oxygène brute et filtrée (DCO_{brute} et $DCO_{filtrée}$),

la demande biochimique en oxygène à 5 jours (DBO_5) ont été mesurées (protocoles définis par les normes ISO 6060 (1986) et AFNOR), ainsi que les concentrations en ammoniacale. De plus, le carbone organique dissous et particulaire (COD et COP), biodégradable dissous et particulaire (CODB et COPB) ont été mesurés, selon le protocole décrit dans l'encadré 2. La variabilité temporelle a été approchée sur trois stations : un lagunage naturel (deux prélèvements à des saisons différentes) et une station à boues activées en aération prolongée, d'une capacité de 120 000 EH (trois prélèvements).

| Station | Capacité | Charge | $r_{O.M.}$ | r_{KN} | $r_{S.M.}$ | $R_{Ptot.}$ | Filière |
|---------|-------------------|----------|------------|-----------|------------|-------------|---------|
| A | 1 000 EH / Cap3 | 0,3/ LR1 | 0,87/ OM3 | 0,45/NR2 | 0,82/ SS3 | 0,20/ PR3 | NL |
| B | 120 000 EH / Cap5 | 0,7/ LR5 | 0,97/ OM5 | 0,78/NR4 | 0,98/ SS5 | 0,80/ PR5 | AEx4 |
| C | 175 EH / Cap1 | 0,4/ LR3 | 0,32/ OM1 | 0,01/NR1 | 0,42/ SS1 | 0,10/ PR2 | BC |
| D | 1 300 EH / cap3 | 0,6/ LR4 | 0,60/ OM2 | 0,20/ NR1 | 0,49/ SS2 | 0,09/ PR1 | AEx2 |
| E | 400 EH / Cap1 | 0,5/ LR3 | 0,95/ OM5 | 0,92/ NR5 | 0,96/ SS4 | 0,30/ PR5 | AEx1 |
| F | 290 000 EH /Cap 5 | 0,6/LR4 | 0,84/OM3 | 0,8/NR4 | 0,82/SS3 | 0,27/PR3 | AEx4 |

▲ Tableau 3 – Les installations étudiées et leurs caractéristiques dans la base de données. La signification des sigles est donnée en annexe, tableau 1 (p. 12).

| Station | COD _i | COD _f | COP _i | COP _f | CODB | COPB | COTB |
|----------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------|-------------|-------------|
| A (février) | 9,7 | 4,2 | 25 | 10,2 | 5,5 | 14,8 | 20,3 |
| A (septembre) | 18,7 | 11,5 | 17,8 | 8,8 | 7,2 | 9 | 16,2 |
| B (février) | 5,4 | 3,9 | 5,4 | 3,5 | 1,5 | 1,9 | 3,4 |
| B (novembre) | 6,4 | 4,5 | 2 | 0,8 | 1,9 | 1,2 | 3,1 |
| B (mars) | 7,7 | 6,5 | 6,2 | 4,7 | 1,2 | 1,5 | 2,7 |
| C | 11,2 | 4,4 | 26,1 | 7,5 | 6,8 | 18,6 | 25,4 |
| D | 8,4 | 4,7 | 74,3 | 12,1 | 3,7 | 62,1 | 65,8 |
| E | 10,3 | 7,5 | 3,7 | 2,8 | 2,8 | 0,9 | 3,7 |
| F | 7,3 | 5,5 | 3,4 | 1,9 | 1,8 | 1,5 | 3,2 |
| Moyenne (σ) | 9,4 (3,9) | 5,8 (2,4) | 18,2 (23,1) | 5,8 (4,0) | 3,6 (2,3) | 12,4 (20,3) | 16,0 (20,6) |

▲ Tableau 4 – Concentrations initiales et finales (45 jours) en COD et COP, CODB (COD biodégradable = COD_i-COD_f), COPB (COP Biodégradable = COP_i-COP_f) et COTB (CODB + COPB) mesurées dans les eaux traitées, exprimées en mgC/l. « i » signifie « initial » et « f » final en référence au protocole de mesure de la biodégradabilité.

Résultats et interprétation

Le tableau 4 reprend les résultats relatifs au carbone organique. Les autres paramètres sont repris dans le tableau 5.

Le premier résultat important du point de vue méthodologique est que, dans tous les rejets bruts et filtrés, on mesure une quantité significative de carbone organique biodégradable. Dans le même temps, sur une grande partie des échantillons filtrés, les DCO sont inférieures au seuil de 30 mgO₂/l défini par la norme AFNOR NF T90-101 comme la limite de détection. Le paramètre « carbone organique » est donc bien celui qui permet de caractériser de façon précise la matière organique en sortie de station d'épuration et en particulier de quantifier les flux de matière organique biodégradable parvenant ainsi à la rivière.

Variabilité temporelle des rejets

Nous disposons à ce stade de trop peu de données pour évaluer réellement la variabilité temporelle du carbone organique dans les rejets. Les prélèvements effectués sur la station B (boues activées en aération prolongée de plus de 100 000 EH) présentent peu de variabilité : le CODB comme le COPB restent compris dans l'intervalle 1,2-1,9 mgC/l, ce qui représente des variations de concentrations très faibles, assez pro-

| Station | NH ₄ | DBO ₅ | DCO _(brut) | DCO _(filtrée) | COTB |
|---------|-----------------|------------------|-----------------------|--------------------------|------|
| A | 25 | 19,4 | 100 | 38 | 20,3 |
| | 6,8 | 15 | 143 | 45 | 16,2 |
| B | 9,9 | 8,2 | < 30 | < 30 | 3,4 |
| | 0,6 | 4,5 | < 30 | < 30 | 3,1 |
| C | 2,6 | 8,5 | 47 | < 30 | 2,7 |
| | 20 | 22 | 52 | < 30 | 25,4 |
| D | 16,2 | 63 | 194 | < 30 | 65,8 |
| E | 1,8 | 8 | < 30 | < 30 | 3,7 |
| F | 2,3 | 2,2 | < 30 | < 30 | 3,2 |

▲ Tableau 5 – Concentrations initiales en NH₄ (mg/l), DBO₅ (mg/l), DCO (mg/l), dans les eaux traitées brutes et filtrées, comparées aux concentrations de COTB (mg/l). Les cases grisées représentent les échantillons pour lesquels la DCO est inférieure à la limite de détection préconisée par la norme AFNOR NF T90-101 (30 mgO₂/l).

ches des témoins d'incubation réalisés avec de l'eau ultra pure. En revanche, les concentrations mesurées sur le lagunage ont fortement varié dans les quatre compartiments du carbone organique, entre le prélèvement d'hiver et celui d'été. À la variabilité de l'effluent et du traitement se surimpose dans ce cas celle induite par le cycle biologique du lagunage.

Variabilité selon les installations, importance des flux

La figure 3 reprend graphiquement l'ensemble des résultats obtenus. Par commodité graphique, les fractions de carbone organique biodégradable sont représentées en ordonnées positives, et les fractions réfractaires en ordonnées négatives. On voit que les concentrations en carbone biodégradable des rejets sont très variables selon

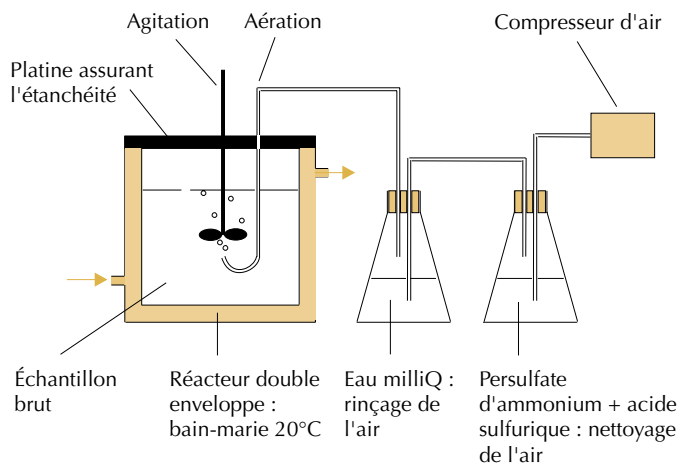
l'installation de traitement visitée. Ces gros écarts sont cependant très largement dus à la fraction particulaire du carbone organique (les prélèvements ne sont pas décantés avant analyse) et peuvent refléter un dysfonctionnement passager. Les fractions particulaire et dissoute ont un devenir très différent dans la rivière. Les éléments dissous sont emportés par les eaux courantes et subissent la biodégradation au cours de leur transport, éventuellement très en aval du rejet. Les

Encadré 2

Protocole de mesure du carbone organique biodégradable

Nous suivons le protocole de Servais *et al.* (1995). Les échantillons sont incubés pendant 45 jours à 20 °C, dans l'obscurité et en conditions aérobies. On considère que toute la biodégradation a lieu pendant ces 45 jours. La concentration finale en carbone organique, dissous et particulaire, représente donc le carbone organique réfractaire à la biodégradation. La concentration en carbone organique biodégradable s'obtient en faisant la différence entre les concentrations initiales et finales. Afin d'éviter toute contamination organique, la verrerie est soigneusement rincée à l'acide nitrique (10 %) ou bien décontaminée par combustion à 550 °C pendant 4 heures. L'air servant à maintenir les échantillons en conditions aérobies bulle au préalable dans un mélange fortement oxydant de persulfate d'ammonium et d'acide sulfurique concentré, puis dans de l'eau distillée, afin de n'apporter aucune trace de carbone organique. Dans ces conditions, nous avons pu vérifier que la concentration en carbone organique d'un flacon témoin contenant de l'eau pure et aéré en continu restait inférieure à 0,4 mgC/l après 10 jours d'incubation (Le Réveillé, 1999). Tous les échantillons ont été doublés pendant l'incubation.

Pour l'analyse du carbone organique, en début et en fin d'incubation, une aliquote de l'échantillon est filtrée sur un filtre en fibre de verre Whatman GF/F pré-grillé (4 heures à 550 °C) et rincé avec 10 ml d'eau ultra pure afin d'éviter toute contamination du filtrat. Le carbone organique dissous (COD) est mesuré sur le filtrat avec un appareil du type Bioritech 700 (oxydation du carbone organique à 100 °C pendant 5 minutes, suivie de la détection du CO₂ produit par spectrophotométrie en infrarouge). Le carbone organique particulaire (COP) est mesuré sur des aliquotes des filtres, avec le même appareil. Au minimum trois répétitions sont réalisées pour chaque échantillon (COD et COP). La précision de l'appareil est d'environ 0,05 mgC/l.

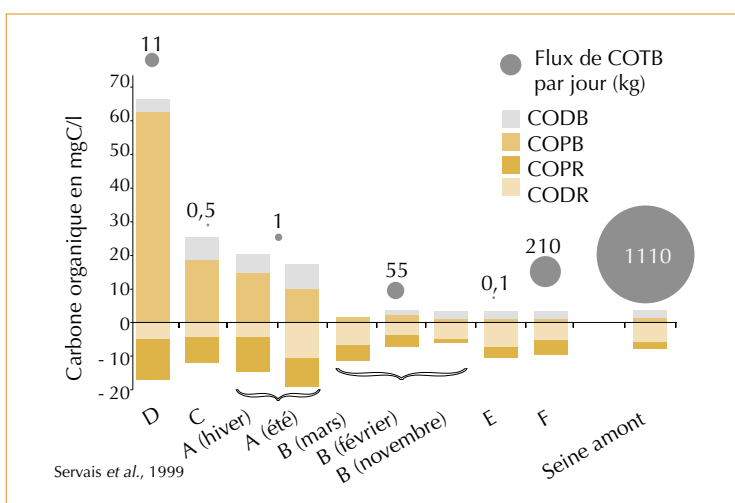


Dispositif d'incubation en vue de la mesure du carbone organique biodégradable.

Ce protocole de mesure est relativement lourd à mettre en œuvre (durée de l'incubation, utilisation d'acides oxydants), mais c'est le prix à payer pour obtenir une mesure précise et très sensible de la matière organique biodégradable. Il devient, par exemple, possible de caractériser de façon fiable une eau de rivière dont la concentration en matière organique biodégradable est de l'ordre de quelques milligrammes de carbone par litre. Des charges aussi faibles ne sont pas détectables avec une mesure d'oxydabilité, de DCO ou de DBO₅.

éléments particuliers en revanche sédimentent très rapidement. Leur impact est donc beaucoup plus local. Nous avons également indiqué, sur la figure 3, les flux journaliers de carbone organique biodégradable dus aux rejets. Avec cette représentation, on voit que les rejets les plus concentrés ne sont pas forcément ceux qui contribuent le plus aux flux de matière. Par exemple, les stations « B » et « C », dont les effluents traités sont très faiblement concentrés, rejettent pourtant respectivement 55 et 210 kg de COTB par jour à la rivière, du fait de leur taille importante. Pour mémoire, la station « Seine Amont » rejette quelques 1 110 kg de COTB par jour, malgré un effluent faiblement concentré (Servais *et al.*, 1998). En revanche, la station « C », dont l'effluent apparaît chargé (COTB = 25,4 mgC/l), n'apporte qu'environ 0,5 kg de COTB par jour au milieu récepteur. N'oublions pas cependant que les petites stations d'épuration sont extrêmement nombreuses sur le bassin de la Seine et que c'est vraisemblablement l'addition de leurs flux qui forme l'essentiel de la contribution des rejets urbains au fleuve.

Parmi les paramètres mesurés en routine sur site et disponibles dans les bases de données classiques, la demande biochimique en oxygène à 5 jours est celui qui se rapproche le plus de la notion de biodégradabilité. Nos résultats de COTB sont d'ailleurs bien corrélés avec la DBO₅ (DBO₅ = 0,95 COTB, r² = 0,97), bien que les très faibles valeurs de DBO₅ mesurées sur certains échantillons soient nécessairement imprécises. Ce genre de corrélation dépend cependant fortement de la nature des échantillons étudiés. Servais *et al.* (1998) obtenaient, pour des échantillons d'eaux usées ou de sortie de stations forte et moyenne charge une corrélation différente, la DBO₅ représentant une fraction plus importante du COTB. Deux facteurs peuvent expliquer ces différences. D'une part, la mesure du COTB est une mesure de biodégradabilité ultime, alors que la DBO₅ ne prend en compte que la biodégradabilité à 5 jours. Plus l'échantillon comprend une part importante de matières « rapidement » dégradables (c'est-à-dire en moins de 5 jours), plus la mesure de la DBO₅ se rapproche de celle du COTB. Dans le cas d'eaux traitées, l'essentiel des matières rapidement dégradables a déjà disparu, et il paraît logique que la DBO₅ représente une part moins importante du COTB. D'autre part, la composition chimique moyenne de l'eau brute est différente de celle de l'eau traitée. On



▲ Figure 3 – Concentrations en carbone organique biodégradable dissous (CODB) et particulaire (COPB), réfractaire dissous (CODR) et particulaire (COPR) dans les rejets des stations d'épuration échantillonnées au cours de ce travail et de Seine amont (Servais *et al.*, 1998). Les concentrations de carbone réfractaire apparaissent négatives par commodité de représentation. Les bulles représentent les flux journaliers de carbone organique biodégradable correspondants, exprimés en kg par jour.

peut donc envisager que la biodégradation d'une même quantité de carbone requière une quantité différente d'oxygène dans les deux cas et que les rapports COTB/DBO₅ soient différents pour une eau brute et pour une eau traitée. Ces hypothèses n'ayant pas encore été explorées de façon systématique, il reste difficile d'estimer a priori un COTB sur la base d'une DBO₅.

Conclusion

Dans tous les échantillons d'eaux traitées étudiés, on mesure du carbone organique biodégradable, dissous et particulaire à des niveaux supérieurs au seuil de détection. La demande biochimique en oxygène et la demande chimique en oxygène n'en rendent compte que de façon imparfaite, soit par manque de précision, soit par inadéquation du principe de mesure. Il est néanmoins envisageable d'estimer en routine le COTB sur la base de corrélations avec la DBO₅. Ces relations étant cependant encore mal comprises, elles feront l'objet de travaux ultérieurs avant d'être utilisables pour tous les types de rejets, y compris ceux d'autres bassins versants.

Les apports de carbone organique biodégradable à la rivière sont manifestement très variables

d'une installation à l'autre, et même sans doute, au cours du temps pour une même installation. Cette variabilité semble principalement due aux matières en suspension, dont le devenir dans la rivière est très « local ». Si la toxicité de certains micro-polluants du rejet est effectivement diminuée par cette matière organique, c'est donc probablement uniquement au voisinage direct du rejet, et beaucoup moins en aval.

La signification des rejets urbains traités par rapport au cycle du carbone organique à l'échelle du bassin de la Seine demande un effort expérimental important, actuellement en cours dans le programme PIREN-Seine. Les prochaines campagnes effectuées dans ce cadre seront centrées sur la variabilité temporelle de ces rejets, en fonction

en particulier de la pluviométrie. Les résultats obtenus dans cette étude contribueront à décrire les apports des effluents urbains dans les différents modèles de qualité d'eau du PIREN-Seine. □

Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme PIREN-Seine (CNRS), financé par de nombreux acteurs de la gestion de l'eau, dont l'Agence de l'eau Seine-Normandie (AESN) et le ministère de l'Environnement.

Une partie des analyses a été réalisée par Nadine Derlet, Danièle Ridet et Daniel Stadtmüller, au laboratoire de l'unité de recherche QHAN du Cemagref.

Résumé

L'ensemble des 1 637 stations d'épuration du bassin de la Seine est tout d'abord caractérisé au moyen d'une analyse des correspondances multiples fondée sur plusieurs paramètres quantitatifs (taille de l'installation, charge, rendements sur les matières en suspension, les matières oxydables, l'azote et le phosphore) et qualitatif (type de filière de traitement). Il en ressort que la charge de l'installation est décorrélée des rendements, alors que la capacité des installations est corrélée, de façon non-linéaire, avec ces derniers. Des prélèvements moyens sur 24 heures proportionnels au temps et réfrigérés ont été réalisés en sortie de plusieurs de ces stations. Les concentrations en carbone biodégradable, dissous et particulaire dans les eaux traitées varient respectivement de 1,5 mgC/l à 6,8 mgC/l et de 0,9 mgC/L à 62,1 mgC/l.

Abstract

The 1,637 treatment plants located in the Seine river basin were first globally characterized thanks to a Multi Correspondence Analysis based on different parameters: type of process, size in p.e., actual loading, Suspended Solids, Oxydable Matter, nitrogen and phosphorus removal efficiencies. It appears that the actual loading rate does not significantly explain the variability of the efficiencies of removal whereas design capacities are non-linearly correlated to these latter. Based on this statistical description, several treatment plants were selected and their treated effluents investigated by means of 24 hours composite samples. Biodegradable dissolved and particulate organic carbon and Chemical Oxygen Demand were measured. The amount of biodegradable dissolved and particulate organic carbon remaining in treated waters ranged respectively from 1.5 mg/l to 6.8 mg/l and from 0.9 mg/l to 62.1 mg/l.



Bibliographie

BOËT, P., BELLIARD, J., BERREBI-DIT-THOMAS, R., and TALÈS, E., 1999. Multiple human impacts by the city of Paris on fish communities. *Hydrobiologia*, 410, p. 59-68.

CAMPBELL, P. C., 1995, Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion model. In *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*, John Wiley and Sons, eds. A. Tessier and D. R. Turner p. 45-102.

ESCOFFIER, B., PAGÈS, J., 1998, *Analyses factorielles, simples et multiples*, Dunod, Paris.

EVEN, S., POULIN, M., GARNIER, J., BILLEN, G., SERVAIS, P., CHESTERIKOFF, A., and COSTE, M., 1998. River ecosystem modelling: application of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia*, 373/374, p. 27-45.

GARNIER, J., BILLEN, G., HANSET, P., TESTARD, P., et COSTE, M., 1998, Développement algal et eutrophisation dans le réseau hydrographique de la Seine. In *La Seine en son bassin*, Elsevier, Paris, ed. M. Meybeck, p. 593-626.

LE RÉVEILLÉ, G., 1999, *Caractérisation des matières organiques biodégradables en sortie de station d'épuration sur le bassin de la Seine*, mémoire de DEA STE, Université Paris XII-Val de Marne, 50 p.

POULIN, M., EVEN, S., BILLEN, G., MOUCHEL, J.-M., GARNIER, J., LEVASSOR, A. et LEVIANDIER, T., 1998, Modèles : des processus au bassin versant, in *La Seine en son bassin*, Elsevier, Paris, ed. M. Meybeck, p. 679-720.

SERVAIS, P., BARILLIER, A., GARNIER, J., 1995. Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in Waters. *Annals of Limnology*, 31, p. 75-80.

SERVAIS, P., BILLEN, G., GARNIER, J., IDLAFKIH, Z., MOUCHEL, J.-M., SEIDL, M., MEYBECK, M., 1998, Carbone organique : origines et biodégradabilité. In *La Seine en son bassin*, Elsevier, Paris, ed. M. Meybeck, p. 483-530.

ANNEXE

| Variable Qualitative | Modalités | Fréquence | Definition |
|---|-----------|------------------|---|
| Procédé | AB | 5 % | Boues activées en aération prolongée, bassins combinés |
| | AEx1 | 28 % | Boues activées en aération prolongée, bassins séparés, capacité < 1 000 EH |
| | AEx2 | 17 % | Boues activées en aération prolongée, bassins séparés, 1 000 EH < capacité < 2 000 EH |
| | AEx3 | 13 % | Boues activées en aération prolongée, bassins séparés, 2 000 EH < capacité < 5 000 EH |
| | AEx4 | 8 % | Boues activées en aération prolongée, bassins séparés, 5 000 EH < capacité |
| | AS | 6 % | Boues activées (forte et moyenne charge) |
| | BC | 4 % | Disques Biologiques |
| | Mis | 2 % | Divers |
| | AL | 3 % | Lagunage aéré |
| NL | 14 % | Lagunage naturel | |
| Capacité nominale | Cap1 | 22 % | ... -400 EH |
| | Cap2 | 19 % | 400-800 EH |
| | Cap3 | 19 % | 800-1 500 EH |
| | Cap4 | 21 % | 1 500-3 000 EH |
| | Cap5 | 20 % | 3 000- ... EH |
| Coefficients de charge | LR1 | 20 % | 0-31 % |
| | LR2 | 21 % | 31-44 % |
| | LR3 | 19 % | 44-53 % |
| | LR4 | 20 % | 54-69 % |
| | LR5 | 20 % | 69-100 % |
| Rendements sur les matières oxydables | OM1 | 17 % | 0-40 % |
| | OM2 | 22 % | 40-76 % |
| | OM3 | 20 % | 76-89 % |
| | OM4 | 20 % | 89-94 % |
| | OM5 | 22 % | 94-100 % |
| Rendements sur les matières azotées | NR1 | 20 % | 0-20 % |
| | NR2 | 20 % | 20-53 % |
| | NR3 | 21 % | 53-77 % |
| | NR4 | 20 % | 77-92 % |
| | NR5 | 20 % | 92-100 % |
| Rendements sur les matières en suspension | SS1 | 20 % | 0-48 % |
| | SS2 | 20 % | 48-78 % |
| | SS3 | 19 % | 78-93 % |
| | SS4 | 24 % | 93-97 % |
| | SS5 | 17 % | 97-100 % |
| Rendements sur les matières phosphorées | PR1 | 10 % | 0-10 % |
| | PR2 | 21 % | 10-20 % |
| | PR3 | 21 % | 20-30 % |
| | PR4 | 36 % | 30-31 % |
| | PR5 | 13 % | 31-100 % |

► Tableau 1 – Modalités utilisées dans l'ACM.

► Tableau 2 – Coefficients de corrélation linéaire entre les paramètres (n = 1 637).

| | Capacité | Charge | $r_{o.m.}$ | $r_{k.N.}$ | $r_{s.s.}$ | $r_{Plot.}$ |
|-------------|----------|--------|------------|------------|------------|-------------|
| Capacité | 1 | 0,032 | 0,084 | 0,046 | 0,088 | 0,162 |
| Charge | | 1 | -0,179 | -0,218 | -0,175 | -0,126 |
| $r_{o.m.}$ | | | 1 | 0,791 | 0,886 | 0,572 |
| $r_{k.N.}$ | | | | 1 | 0,728 | 0,518 |
| $r_{s.s.}$ | | | | | 1 | 0,660 |
| $r_{Plot.}$ | | | | | | 1 |