

# Charges domestiques spécifiques et rejets de station d'épuration.

Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin <sup>(1)</sup>, Josette Garnier <sup>(2)</sup>, Pierre Servais <sup>(3)</sup>,  
Laeticia Laroche<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup>, Unité de Recherche QHAN, *Cemagref, Parc de Tourvoie ,BP 44 92 163 Antony cedex.*

<sup>(2)</sup>, *UMR Sisyphe, CNRS, Tour 26, étage 5, 4 place Jussieu, 75 005 Paris.*

<sup>(3)</sup>, *ESA, Bd du Triomphe, CP 221, Université Libre de Bruxelles, Belgique.*

## Sommaire

Charges domestiques spécifiques et rejets de station d'épuration. ....	1
1. la notion d'équivalent-habitant.....	2
1.1. Tendances historiques.....	2
1.2. Charges spécifiques journalières dans le bassin de la Seine. ....	3
1.2.1 Charges spécifiques journalières des stations d'épuration hors agglomération parisienne. ....	4
1.2.2 Charges spécifiques journalières des stations d'épuration Seine-Aval : Achères et Colombes .....	5
2. Relations entre les paramètres spécifiques au PIREN Seine et ceux mesurés sur site en routine (établies à partir des rejets échantillonnés). ....	6
2.1. Formes du carbone organique.....	6
2.1.1 Estimation du carbone organique biodégradable et réfractaire à partir des mesures de DBO <sub>5</sub> . ....	6
2.1.2 Répartition du COTB entre les phases particulaire (COPB) et dissoute (CODB) à l'aide des données de MES. ....	9
2.1.3 Répartition du COTR entre phase particulaire (COPR) et dissoute (CODR). ...	10
2.2. Biomasse bactérienne. ....	12
2.2.1 Bactéries hétérotrophes et nitrifiantes ..... <b>Erreur ! Signet non défini.</b>	
2.2.2 Bactéries hétérotrophes .....	13
2.2.3 Bactéries nitrifiantes.....	15
2.2.4 Bactéries fécales. ....	16
3. Conclusions.....	17
4. Références bibliographiques .....	18

## 1. la notion d'équivalent-habitant

Les charges domestiques spécifiques, plus classiquement connues sous le terme d'équivalent-habitant sont les quantités de matières domestiques (matières en suspension, phosphore, azote, matières organiques biodégradables exprimées par la demande biochimique en oxygène : DBO<sub>5</sub>) émises par individu et par jour. On les mesure généralement en sortie de réseau d'assainissement, c'est à dire à l'entrée de la station d'épuration ; elles présentent malheureusement une forte variabilité. Cette variabilité résulte vraisemblablement des effets cumulés d'une transformation biochimique plus ou moins poussée des eaux usées au cours de leur acheminement dans les réseaux (différent par leur pente, leur taille, température, etc...), et d'apports non domestiques plus ou moins bien contrôlés.

Ces mesures, bien que fondamentalement biaisées, restent cependant l'un des seuls moyens concrets d'estimation *a priori* de la charge domestique engendrée par une population dénombrée, lorsque aucune autre information n'est disponible. Ces estimations sont nécessaires, non seulement pour prévoir quelle serait la pollution collectée et éventuellement traitée par une station d'épuration, mais également pour l'évaluation des pollutions diffuses éventuelles résultant d'assainissements individuels généralisés.

Il faudra donc prendre toutes les précautions nécessaires pour utiliser la notion de charge domestique spécifique. On évaluera tout particulièrement la variabilité temporelle qui lui est effectivement associée. Les tendances historiques seront tout d'abord discutées en termes d'évolution des pratiques ménagères (utilisation de détergents, avec ou sans phosphates) puis, la variabilité temporelle sera surtout étudiée site par site, à une échelle annuelle pour la période actuelle. Les flux entrants sont en effet soumis à des variations de charge dus à des rejets intermittents non domestiques et au ruissellement de temps de pluie pour les réseaux unitaires, majoritaires dans les centres urbains anciens. Aux variations de flux entrant se superposent celles du traitement, qui peuvent résulter d'ajustements ou de dysfonctionnements techniques, voire des conditions météorologiques. De fait, les rejets spécifiques des stations d'épuration présentent eux aussi une variabilité temporelle que nous avons étudiée.

### 1.1. Tendances historiques

La quantité d'eaux usées domestiques rejetées dans les eaux de surface est une caractéristique de l'urbanisation. Dans les systèmes agricoles traditionnels, les excréments (humains, au même titre que ceux des animaux) et autres déchets domestiques sont utilisés pour les cultures. Toutefois, dès le Moyen-Age en Europe de l'Ouest, un système primitif de collecte des eaux usées est instauré, utilisant le plus souvent des petits ruisseaux, y compris dans les agglomérations urbaines. C'est dans la première moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle que les réseaux d'assainissement modernes ont été installés dans les plus grandes villes. Même si une partie des eaux usées était recueillie et utilisée pour les besoins agricoles, la plus grande partie était rejetée à la rivière. Les traitements biologiques en stations d'épuration ne commencèrent qu'au début du XX<sup>ème</sup> siècle, et se généralisèrent progressivement dans les années 1950.

Des valeurs caractéristiques de la production journalière d'eaux usées par habitant (équivalent-habitant ou charge spécifique journalière) ont été établies dans la plupart des pays industriels, le plus souvent par décret pour des raisons de taxation et de dimensionnement *a priori* des traitements. Aux Etats-Unis, on parle de gallons par jour et par habitants, alors que la norme européenne NF-EN 1845 suggère de fonder la définition de la charge spécifique indifféremment sur la charge en DBO<sub>5</sub>, en azote, en MES ou encore sur le débit. Les valeurs indicatives retenues dans cette norme sont légèrement différentes de celles utilisées en dimensionnement d'ouvrage. On peut retenir les valeurs moyennes suivantes :

200 L d'eau consommée par jour

70 g de matières en suspension par jour

60 g de DBO<sub>5</sub> par jour

12 g d'azote (10 ou 12.5 ?)

3 g de phosphore par jour (3.5 ou 4 ?)

Alors que dans certains cas ces valeurs reflètent une réalité physiologique, dans d'autres, il peuvent varier en fonction d'un standard de vie ou d'habitudes alimentaires. Le phosphore et l'azote ont à ce titre des comportements très différents au cours du temps (Figure 1). L'azote des rejets domestiques provient essentiellement des excréments. Malgré un impact probable sur la charge spécifique azotée des changements alimentaires au cours du temps, il apparaît une remarquable constance de cette charge depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle (Figure 1 ; cf Billen et al., 1999). La charge spécifique azotée représente donc vraisemblablement une « valeur physiologique ».

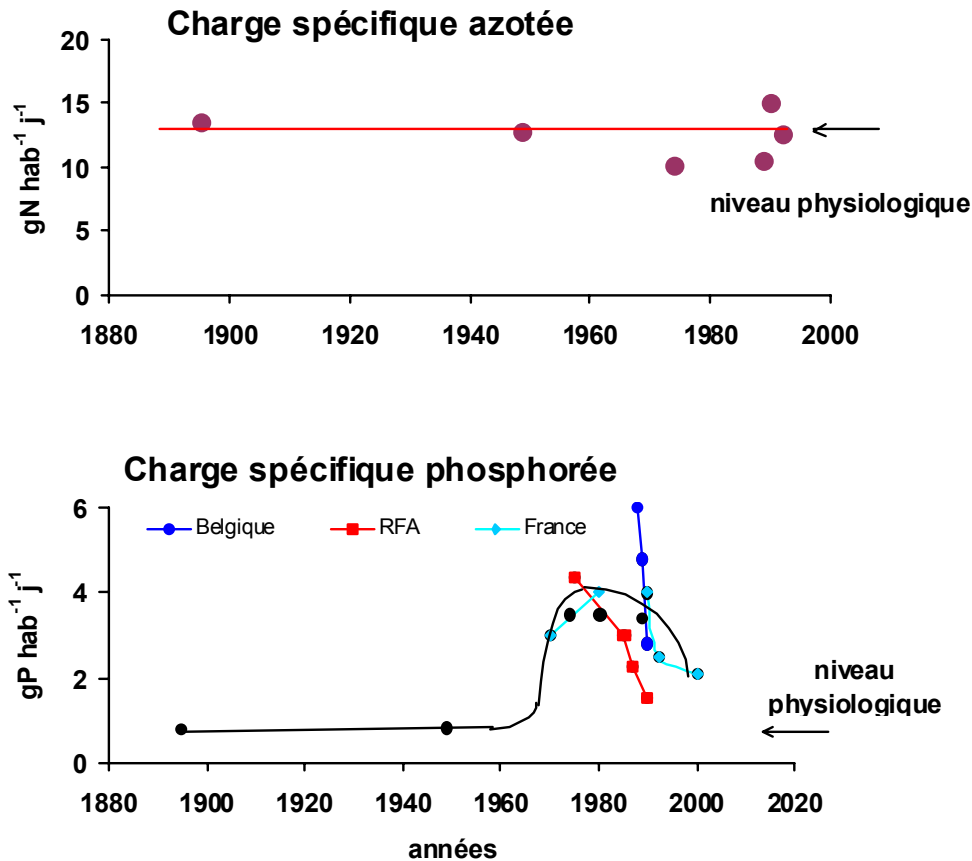


Figure 1 Compilation des valeurs des charges spécifiques azotée (a) et phosphorée (b) depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle.

Le phosphore des effluents domestiques, en revanche, largement au-dessus d'une valeur physiologique, évaluée à 1.2  $gP\ j^{-1}$  (Figure 1 ; cf. Billen et al., 1999), est largement dépendant des polyphosphates utilisés dans la fabrication des poudres à lessiver. Introduits dans les années 1960, l'utilisation a été maximale dans les années 1970. En raison de l'eutrophisation croissante des eaux de surface, ces polyphosphates sont encore progressivement remplacés par d'autres agents chélatants. La figure 1 montre que l'Allemagne (mais aussi la Suisse, non montrée) ont été les premiers à contribuer à la diminution de la charge en phosphore. La réduction en France et en Belgique, plus tardive, est toutefois effective depuis le milieu des années 1990. D'une manière générale, la charge spécifique en phosphore a été réduite au moins de la moitié au cours des dix dernières années (figure 1).

## 1.2. Charges spécifiques journalières dans le bassin de la Seine.

Une attention toute particulière a été portée au choix des stations d'épuration échantillonnées pour représenter au mieux l'ensemble du bassin de la Seine. Sur la base des informations fournies par

l'AESN, une analyse en composantes multiples prenant en compte les rendements d'épuration observés, le type de traitement, la taille et la charge des installations. Cette analyse a montré qu'aucun de ces paramètres n'expliquaient directement les rendements. Le choix des installations a donc été réalisé sur la base de leur répartition dans le premier plan d'inertie obtenu avec l'ACM (Figure 2).

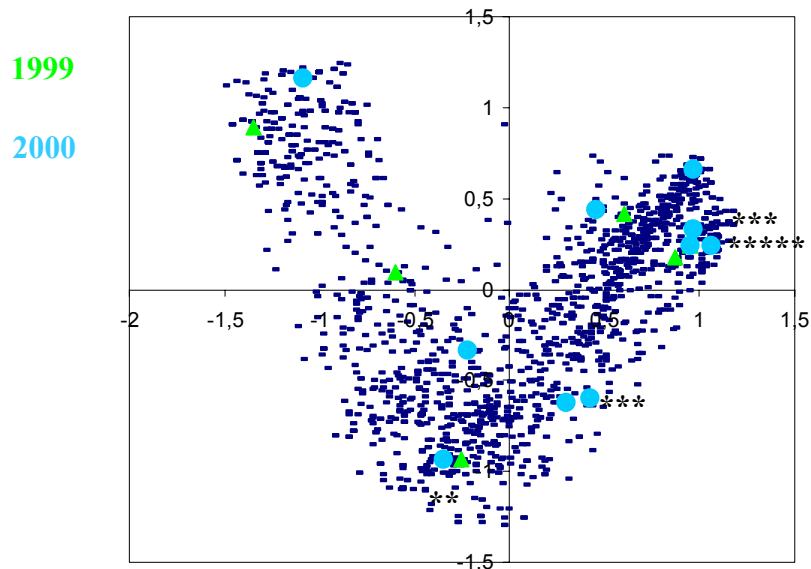


Figure 2. Nuage de points représentant l'ensemble des stations d'épuration dans le premier plan d'inertie obtenu par ACM sur les paramètres caractéristiques fournis par l'AESN. Les ronds de couleur indiquent les stations effectivement échantillonnées entre 1999 et 2000. Les astérisques indiquent les répliquats effectués sur certains sites.

Les installations échantillonnées sont donc représentatives de plusieurs types de traitement (lagunages, naturels ou aérés, bassins combinés, bassins d'aération) et de tailles (de quelques dizaines à plusieurs dizaines de milliers d'e.h.). Les conditions de collecte des échantillons sont évidemment beaucoup plus complexes pour les toutes petites structures rurales, pourtant largement représentées sur le bassin (Tusseau-Vuillemin et Le Réveillé, 2001).

### 1.2.1 Charges spécifiques journalières des stations d'épuration hors agglomération parisienne.

Cette estimation résulte de la moyenne arithmétique des charges spécifiques mesurées au cours des différentes campagnes. Les débits spécifiques ont été calculés en divisant la concentration en  $DBO_5$  de l'effluent d'entrée par la charge spécifique estimée à 54 gDBO e.h. et par jour. La valeur moyenne du débit spécifique calculé ainsi pour 34 installations est de 340 litres par jour (écart-type : 183).

Tableau 1 Charges spécifiques des eaux brutes et traitées des stations échantillonnées en 2000. Le nombre de données est indiqué entre parenthèses.

g e.q. <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup>	Eaux brutes		Eaux traitées	
	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
$DBO_5$	54			
MES	91.7	46.8 (21)	14	21.6 (16)
CODB	9.9	5.2 (83)	1.8	1.1 (33)
COPB	19.5	16.6 (83)	1.9	3.6 (33)
COTB	29.5	12.4 (83)	3.7	4.3 (33)

Les valeurs élevées des écart-types montrent que les valeurs des charges spécifiques sont très dispersées. L'estimation *a priori* des charges spécifiques entraîne donc une imprécision assez forte, qui peut être réduite en utilisant les paramètres de l'auto-surveillance (voir ci-après, 2).

### 1.2.2 Charges spécifiques journalières des stations d'épuration Seine-Aval : Achères et Colombes

La charge spécifique par habitant a été évaluée ici à partir des données journalières obtenues par l'exploitant (S.I.A.A.P.), au cours des années 1999 et 2000.

Le nombre d'équivalent-habitants traités par la station d'Achères a été calculé de deux façons différentes ; en supposant d'une part que la charge spécifique journalière en matières en suspension dans les eaux brutes est de 54 g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>, et d'autre part en considérant une charge spécifique journalière en azote réduit (NTK, pour azote (N) total (T) selon la méthode de Kjeldalh (K) dans les eaux brutes de 12,5 g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>. La charge spécifique en MES est généralement considérée comme une constante et la charge spécifique azotée n'a en effet pas varié au cours du dernier siècle, se stabilisant autour d'une valeur physiologique de 12,5 g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup> (cf. Fig. 1, *In Billen et al.*, 1999).

Il apparaît ainsi que le nombre d'habitants traités varie, selon le mode de calcul, de 5,42 à 5.92 millions d'habitants à Achères et de 0.81 à 0.92 millions d'habitants à Colombes (Tableau 2 et Tableau 3). Que le calcul des charges spécifiques soit basé sur les MES ou sur le NTK, les valeurs des charges spécifiques brutes et traitées pour les autres variables sont très proches (cf. Tableau 2 et Tableau 3).

Tableau 2. Charges spécifiques des eaux brutes et traitées de la station d'Achères en 1999 et 2000. La DBO<sub>5</sub> (gO<sub>2</sub> eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>), les MES (g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>), l'azote total réduit NTK (g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>), le phosphore total (g P eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>) et le COT (g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>) ont été fournies par la Station Seine-Aval. (environ 730 données).

g. e.q. <sup>-1</sup> j. <sup>-1</sup>	Eaux brutes		Eaux traitées	
	Moyenne 1	Moyenne 2	Moyenne 1	Moyenne 2
DBO <sub>5</sub>	<b>54</b>	58	7.2	7.7
MES	63	68	9.1	9.7
NTK	11.6	<b>12.5</b>	9.3	10
P	2.1	2.3	1.0	1.1
COT	36	39	9.4	10.1
Volume, l j-1	310	330	310	330
Millions Eq. Hab. j. <sup>-1</sup>	5.92	5.42		

Si les charges spécifiques brutes ont des valeurs équivalentes à Achères et à Colombes bien que l'origine et les quantités d'eaux brutes acheminées par les réseaux d'assainissement soient différentes, les eaux traitées sont évidemment soumises à différents traitements : on peut tout particulièrement mentionner l'efficacité du traitement tertiaire de l'azote à Colombes, traitement encore inexistant à Achères. Une plus grande efficacité du traitement à la station de Colombes apparaît également pour la DBO<sub>5</sub>, les MES et le phosphore. On remarquera des charges spécifiques brutes du phosphore égales désormais à environ 2 g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>, en comparaison des valeurs proches de 4 g eq. hab.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup> établies dans les années 80 (cf Figure 1).

Tableau 3. Charges spécifiques des eaux brutes et traitées de la station de Colombes en 1999 et 2000. La DBO<sub>5</sub> (gO<sub>2</sub> e.q.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>), les MES (mg e.q.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>), l'azote total réduit NTK (g N e.q.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>), le phosphore total (g P e.q.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>) et le COT (g C e.q.<sup>-1</sup> j.<sup>-1</sup>) ont été fournies par la Station de Colombes (environ 700 données).

g. e.q. <sup>-1</sup> j. <sup>-1</sup>	Eaux brutes		Eaux traitées	
	Moyenne 1	Moyenne 2	Moyenne 1	Moyenne 2
DBO <sub>5</sub>	<b>54</b>	61	2.5	2.8
MES	76	85	1.9	2.5
NTK	11	<b>12.5</b>	1.6	1.8
P	1.9	2.2	0.2	0.2
COT	36.3	41	-	-
Volume, L. j. <sup>-1</sup>	360	400	360	400

## 2. Relations entre les paramètres spécifiques au PIREN Seine et ceux mesurés sur site en routine (établies à partir des rejets échantillonnés).

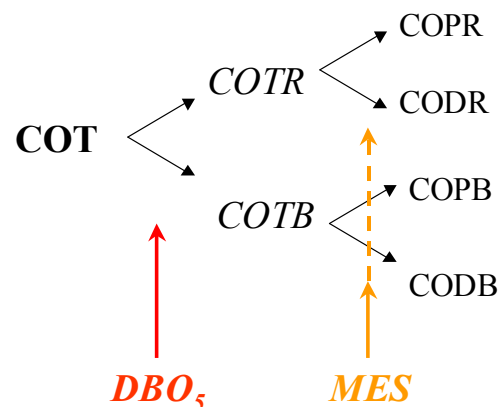
Pour rendre compte de la forte variabilité des rejets pour laquelle nous ne disposons pas d'explication simple, il existe deux possibilités :

- 1) s'en tenir à l'estimation *a priori* des charges spécifiques pour les eaux brutes et traitées (tableau ci-dessus) en associant aux résultats l'écart-type évalué
- 2) tenir compte des spécificités de chaque site en exploitant, lorsqu'elles existent, les données d'auto-surveillance, qui reflètent au mieux les modes de fonctionnement de chaque installation. Cette deuxième option suppose que l'on dispose de relations fiables entre les paramètres de l'auto-surveillance et ceux que l'on cherche à évaluer. Dans ce cas, il devient possible de réduire considérablement l'incertitude associée à l'estimation de la charge polluante rejetée, dans la mesure où l'on peut reconstituer sa distribution temporelle.

Nous avons donc recherché des relations qui nous permettront d'exploiter les données d'auto-surveillance (typiquement MES, DBO<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>) en les transformant en variables assimilables par les modèles du PIREN Seine. Ces relations sont établies pour décrire les eaux traitées.

### 2.1. Formes du carbone organique.

Le carbone organique total se compose d'une fraction biodégradable et d'une fraction réfractaire (cf. Tableau 1). Chacune de ces fractions est de plus subdivisée en une fraction particulaire et une fraction dissoute. Pour estimer ces quatre fractions à partir de paramètres mesurés en auto-surveillance, nous suivons le schéma suivant :



A partir de la DBO<sub>5</sub>, nous estimons les parts respectives du COTB et du COTR, puis, au sein de ces deux fractions, nous distinguons le particulaire du dissous en nous appuyant sur la teneur en MES de l'échantillon.

#### 2.1.1 Estimation du carbone organique biodégradable et réfractaire à partir des mesures de DBO<sub>5</sub>.

La Figure 3 rappelle que la DBO<sub>5</sub> (paramètre classiquement mesuré en auto-surveillance) est fortement corrélée aux concentrations en COTB, qu'il s'agisse d'eaux brutes ou traitées.

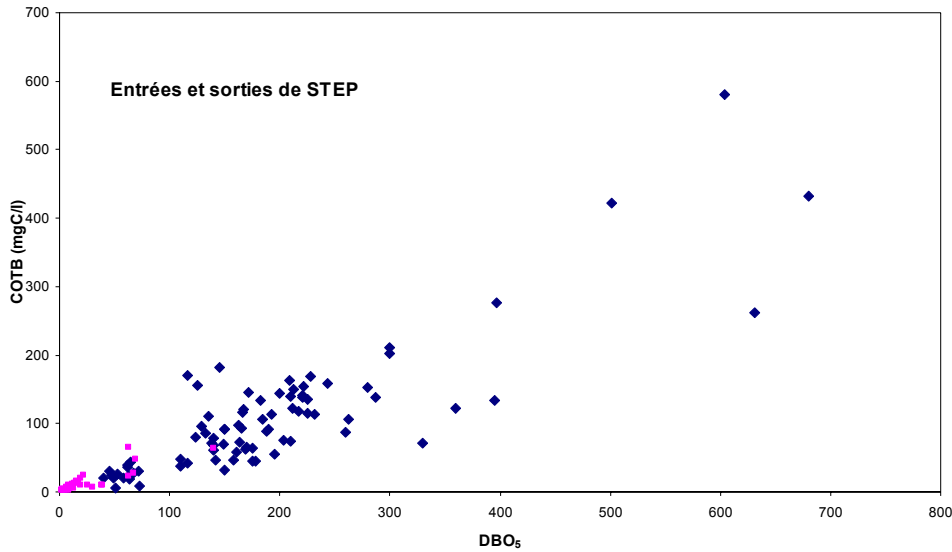


Figure 3. Evolution du COTB (mgC/L) en fonction de la DBO<sub>5</sub> (mg/L) pour l'ensemble des échantillons d'eaux brutes et traitées collectés dans le cadre du PIREN Seine.

En retirant de l'ensemble des données les échantillons qui présentent des concentrations exceptionnellement élevées en DBO<sub>5</sub> et en COTB (supérieures à 400 mg/l) et dont les caractéristiques sont particulières (Seidl et al., 1998), on peut affiner cette corrélation en exprimant le rapport COTB/ DBO<sub>5</sub> en fonction de la DBO<sub>5</sub> de l'échantillon (Figure 4).

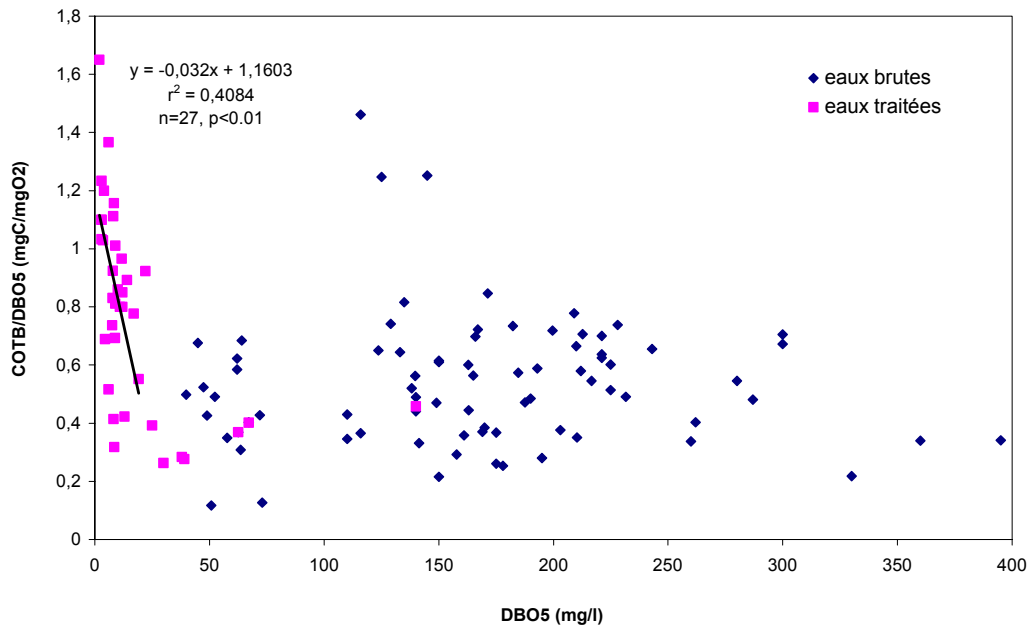


Figure 4. Rapports COTB/ DBO<sub>5</sub> en fonction de la DBO (mg/L), pour les eaux brutes et traitées. La régression linéaire est calculée pour les DBO<sub>5</sub> < 20 mg/l (valeurs typiques des eaux traitées).

Le ratio COTB/ DBO<sub>5</sub> est effectivement relativement stable pour les eaux brutes (DBO<sub>5</sub> > 50mg/L) autour d'une valeur de 0,5, mais il est plus variable pour les eaux à plus faible DBO<sub>5</sub>, c'est à dire les eaux traitées. On observe par exemple un rapport relativement faible (et équivalent au rapport moyen des eaux usées) pour les échantillons d'eau traitée présentant une forte DBO<sub>5</sub> (DBO<sub>5</sub> > 60 mg/L et 140 mg/L sur la figure 3). Pour les échantillons d'eau traitée à plus faible DBO<sub>5</sub> (typiquement

moins de 20 mg/L), le rapport COTB/ DBO<sub>5</sub> est globalement plus élevé, et est corrélé négativement avec la DBO<sub>5</sub>. Cette relation est vraisemblablement liée au temps de séjour dans les bassins biologiques : la mesure du COTB s'effectue en effet sur une très longue période d'incubation (45 jours) et prend donc en compte le carbone lentement biodégradable. La DBO<sub>5</sub> en revanche, ne mesure que les matières biodégradables à une échelle de 5 jours. Il est donc logique que les eaux traitées de façon prolongée (plus d'une journée) présentent une très faible DBO<sub>5</sub> et un COTB encore significatif, c'est à dire un rapport COTB/DBO<sub>5</sub> assez élevé.

Il faut noter que les valeurs de DBO<sub>5</sub> inférieures à 5 mg/L sont entachées d'une forte incertitude ; il en est de même pour les valeurs de carbone organique biodégradable -de l'ordre de quelques mg/l-, ce qui peut expliquer une assez forte dispersion des points autour de la droite de régression, par ailleurs fortement significative (p<0.01).

A partir d'une valeur de DBO<sub>5</sub>, exprimée en mg/L, il est donc possible d'estimer la concentration en carbone organique biodégradable total (COTB, en mgC/L) :

DBO <sub>5</sub> < 20 mg/L	COTB = DBO <sub>5</sub> x (-0.03 x DBO <sub>5</sub> + 1.16)
DBO <sub>5</sub> > 20 mg/L	COTB = DBO <sub>5</sub> x 0.54



D'autre part, le COT peut être relié au COTB par une simple corrélation linéaire (Figure 5).

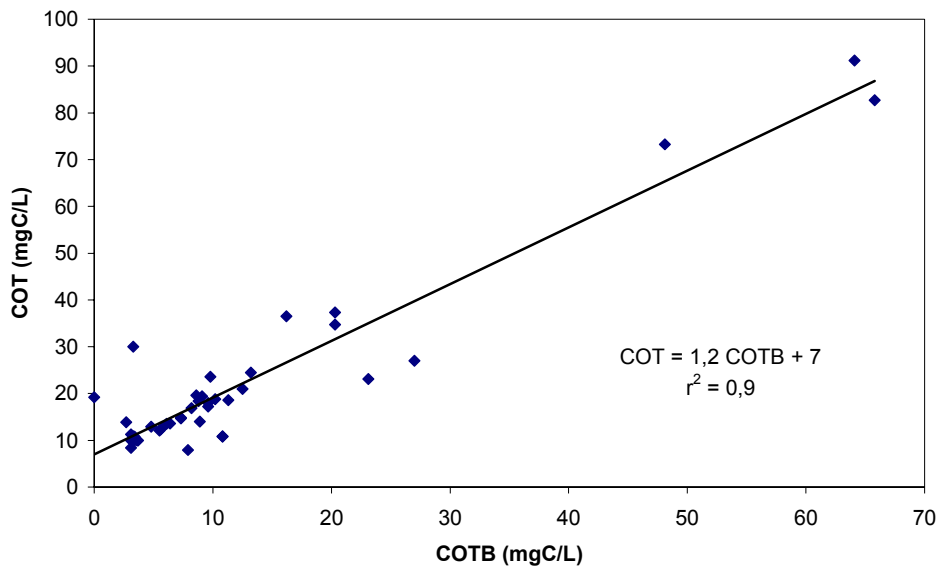


Figure 5. Relation entre le COT et le COTB (pour les eaux traitées).

On évalue donc :

$$\begin{aligned} \text{COT} &= \text{COTB} \times 1,2 + 7 \text{ (mgC/L)} \\ \text{COTR} &= \text{COT} - \text{COTB} \text{ (mgC/L)} \end{aligned}$$

### 2.1.2 Répartition du COTB entre les phases particulaire (COPB) et dissoute (CODB) à l'aide des données de MES.

Une fraction du carbone organique biodégradable se trouve sous forme particulaire, le restant étant sous forme dissoute. Le rapport COPB/COTB est variable (de 0 à 0,9 pour nos échantillons d'eaux traitées). Lorsqu'il se trouve en quantité importante, le COPB des eaux de sortie provient d'un défaut de décantation des boues activées. La teneur en MES en est un bon indicateur. La Figure 6 représente la relation linéaire que l'on observe entre le rapport COPB/COTB et la teneur en MES (de l'échantillon total), lorsqu'elle est exprimée de façon logarithmique. Cette relation est valable pour les eaux traitées dont la teneur en MES est supérieure à 3 mg/L.

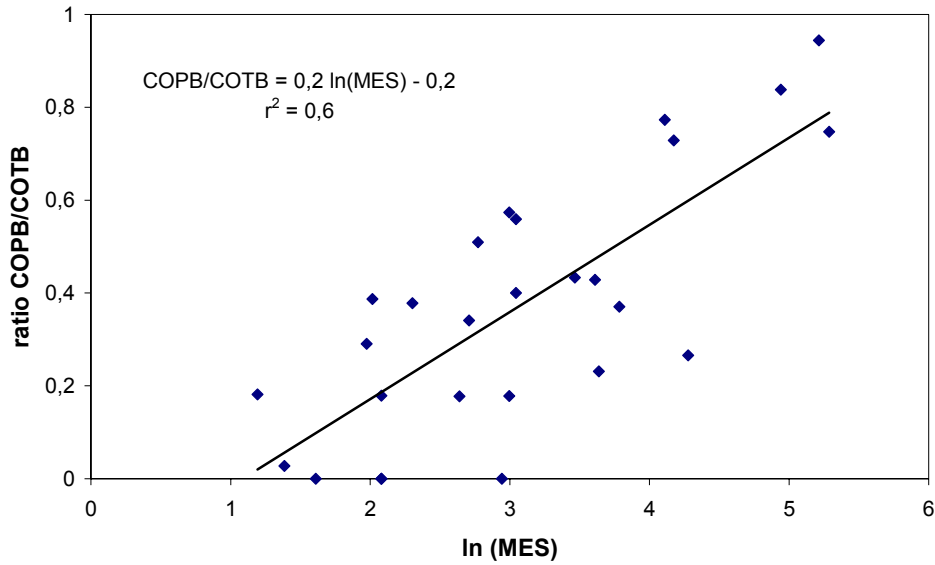


Figure 6. Relation entre la fraction particulaire du carbone organique biodégradable (COPB/COTB) et les matières en suspension (ln(MES)) dans des échantillons d'eaux traitées.

On utilisera donc les relations suivantes :

MES < 3 mg/L	COPB = 0 (mgC/L) CODB = COTB (mgC/L)
MES > 3 mg/L	COPB = COTB x 0,2 (ln(MES) - 1) (mgC/L) CODB = COTB - COPB (mgC/L)

### 2.1.3 Répartition du COTR entre phase particulaire (COPR) et dissoute (CODR).

Le carbone organique réfractaire des eaux traitées se présente habituellement sous forme dissoute, les formes particulières étant piégées en début et en fin de traitement dans les ouvrages de décantation. Cependant, la fraction de carbone particulaire mesurée dans le carbone organique réfractaire de nos échantillons d'eaux traitées représente de 20 à 80%. Comme pour le carbone biodégradable, on trouve une bonne corrélation entre cette fraction et la teneur en MES (de l'échantillon total), qui est illustrée par la Figure 7.

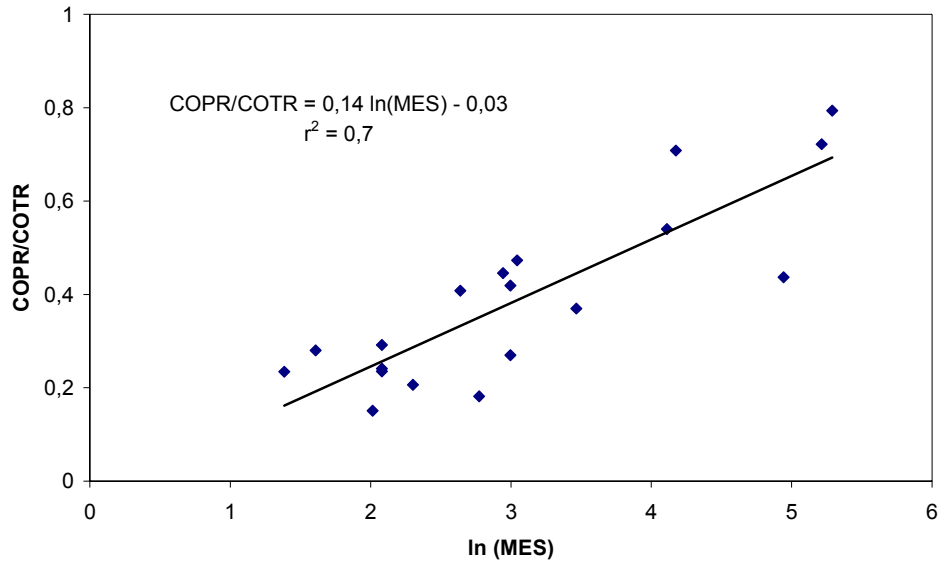


Figure 7. Evolution de la fraction particulaire du carbone organique réfractaire (COPR/COTR) en fonction des matières en suspension ( $\ln(\text{MES})$ ) pour des eaux traitées.

On utilisera donc les relations suivantes :

MES < 1,3 mg/L	COPR = 0 (mgC/L) CODR = COTR (mgC/L)
MES > 1,3 mg/L	COPR = COTR x ( 0,14 ln(MES) - 0,03) (mgC/L) CODR = COTR - COPR (mgC/L)

Finalement, à partir des mesures de  $\text{DBO}_5$  et de MES (éventuellement collectées dans le cadre de l'auto-surveillance), on peut calculer, pour les eaux traitées, les concentrations des différentes formes du carbone organique biodégradable ou non, dissous ou particulaire, selon la démarche synthétisée dans le Tableau 4.

Tableau 4. Démarche proposée pour calculer les concentrations des différentes formes du carbone organique dans les eaux traitées à partir de mesures de DBO5 et de MES. Les unités du carbone, de la DBO5 et de MES sont le mg/L. Le paramètre mesuré apparaît en rouge et les variables intermédiaires de calcul en bleu.

Mesure utilisée	Variable calculée	Variable déduite
DBO <sub>5</sub>	<u>DBO<sub>5</sub> &lt; 20 mg/L</u>	
	COTB = DBO <sub>5</sub> x (-0,03 x DBO <sub>5</sub> +1,16)	
	<u>20 mg/L &lt; DBO<sub>5</sub></u>	
	COTB = 0,54 x DBO <sub>5</sub>	COT = COTB x 1,2 + 7 COTR = COT - COTB
MES	<u>MES &lt; 1,3 mg/L</u>	
		COPB = 0
		CODB = COTB
		COPR = 0
		CODR = COTR
	<u>1,3 &lt; MES &lt; 3 mg/L</u>	
		COPB = 0
		CODB = COTB
	COPR = COTR x ( 0,14 ln(MES) – 0,03)	CODR = COTR – COPR
	<u>3 mg/L &lt; MES</u>	
COPB = COTB x 0,2 (ln(MES) – 1)	CODB = COTB – COPB	
COPR = COTR x ( 0,14 ln(MES) – 0,03)	CODR = COTR – COPR	

## 2.2. Biomasses bactériennes

Dès le début du PIREN-Seine en 1989, nous avons montré que les effluents constituent une source de bactéries hétérotrophes (Garnier et al., 1991). Nous avons en outre montré que ces bactéries hétérotrophes allochtones, actives dans le milieu récepteur, participent à la dégradation de la matière organique (Garnier et al., 1992 ; Servais & Garnier, 1993). Afin de prendre explicitement en compte les bactéries dans le modèle mathématique du fonctionnement écologique de la Seine, nous nous sommes attachés à non seulement formuler les cinétiques relatives à leur développement dans le milieu (cf. Modèle RIVE des processus écologiques), mais à quantifier leurs apports dans les effluents ponctuels.

Au cours de la seconde phase du PIREN-Seine, nous avons étendu ce type d'étude aux bactéries nitrifiantes (Brion & Billen, 2000). C'est ainsi que nous avons établi en cette fin de phase, un certain nombre de relations entre les variables classiquement mesurées (MES, DBO5) et les apports en bactéries hétérotrophes et nitrifiantes (Servais et al., 1999).

Durant cette dernière phase du programme, la nécessité croissante de déboucher sur des scénarios opérationnels nous a conduit à non seulement revisiter nos relations en accroissant le nombre de mesures, à la fois d'un point de vue temporel -par une étude d'un cycle annuel sur les effluents d'Achères et de Colombes-, que spatial -en caractérisant les bactéries des effluents de plusieurs stations, plus petites, de bassins amont (dans la Marne notamment)-.

Il est important de noter qu'au cours de cette étude, un type supplémentaire de bactéries a été pris en compte, les bactéries fécales (cf § suivant).

Au total, les investigations menées depuis le début du programme sur les compartiments bactériens permettent d'élargir la notion de charge spécifique aux biomasses bactériennes dont les effluents sont le vecteur.

### 2.2.1 Bactéries hétérotrophes

Comme les bactéries hétérotrophes dégradent la matière organique en consommant de l'oxygène, c'est entre la biomasse bactérienne et la matière organique et/ou la consommation d'oxygène qu'il est pertinent de chercher une relation.

Les valeurs des biomasses bactériennes hétérotrophes des effluents bruts (EB) forment en fonction de la DBO<sub>5</sub> deux nuages orientés. Les biomasses des eaux brutes des entrées de stations d'épuration sont en effet plus élevées, par rapport à la DBO<sub>5</sub>, que celles des réseaux d'assainissement (Figure 8). Les mêmes tendances sont observées quel que soient les caractéristiques des bactéries (> 1 µm ou <1 µm). Il apparaît donc ainsi que les bactéries hétérotrophes croissent au cours de leur cheminement vers les stations d'épuration et d'autant plus que le temps de séjour est plus long (Figure 8).

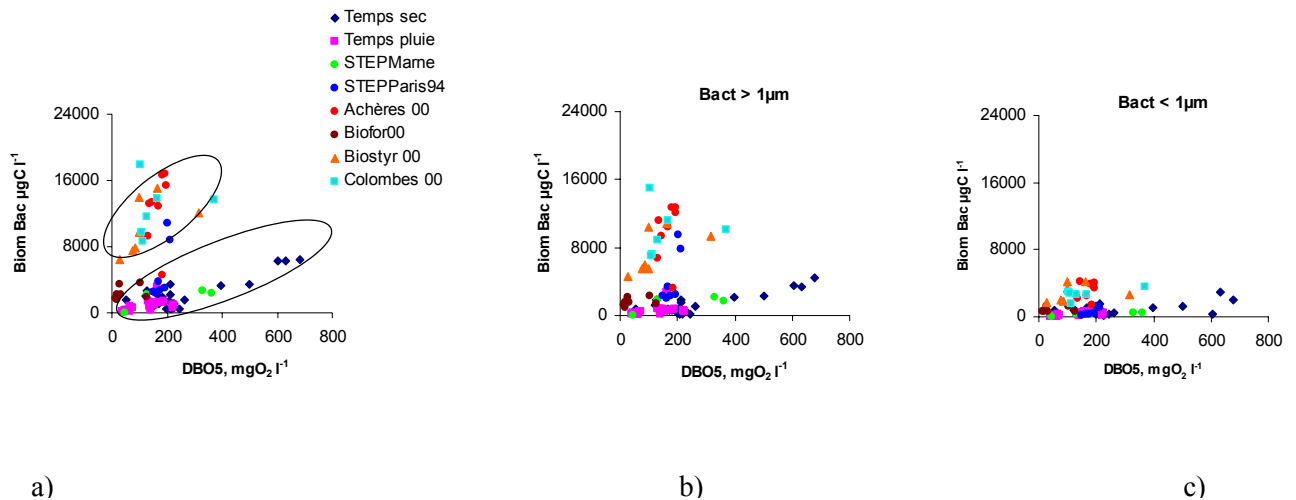


Figure 8. Relation entre les biomasses bactériennes et la DBO<sub>5</sub> des eaux brutes, tous les échantillons confondus. a) biomasse totale, b) biomasse des bactéries de grande taille (>1µm), c) biomasse des bactéries de petite taille (<1µm).

Les relations ont donc été analysées séparément en fonction de l'origine des bactéries (Figure 9). La variabilité observée sur les variables physico-chimiques se retrouve évidemment sur les biomasses bactériennes. Le coefficient de corrélation significativement différent de zéro, conduit toutefois à la détermination d'une biomasse de bactéries hétérotrophes, explicitement prise en compte dans le modèle, par rapport aux valeurs de DBO<sub>5</sub>, variables classiquement mesurées en station d'épuration. Comme il a clairement été montré que les bactéries de grandes tailles avaient une physiologie différentes de celles de petite taille (Garnier et al, 1992), deux relations ont été déterminées pour chacune des origines (entrées de STEP et réseaux d'assainissement):

EB-RA:	En µgC/L	Biom. Bact (>1µm) = 5.1 DBO <sub>5</sub>	Biom. Bact (<1µm) = 2.7 DBO <sub>5</sub>
EB-STEP :	En µgC/L	Biom. Bact (>1µm) = 42.4 DBO <sub>5</sub>	Biom. Bact (<1µm) = 12.3 DBO <sub>5</sub>

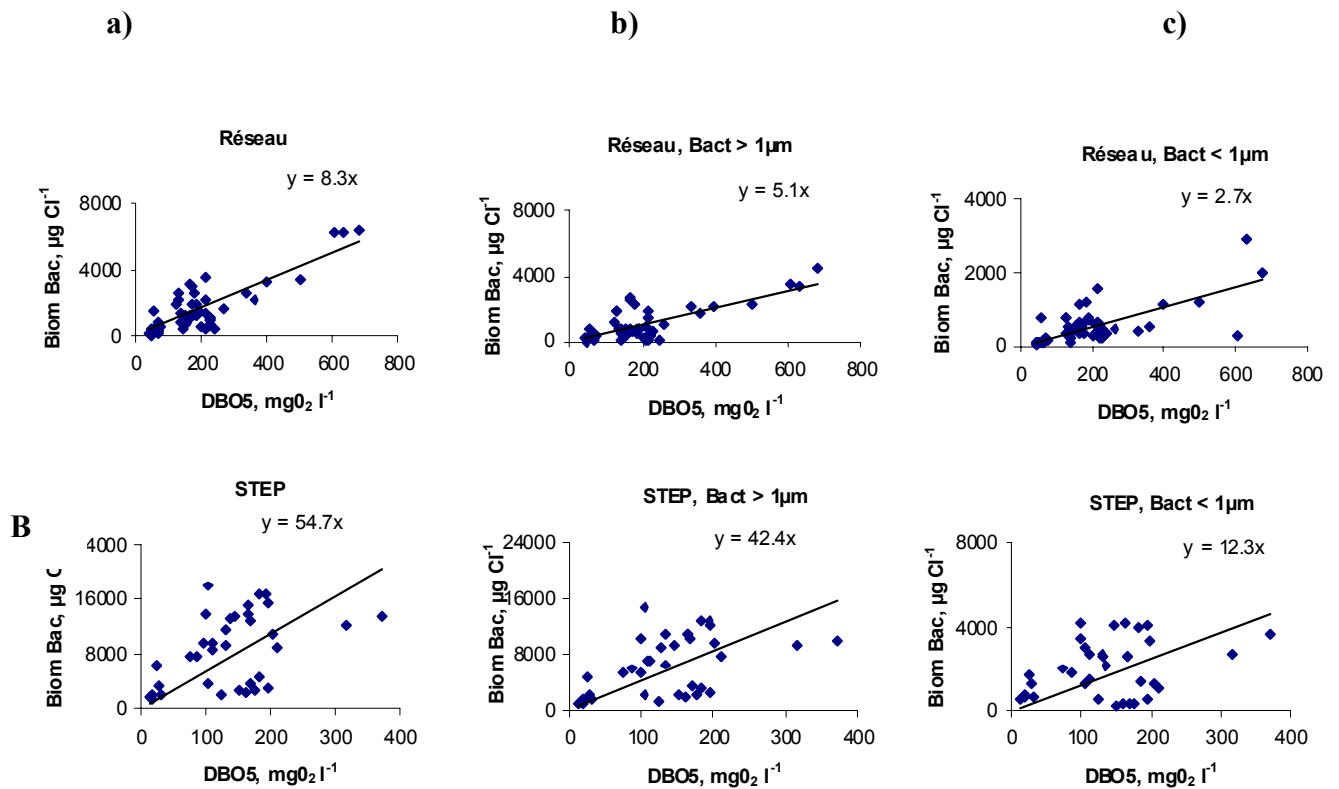


Figure 9 Relations entre les biomasses bactériennes et la DBO<sub>5</sub> dans les eaux brutes des réseaux d'assainissements (A) et aux entrées de STEP (B). a) biomasse totale, b) biomasse des bactéries de grande taille (>1µm), c) biomasse des bactéries de petite taille (<1µm).

La même démarche est utilisée pour les effluents traités. Comme les effluents traités (ET) ne montrent pas de tendance particulière en fonction de leur origine, un seul nuage de points est considéré ici. La valeur de la biomasse bactérienne des effluents traités est quasi similaire, par unité de DBO<sub>5</sub>, à celle des effluents bruts, quelle que soient les caractéristiques de taille (Figure 10).

---

ET-STEP : Biom. Bact (>1µm) = 39.3 DBO<sub>5</sub> ; Biom. Bact (<1µm) = 13.9 DBO<sub>5</sub>

---

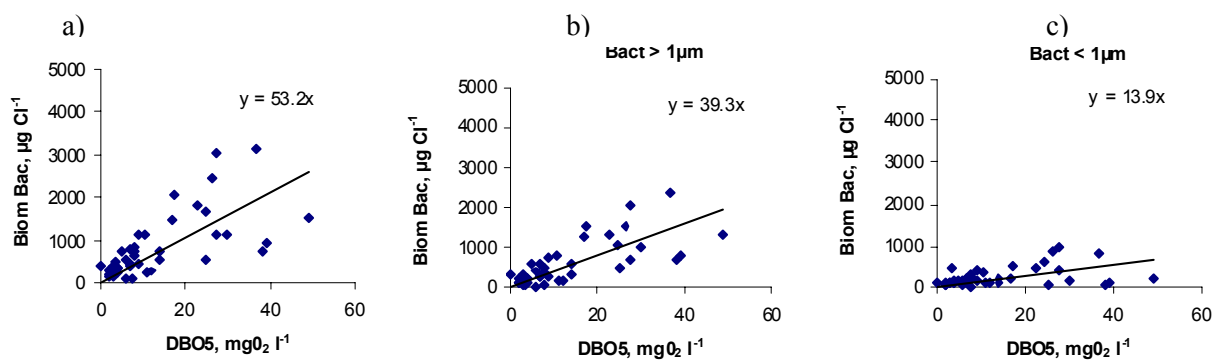


Figure 10. Relation entre les biomasses bactériennes et la DBO<sub>5</sub> dans les eaux traitées de sortie de STEP. a) biomasse totale, b) biomasse des bactéries de grande taille (>1µm), c) biomasse des bactéries de petite taille (<1µm).

Comme les relations des biomasses bactériennes en fonction de la DBO<sub>5</sub> sont proches pour les effluents bruts et traités, une relation commune à la DBO<sub>5</sub> a été établie (Figure 11).

---

ET&EB-STEP : Biom. Bact (>1µm) = 42.5 DBO<sub>5</sub> ; Biom. Bact (<1µm) = 12.4 DBO<sub>5</sub>

---

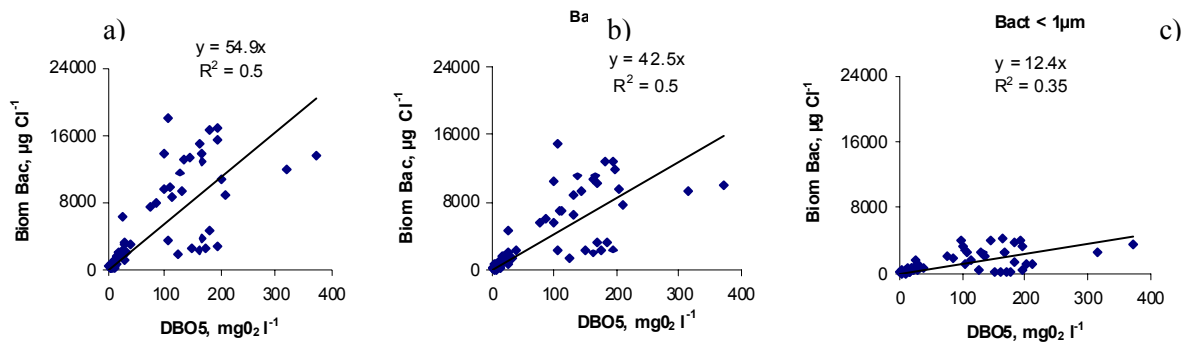


Figure 11. Relation entre les biomasses bactériennes et la DBO<sub>5</sub> dans les eaux brutes et traitées de STEP. a) biomasse totale, b) biomasse des bactéries de grande taille (>1µm), c) biomasse des bactéries de petite taille (<1µm).

Connaissant la relation entre les valeurs de la DBO<sub>5</sub> et du carbone organique biodégradable, tel pris en compte dans le modèle, on peut ainsi calculer la quantité de bactéries par unité de carbone biodégradable.

### 2.2.2 Bactéries nitrifiantes

Alors que les biomasses de bactéries nitrifiantes avaient dans un premier temps été –comme pour les bactéries nitrifiantes– mises en relation avec la DBO<sub>5</sub>, leur autotrophie et leur attachement connu aux matières en suspension (MES), nous ont conduit à comparer les relations de la biomasse des nitrifiantes tant à la DBO<sub>5</sub> qu’aux MES (Figure 12).

Outre la dispersion du nuage de points, moins grande avec les MES qu’avec la DBO<sub>5</sub>, il apparaît que la même relation peut-être utilisée pour les effluents bruts et traités. C’est donc cette dernière qui sera retenue :

ET&EB-STEP :	Biom. Nit= 1.06 MES
--------------	---------------------

La biomasse nitrifiante ne peut être, comme pour les bactéries hétérotrophes caractérisées par un critère de taille. Contrairement aux bactéries hétérotrophes, analysées de manière directe par microscopie en épifluorescence (Porter & Feig, 1980), les biomasses des bactéries nitrifiantes sont déterminées indirectement par une mesure d’activité potentielle (Brion & Billen, 1998).

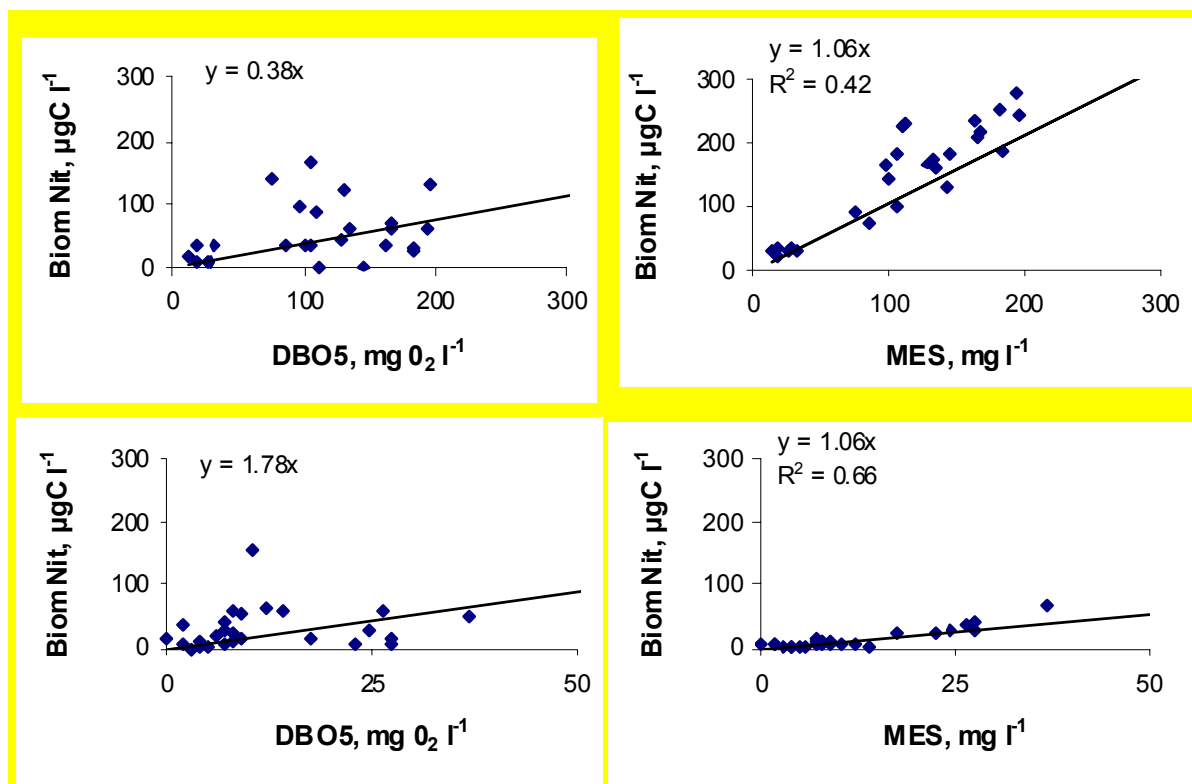


Figure 12. Relation entre les biomasses des bactéries nitrifiantes et a) la DBO<sub>5</sub> et b) les MES, dans les eaux brutes (en haut) et dans les eaux traitées (en bas).

### 2.2.3 Bactéries fécales.

Les apports de coliformes fécaux (CF) par les rejets d'eaux usées brutes et traitées peuvent être estimés grossièrement sur base de la charge organique des rejets, comme cela a été fait pour les bactéries hétérotrophes. Sur base des dénombrements de coliformes fécaux effectués au cours de cette étude dans les eaux usées brutes, les eaux décantées et les eaux traitées de diverses stations d'épuration du bassin de la Seine, une relation a été établie entre la teneur en coliformes fécaux d'un rejet et sa teneur en DBO. (Figure 13).

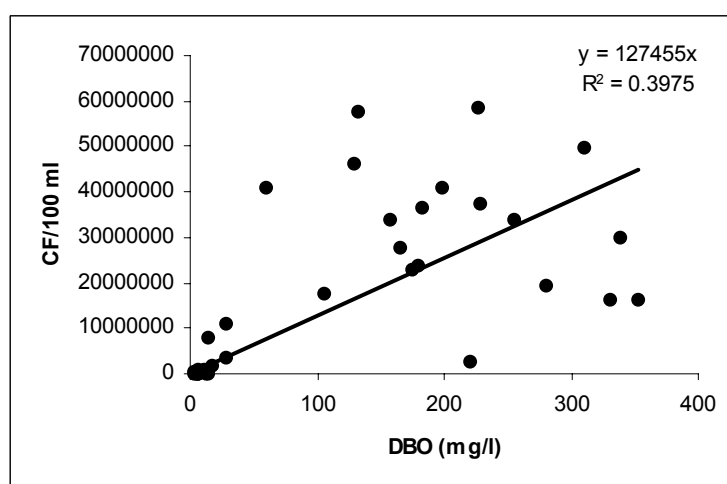


Figure 13. Relation entre les coliformes fécaux et la DBO<sub>5</sub> dans des eaux usées brutes et traitées. Droite de régression forcée par l'origine:  $CF = 127455 * DBO$  ( $r^2=0.40$ ).



### 3. Conclusions

Les expériences menées dans la phase 3 du PIREN-Seine sur les effluents des stations du bassin de la Seine ont montré une variabilité importante de la qualité des effluents, quelque soit le type de stations.

La quantité de données récoltées permet d'établir des relations qui prennent en compte cette variabilité. Ces relations seront prises en compte dans les modèles de fonctionnement écologique développés dans le cadre du PIREN-Seine. Les données généralement acquises dans les stations d'épuration (et celles en particulier de l'autosurveillance) seront ainsi traduites en variables d'état du modèle. Ainsi les valeurs de DBO5 et de MES peuvent être transformées en formes de carbone : de particulaire à dissous, de biodégradable à réfractaire.

Une spécificité de cette phase a également été d'établir des relations entre ces variables mesurées en routine, i.e. DBO5 et MES, et les compartiments bactériens associés. Les bactéries hétérotrophes qui dégradent la matière organique, incluant les coliformes, s'expriment logiquement en fonction de la DBO5 tandis que les bactéries nitrifiantes, attachées aux matières en suspension, peuvent être représentées en fonction de ces dernières.

Les nombreuses analyses effectuées par le SIAAP sur les stations d'Achères et de Colombes, ont permis de définir, pour les années récentes 1999 et 2000, la charge spécifique brute, en phosphore notamment. Alors que les Agences considèrent que cette charge est de  $4 \text{ g P équ-hab j}^{-1}$ , les résultats des analyses montrent clairement que la charge brute est de l'ordre de  $2 \text{ g P équ-hab j}^{-1}$ , au moins pour les stations de Seine-Aval.

L'analyse des charges spécifiques traitées de la station de Colombes et d'Achères montrent clairement que la qualité des effluents rejetés en rivière peut être considérablement améliorée, moyennant la mise en œuvre de traitements additionnels. L'effet du traitement tertiaire en place à Colombes est à ce titre spectaculaire : les eaux traitées de Colombes ont une charge spécifique azotée de  $1.6-1.8 \text{ g N équ-hab j}^{-1}$  contre  $9-10$  à Achères. Ce rapport d'environ 5, est par ailleurs conservé pour le phosphore, les MES et la DBO5 ; compte tenu des travaux réalisés explicitement sur les compartiments bactériens, les bactéries rejetées dans le milieu récepteur seront donc également à la mesure du traitement.

#### 4. Références bibliographiques

- Berthe, T., Garnier J., Petit F.. 1999. Quantification of nitrifying bacteria of the genus *Nitrobacter* in an aquatic system (Seine estuary, France). *C.R. Acad. Sci. Paris* 322:517-526.
- Billen G., Garnier J., Deligne C. Billen C. 1999. Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems: implication for coastal eutrophication. *Sci. Total. Environ.*, 243/244 : 43-52.
- Brion, N., Billen G.. 1998. Une réévaluation de la méthode d'incorporation de  $H^{14}CO_3^-$  pour mesurer la nitrification autotrophe et son application pour estimer des biomasses de bactéries nitrifiantes. *Rev. Sci. Eau* 11:283-302.
- Brion, N., Billen G. 2000. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of the river seine downstream from Paris. *Wat. Res.* 12:3213-3221.
- Garnier J., Servais P., Billen G. 1991. Bacterioplankton in the Seine River: impact of the parisian urban effluents. *Can. J. Microbiol.*, 38: 56-64
- Garnier J., Billen G., Servais S. 1992. Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine river, France). *Archiv. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.* 37:83-94.
- Porter K.J., Feig Y.S. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25, 943-948.
- Seidl M., Servais P., Martaud M., Gandouin C., Mouchel J.-M. 1998. Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Wat. Sci. Technol.* 37: 25-33.
- Servais P., Garnier J. 1993. Contribution of heterotrophic bacterial production to the carbon budget of the River Seine (France). *Microb. Ecol.*, 25:19-33.
- Servais P., Garnier J., Demarteau N., Brion N., Billen G. 1999. Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through wastewater effluents. *Water Research*, 33: 3521-3531.
- Tusseau-Vuillemin M.-H. et Le Réveillé G., 2001. Le carbone organique biodégradable dans les eaux traitées du bassin de la Seine, *IEAT* 25, pp 3-12.