

Diversité des rejets de station d'épuration.

Leçons d'un petit bassin versant rural.

Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin, Marie Sainte-Laudy, Séverine Goulette (Cemagref, QHAN).

Pierre Servais (ULB, Bruxelles).

Jean-Marie Mouchel (CEREVE, Champs sur marne).

1. Introduction.

Les importants flux de matière organique biodégradable dus à la station Seine Aval conduisent à un sérieux et chronique déficit en oxygène dans la Seine en aval du point de rejet.. Cette situation est heureusement marginale à l'échelle du bassin, et si l'intérêt du PIREN Seine s'est porté sur les « petites » rivières amont, recevant les rejets de station d'épuration de taille moyenne, ce n'est certes pas pour y rechercher ce type d'impact anthropique. En revanche, les campagnes de mesure effectuées sur le Grand Morin et leur analyse à l'aide de la modélisation (cf Flipo et al., ce volume) ont montré l'importance de la dynamique des MES (apports, dépôt, érosion) et en particulier de la matière organique particulière biodégradable pour les cycles biogéochimiques de la rivière.

Or, l'approfondissement de notre base de données sur les rejets de station d'épuration semble bien montrer que leur variabilité, bien que significative, n'est pas simplement explicable et prédictible. Néanmoins, la mise en place d'une politique d'auto-surveillance systématique va, dans un avenir proche, nous fournir une documentation importante sur ces rejets, en termes de paramètres classiques, tels la DBO, DCO, les MES. Il est donc particulièrement important de chercher à comprendre les relations qui doivent exister entre ces paramètres et ceux qui sont utilisés dans le PIREN Seine, notamment parce qu'ils permettent d'estimer l'impact des rejets sur l'écosystème fluvial, i.e. les formes du carbone organique biodégradable ou non.

2. Les campagnes Grand Morin 2000 : pour faire mieux.

En 1999, sur la base d'une analyse statistique du parc des stations d'épuration du bassin de la Seine (Tusseau-Vuillemin et Le Réveillé, 2001), nous avons retenu plusieurs installations sur lesquelles nous avons mesuré les concentrations de carbone organique biodégradable dans les eaux traitées. Nous avons décidé, en 2000, de compléter notre échantillonnage et d'aborder le problème de la variabilité temporelle.

Le secteur du Grand Morin a été choisi afin de donner une cohérence géographique à l'échantillonnage et donc permettre de regrouper les prélèvements en quelques campagnes. Ce secteur présente plusieurs avantages : il s'agit d'un secteur amont du bassin de la Seine, encore peu connu du point de vue des rejets de station d'épuration ; le Cemagref y dispose d'un laboratoire, d'une station météorologique et de séries temporelles de longue date sur certains cours d'eau ; les cours d'eau y sont de très petits ordres et non navigables ; enfin, le modèle PROSE y a été appliqué récemment. En examinant les caractéristiques des stations de ce secteur, nous avons pu choisir dix installations qui se répartissent particulièrement bien sur le nuage de points de l'ensemble des STEP du bassin de la Seine (Figure 1), nous laissant espérer une importante diversité. Toutes les stations que nous avons visitées sont affermées et c'est donc avec l'accord et le concours des exploitants (SAUR, Générale des Eaux, Lyonnaise des Eaux) que nous avons pu réaliser les prélèvements.

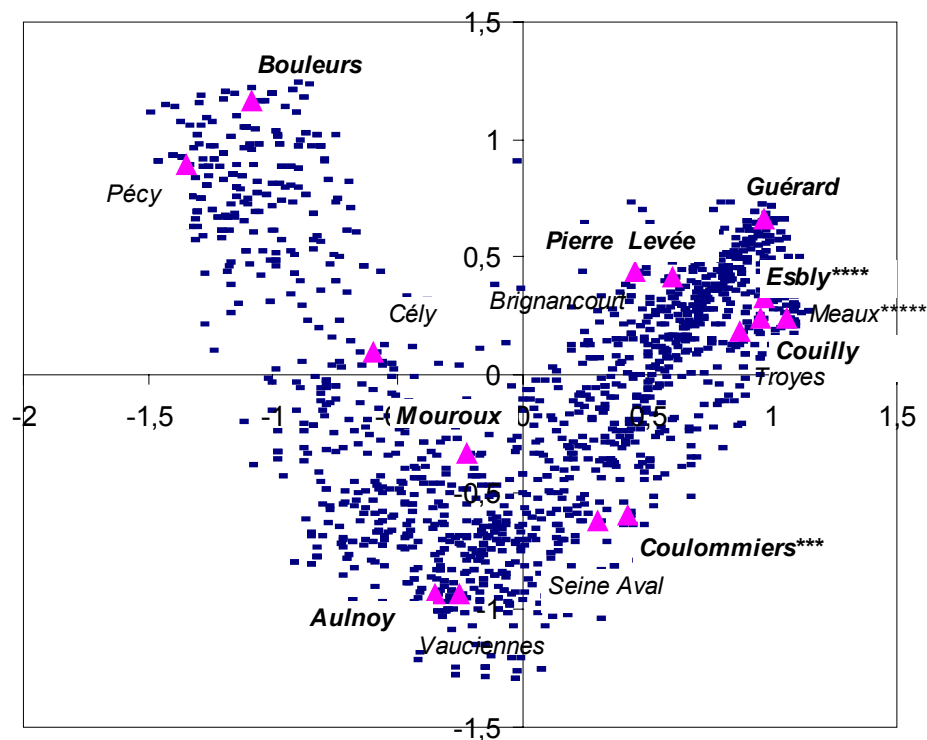


Figure 1. Nuage de points représentant l'ensemble des stations d'épuration du bassin de la Seine, dans le premier plan d'inertie de l'ACM réalisée à l'aide des paramètres fournis par l'AESN (Tusseau-Vuillemin et Le Réveillé, sous presse). Les triangles représentent les installations échantillonnées par le programme PIREN Seine. En gras, le nom des 8 stations du bassin versant du Grand Morin. Les ** signalent le nombre de visites effectuées quand il est supérieur à 1.

Le détail des prélèvements et la description des stations sont donnés dans le rapport de campagne, en annexe.

3. Diversité des rejets.

La façon la plus immédiate de décrire un rejet est d'utiliser la notion de concentration, qui est directement mesurable. La Figure 2 donne un premier aperçu des concentrations de carbone organique mesurées dans les différents effluents des stations d'épuration. A part quelques exceptions (installations en mauvais état ou lagunages naturels), les concentrations en COT sont généralement inférieures à 30 mg/l (COT moyen = 24,6mg/l) même si la variabilité est importante ($\sigma = 20$ mg/l).

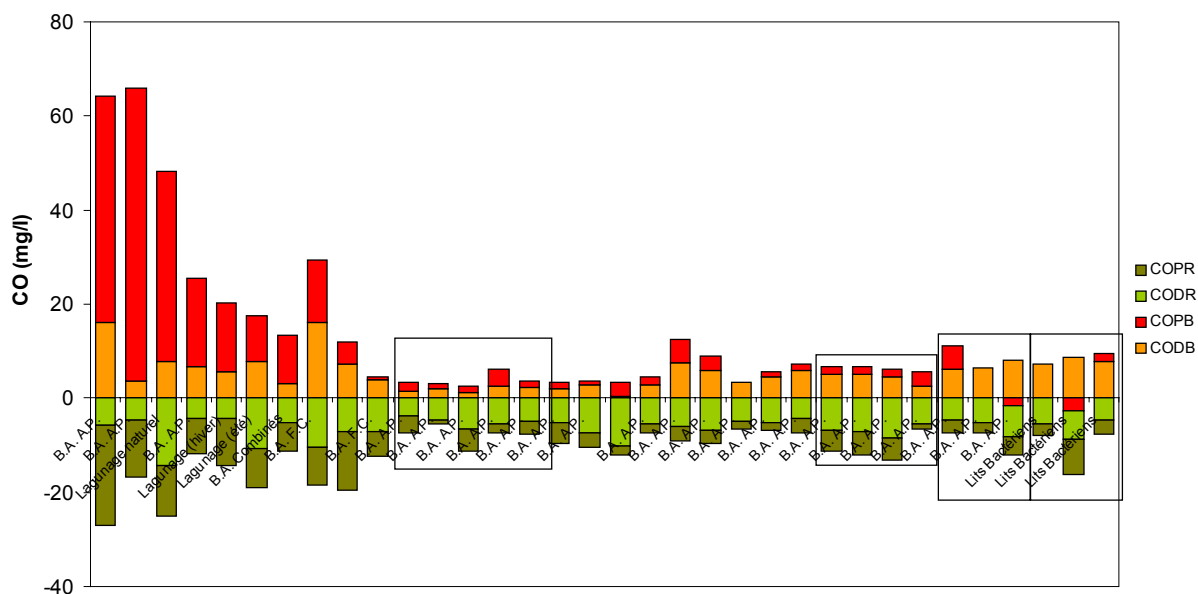


Figure 2. Concentrations en carbone organique (mg/l) mesurées dans les eaux traitées (échantillon moyen 24h réfrigéré) des stations d'épuration du bassin de la Seine visitées. Par convention, les concentrations positives représentent les fractions biodégradables et les concentrations négatives les fractions réfractaires (protocole de Servais et al., 1995). Les couleurs foncées réfèrent aux fractions particulaires, les couleurs claires aux fractions dissoutes. Les encadrés rassemblent les échantillons provenant d'une même installation (prélèvements destinés à évaluer la variabilité temporelle).

4. Relations entre les paramètres mesurés.

Le carbone organique total biodégradable (COTB), mesuré selon le protocole de Servais et al. (1995) est fortement linéairement corrélé au carbone organique total (COT). Les données expérimentales de COTB dont nous disposons restent supérieures à 3 mgC/l. Cependant, l'extrapolation de la droite de corrélation aux faibles concentrations de COTB concluerait à l'existence d'un résidu réfractaire minimum de l'ordre de 8 mgC/l (Figure 3) pour une valeur nulle de COTB.

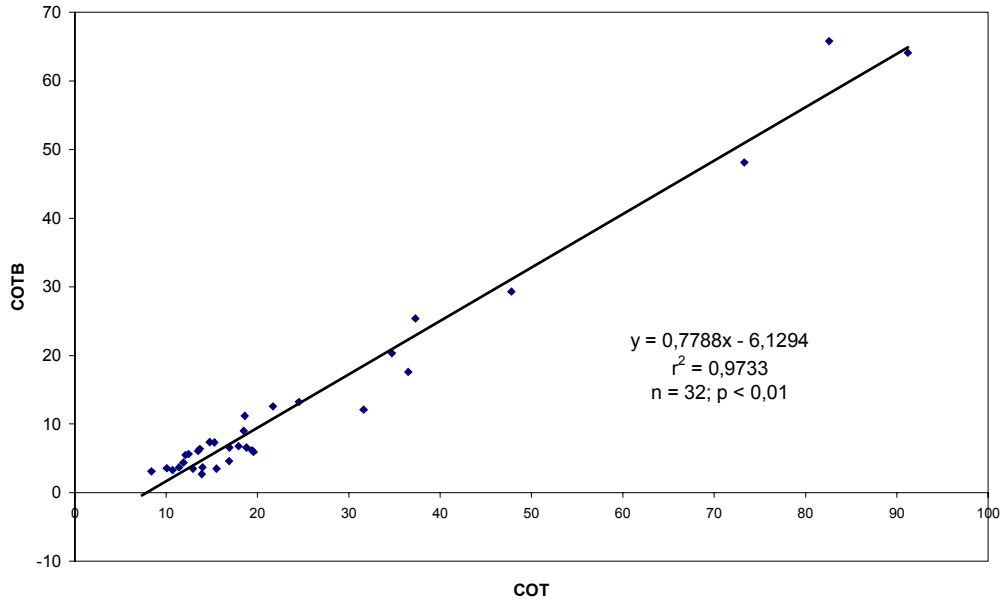


Figure 3. *Corrélation entre les concentrations de Carbone Organique Total Biodégradable (mgC/l) et les concentrations de Carbone Organique Total (mgC/l) dans les eaux traitées.*

4.1. Matière particulaire.

C'est dans la fraction particulaire, plus que dans la fraction dissoute, que s'observe la variabilité d'un rejet à l'autre, qu'il s'agisse de la fraction biodégradable ou réfractaire (cf Tableau 1). Rappelons que l'impact de la fraction particulaire est généralement plus local que celui de la fraction dissoute, qui est emportée vers l'aval du cours d'eau. Il est donc particulièrement important, pour évaluer le devenir des rejets et leur impact sur le milieu naturel, de connaître leur partition particulaire/dissous.

n = 34	COPR	CODR	COPB	CODB
Moyenne (mg/l)	5.2	6.3	7.6	5.4
Ecart-type (mg/l)	4.3	2.2	14.4	3.5

Tableau 1. *Concentrations moyennes en carbone organique dans les eaux traitées.*

Le carbone organique particulaire est fortement corrélé aux matières en suspension, même lorsque les échantillons d'eaux brutes et traitées sont considérés dans leur ensemble (Figure 4, $p < 0.01$). Nous obtenons un ratio COP : MES moyen de 0.3 ($\sigma = 0.06$) légèrement inférieur à celui de Servais et al. (1999a), obtenu sur des échantillons d'eaux résiduares urbaines par temps sec et temps de pluie.

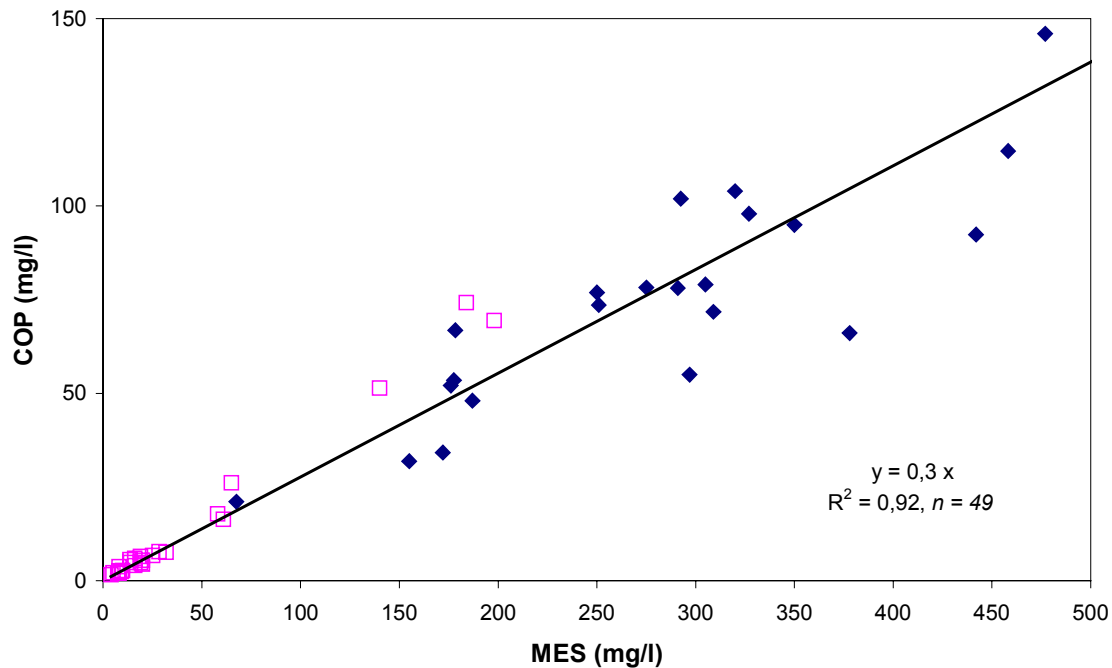


Figure 4. *Corrélation entre le carbone organique particulaire et les MES (mg/l) pour les eaux brutes (losanges pleins) et traitées (carrés vides).*

Le carbone organique particulaire biodégradable des eaux brutes et traitées est également corrélé aux matières en suspension (Figure 5). Bien que cette corrélation soit moins forte que pour le COP, elle reste hautement significative ($p < 0.01$). Une relation légèrement différente est obtenue lorsque l'on considère séparément les eaux traitées. Dans ce cas, la proportion de matière biodégradable par rapport aux MES est légèrement supérieure. Il est effectivement vraisemblable qu'une d'une part, une bonne partie des MES inertes est retenue par le traitement, et que d'autre part, une partie du COPB des effluents traités est en fait dû à des pertes de biomasse, même légères, fortement biodégradables. Pour les deux corrélations, l'ordonnée à l'origine est négative, ce qui pourrait s'interpréter comme le fait qu'en absence de MES, on mesure un COTB légèrement négatif (une faible production de COP pendant l'incubation). La dégradation du CODB pendant l'incubation produit en effet de la biomasse bactérienne, que l'on retrouve partiellement sous forme détritique et particulaire au bout des 45 jours. L'extrapolation de la droite à l'origine conduirait à estimer cette production de matière particulaire due à la seule dégradation du CODB à environ 3 mg/l, ce qui paraît excessif. Il est plus probable que la dispersion des points de mesure soit à l'origine de cette valeur négative.

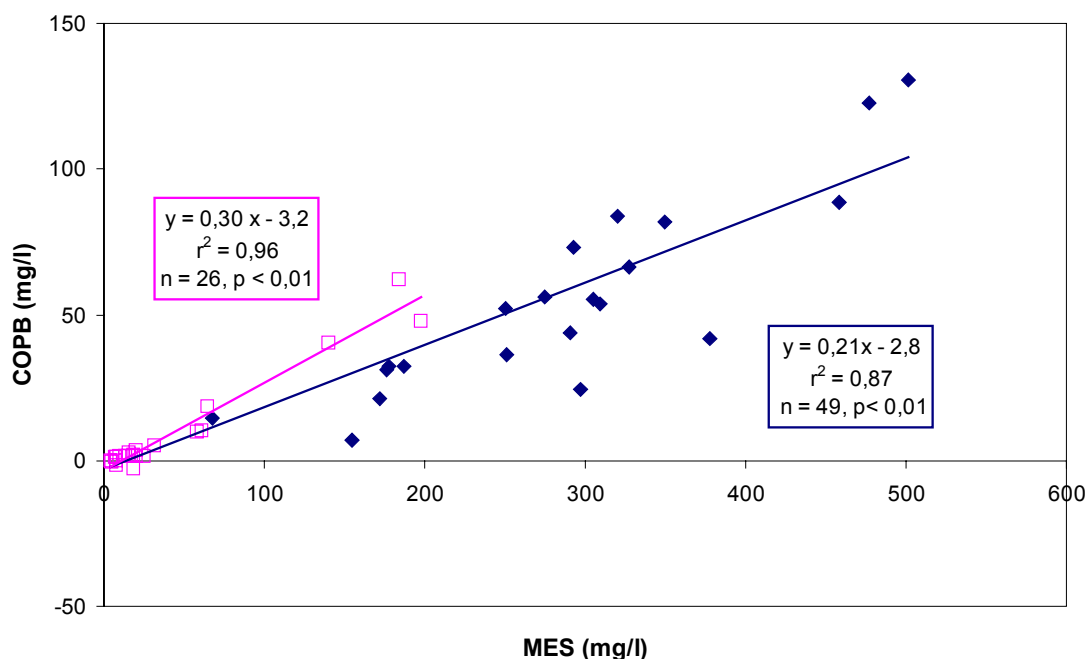


Figure 5. Corrélation entre le carbone organique particulaire biodégradable¹ et les MES (mg/l) pour les eaux brutes (losanges pleins) et traitées (carrés vides). La corrélation encadrée en bleu foncé a été établie sur l'ensemble des points, toutes provenances confondues.

4.2. Matière biodégradable.

C'est la fraction biodégradable qui participe le plus directement au cycle de l'oxygène dissous en étant consommée par les micro-organismes, bien que les particules réfractaires à la biodégradation bactérienne soient également susceptibles de participer aux cycles biogéochimiques, en transportant des micro-polluants adsorbés, en perturbant l'habitat de certains poissons ou encore en absorbant la lumière ce qui limite la photosynthèse.

Pour comprendre les relations entre les paramètres COTB et DBO₅, revenons aux principes de mesure :

La durée d'observation n'est pas la même. La DBO₅ ne peut rendre compte que d'une partie du COTB et ignore l'évolution de l'échantillon entre 5 et 45 jours. DBO₅ et COTB seront donc plus ou moins cohérents selon que cette évolution tardive est significative ou non.

L'élément mesuré n'est pas le même. Pour convertir une demande biochimique en oxygène en une variation de carbone organique, il faut connaître la stoechiométrie O₂ : C de la biodégradation. Cette stoechiométrie est variable selon le degré d'oxydation initial de la matière organique, variant par exemple de 2,67 gO₂/gC à 3,83 gO₂/gC selon que l'on considère des carbohydrates ou des lipides (Servais et al., 1999b). Des eaux brutes ou traitées de nature différente sont donc susceptibles de présenter des stoechiométries O₂ : C différentes. Cette stoechiométrie peut même évoluer au cours d'une expérience de biodégradation, certains composés disparaissant plus vite que d'autres.

Il est par conséquent essentiel, dans la recherche de corrélations de ce type, d'utiliser des échantillons de natures très différentes.

Servais et al. (1999a) ont établi, sur la base de campagnes de mesures « parisiennes » sur eaux brutes et traitées, une première relation : COTB (mgC/l) = 0,35 DBO₅ (mgO₂/l), (r² = 0,91 ; n=23, p<0.01). Une relation légèrement différente était obtenue par Servais et al. (1999b) sur des eaux résiduaires urbaines de temps sec et temps de pluie : COTB (mgC/l) = 0,85 DBO₅ (mgO₂/l) - 40,44, (r² = 0,83 ; n = 45, p<0.01), avec un rapport moyen COTB/DBO₅ de 0,57. L'ensemble de ces données a été pris en compte, avec celles collectées lors des récentes campagnes sur les stations d'épuration, pour obtenir les résultats ci-dessous, présentés dans la Figure 6.

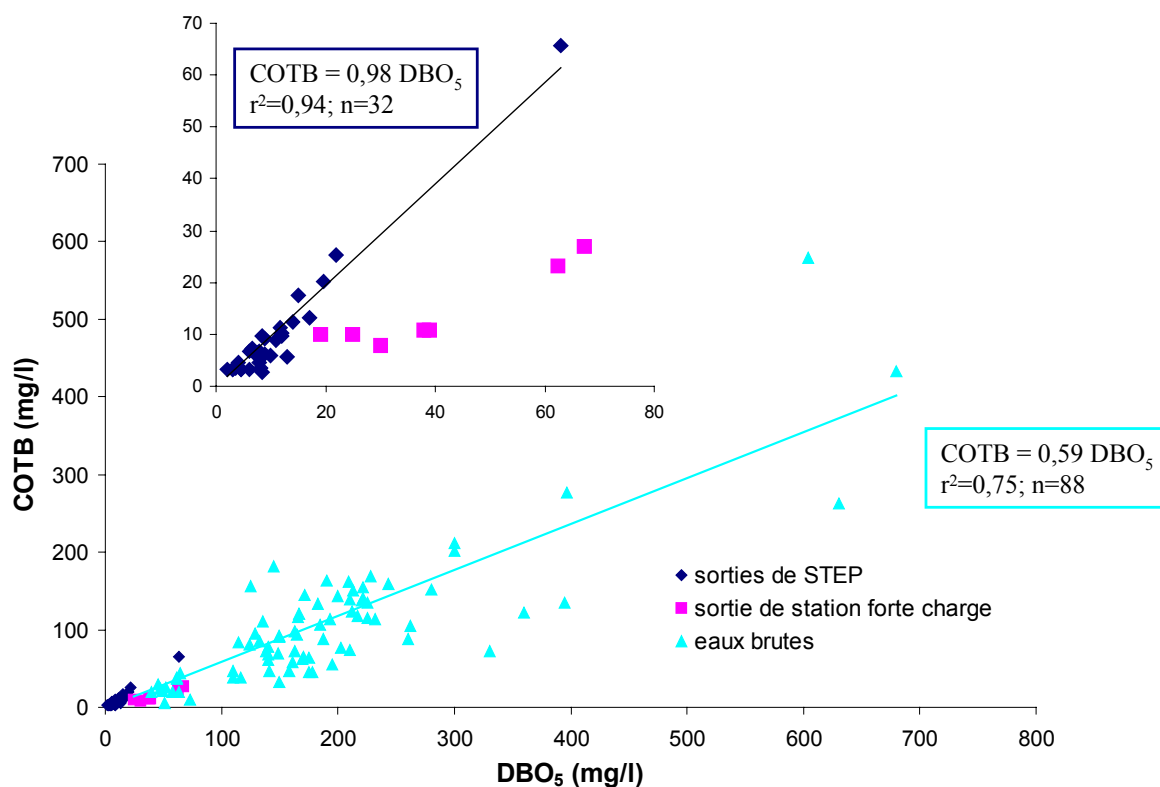


Figure 6. Relation entre le Carbone Organique Total Biodégradable (mgC/l) et la DBO₅ (mgO₂/l), mesurés sur des échantillons moyen 24h d'eaux traitées à l'exclusion des sites fonctionnant en forte charge (losanges), des échantillons moyen 24h d'eaux traitées en boues activées forte charge (carrés) des échantillons moyen 24h ou instantanés d'eaux résiduaires de temps sec et pluvieux (triangles). La première droite de régression est établie à partir des losanges ; la seconde à partir des carrés et des triangles. L'encadré est un zoom sur les faibles valeurs du graphe.

En multipliant les échantillons d'eaux résiduaires et traitées provenant de sites très différents, on met en évidence des relations COTB/DBO₅ distinctes (Figure 6). Cette observation peut s'analyser au vu des différences de principe de mesure énoncées plus haut, permettant d'avancer deux hypothèses.

Le traitement biologique des eaux résiduaires modifie leur composition chimique. Les eaux brutes comportent une part importante de lipides (10 à 40%), ainsi que des protéines et des glucides en quantités grossièrement équivalentes (Rebhun and Manka, 1971 ; Barillier, 1992 ; Namour and Müller, 1999). Alors que les lipides sont très efficacement piégés par le traitement, les eaux traitées se trouvent proportionnellement enrichies en protéines (qui représentent finalement plus de la moitié des composés identifiables). Ces protéines proviennent vraisemblablement non seulement de l'effluent d'entrée (protéines lentement dégradables ou réfractaires) mais aussi des boues de la station. Or, la demande chimique en oxygène des protéines est inférieure à celle des lipides. Il serait donc logique que, du point de vue strictement stoechiométrique, le ratio COTB/DBO₅ des eaux traitées soit supérieur à celui des eaux brutes. Sur l'ensemble de nos données, la moyenne des rapports DCO/COT des eaux brutes est de 4, celle des eaux traitées d'environ 2,6.

De plus, la proportion de matière organique « très rapidement » biodégradable, c'est-à-dire consommable en moins de 5 jours, et donc prise en compte par la mesure de DBO₅ est très différente en entrée et sortie de station. Sur quatre des stations d'épuration, on a pu mesurer le « Quickly Degradable Organic Carbon », ou QDOC (Tableau 2), selon la méthodologie décrite par Mouchel et al. (1999). Il est clair sur ces quatre points de mesure qu'une quantité beaucoup plus importante de COTB se trouve sous forme QDOC en entrée de STEP (de l'ordre de 60%), alors qu'en sortie, le QDOC ne représente qu'au plus 30% du COTB. La matière organique biodégradable qui subsiste en

sortie de station d'épuration est essentiellement « lentement » biodégradable et ne sera que partiellement prise en compte par la mesure de la DBO₅.

	DOC	Q /COTB _e (entrée)	QDOC 62 %	DOC	Q /COTB _s (sortie)	QDOC _s 8 %
ulnoye	9,2	5	62 %	,9	3	8 %
ouilly	6,9	2	42 %		0	0 %
ouleurs	3,4	7	60 %	0,6	2	32 %
uérad	8,1	4	67 %		0	0 %

Tableau 2. Concentrations de « Quicky Degradable Organic Carbon » en entrée et sortie de stations d'épuration, fraction du COTB.

Le fait que les effluents traités de la station fonctionnant en forte charge (Seine aval) se comportent comme des eaux brutes du point de vue de la relation COTB/DBO₅ s'expliquerait selon le même principe : le temps de séjour dans la station étant plus faible, l'abattement sur les matières organiques très rapidement dégradables est moins fort.

Nous avons mesuré les fractions de carbone dégradables à 5 et 45 jours pour des échantillons d'eau brute et traitée de Seine aval et de la station de Meaux qui fonctionne en très faible charge (Tableau 3).

$\Delta C_5/\Delta C_{45}$	Meaux	Seine aval
Eau brute	90%	70%
Eau traitée	10%	45%

Tableau 3. Ratios du carbone dégradé à 5 jours au carbone dégradé en 45 jours au cours d'une incubation suivant le protocole de Servais et al. (1995).

Ces mesures montrent que le ratio $\Delta C_5/\Delta C_{45}$ est effectivement très différent pour une eau brute et une eau traitée. Néanmoins, cette différence est moins marquée pour les eaux traitées en très forte charge.

4.3. Biomasse bactérienne

La biomasse bactérienne est également corrélée avec la teneur en carbone organique biodégradable total (Figure 7). Bien que dispersée, la corrélation est très significative. On obtient ainsi que la biomasse bactérienne représente un peu moins de 4% du BTOC, en entrée comme en sortie de STEP. Ce ratio est légèrement inférieur à celui obtenu par Servais et al. (1999a) sur les stations parisiennes (8%).

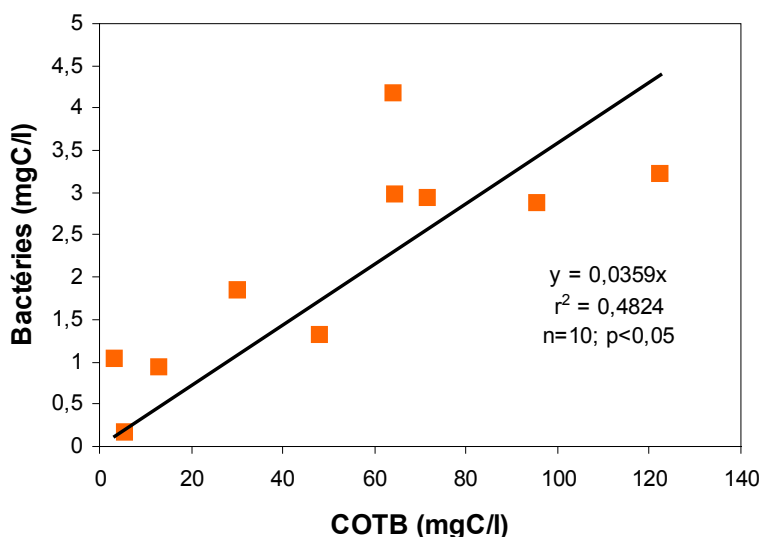


Figure 7. *Corrélation entre la biomasse bactérienne mesurée en épifluorescence dans les eaux brutes et traitées et le COTB.*

5. Evaluation d'un « équivalent-habitant » ?

Dans la mesure où l'on considère qu'à 1 équivalent habitant correspond un volume fixe de rejet, les concentrations nous permettent également de comparer des rejets par e.h., bien que ce raisonnement puisse être biaisé par la présence d'eaux claires parasites ou bien de ruissellement par temps de pluie. On préfère donc généralement estimer le nombre d'e.h., par exemple sur la base d'un flux de DBO₅ entrante (approche de Servais et al., 1999a, qui utilisent une valeur de 54g/e.h. et par jour) et ramener les flux de pollution rejetés à ce nombre afin d'en estimer une valeur moyenne. Le calcul des flux rejetés (nécessaire en particulier à la modélisation) nécessite de connaître le débit traité. Nous avons sur ce point bénéficié du concours du SATESE de Seine et Marne, qui a mesuré les débits sur la plupart des stations du Grand Morin que nous avons échantillonnées cette année.

Au-delà des concentrations, nous avons cherché à estimer les flux rejetés par équivalent-habitant, en prenant comme unité d'e.h. un flux de 54 g de DBO₅ par jour. Nous avons donc normalisé les flux sortants de carbone organique au flux entrant de DBO₅. Nous présentons sur la Figure 8 les flux de COTB, N-NH₄ et bactéries (exprimés en gC) par jour et par e.h.. La définition d'un e.h. suppose que ces flux soient relativement constants. Or, les flux de COTB sont très variables, d'une installation à une autre, voire pour la même installation. Plusieurs facteurs de variabilités ont été identifiés, parmi lesquels la longueur des réseaux (plus le réseau est long, plus importante est la biodégradation du COTB au cours du transit vers la station d'épuration). Ainsi, les échantillons provenant respectivement de l'entrée du lagunage et de la boue activée en bassins combinés présentent des flux de COTB par e.h. et par jour parmi les plus élevés, les réseaux ne dépassant pas 2 km dans les deux cas. Au sein d'un même réseau, on peut également avoir des charges de qualité très variables, en particulier lorsque le réseau reçoit des effluents de nature industrielle. C'est le cas des quatre répliqués identifiés sur la Figure 8.

Ces variations importantes et relativement mal comprises nous empêchent à ce stade, de définir avec ces données un équivalent habitant fiable de COTB et de biomasse bactérienne.

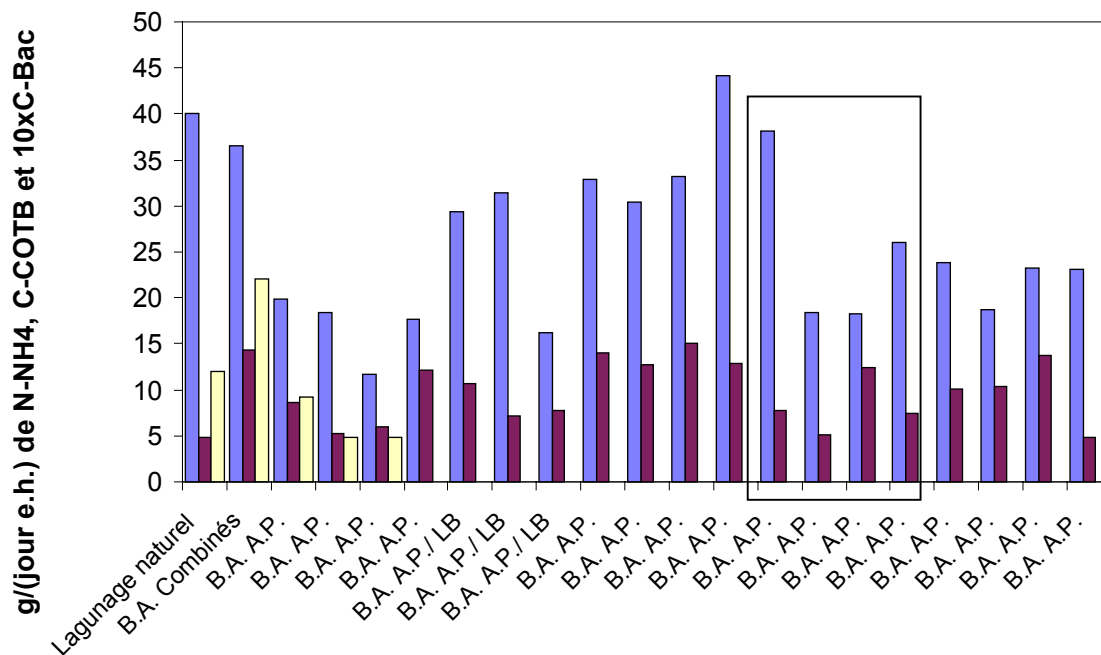


Figure 8. Flux de carbone organique biodégradable (bleu), de N-NH₄ (rouge) et de bactéries (flux x 10, couleur jaune) exprimés en g par jour et par e.h. en entrée des stations. Le cadre regroupe des répliqués réalisés sur un même site (réseau séparatif collectant des eaux industrielles).

Les flux de COTB en sortie par e.h. et par jour sont également fort variables, même s'ils ne sont pas aussi sensibles que ceux de NH₄ aux dysfonctionnements du traitement. D'une installation à une autre, les résultats peuvent être très différents, non seulement car les flux d'entrée étaient différents, mais aussi en raison de types de traitement très différents. En excluant la valeur issue du lagunage naturel, on obtient une moyenne de 2,5 g par jour et par e.h., associée à un écart-type de 2 g/jour.e.h.. L'encadré de la Figure 9 regroupe les quatre répliqués effectués sur une même station, dont trois alors que le dispositif assurant l'aération était partiellement en panne.

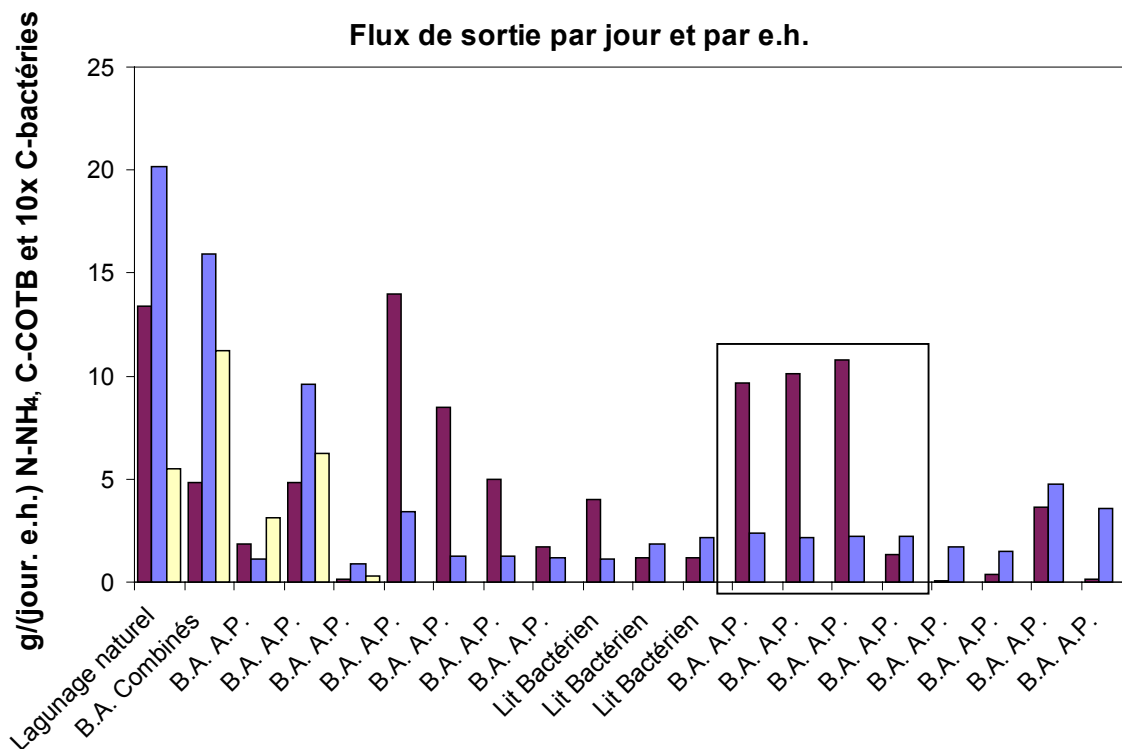


Figure 9. Flux N-NH₄ (rouge), de carbone organique biodégradable (bleu) et de bactéries (flux x 10, couleur jaune) exprimés en g par jour et par e.h. en sortie des stations.

6. Variabilité temporelle des rejets de STEP.

6.1. Causes générales de la variabilité. Estimation a priori.

Parmi les causes de variabilité de la qualité des rejets d'une station, figurent principalement la variabilité des eaux brutes (qualité et quantité) et la variabilité du traitement : dysfonctionnements passagers (mauvaise adéquation de la durée des séquences d'aération, foisonnement de bactéries filamenteuses, etc...), gestion technique, éventuellement, variabilité saisonnière. L'alternance des phases oxygène et anoxique dans le bassin d'aération permet d'ajuster l'oxydation de l'ammoniaque en nitrates et la dénitrification en N₂. Les formes de l'azote (répartition NH₄/NO₃) sont donc particulièrement sensibles aux séquences d'aération, beaucoup plus que les matières oxydables, qui sont dégradées pendant les deux phases oxygène et anoxique. Les concentrations de MES en sortie sont directement liées à la décantabilité des boues et à la charge hydraulique.

Les résultats des essais de répétabilité que nous avons effectués sont rassemblés dans le Tableau 4. La qualité des eaux brutes est globalement plus variable que celle des eaux traitées. Le COTB des eaux traitées, en particulier, est assez peu variable, dans le temps, pour une même installation. En revanche, l'ammoniaque reste très variable dans les eaux rejetées.

		Meaux (5)		Esbly (4)	Coulommiers (3)	
		Séparatif	Unitaire		Lit bactérien	Aération
Entrée (mg/l)	C-COTB	88-201	31-62	91-110	83.8-162.7	
	MES	320-501	172-297	250-350	309-477	
	N-NH ₄	40-60	6.5-28	32-42	37-55	
Sortie (mg/l)	C-COTB	2.1-6.1		5.5-6.7	5.9-11.3	6.4-6.8
	MES	7.5-20		16-25	14-32	5-8
	N-NH ₄	0.6-17.6		3.4-31	6-21	25-44

Tableau 4. Valeurs extrêmes du COTB, des MES et de NH₄ relevées sur les stations d'épuration visitées plusieurs fois. Le nombre de réplicats est indiqué entre parenthèses.

Ces données restent très ponctuelles, et l'estimation de la variabilité temporelle ne progressera vraiment qu'avec la généralisation des pratiques d'auto-surveillance, telles qu'elles sont définies dans l'arrêté du 22 décembre 1994. Seules les stations très importantes ou très récentes remplissent actuellement ces obligations (Tusseu-Vuillemin, 1998). La station d'épuration de Meaux (77) en fait partie et dispose depuis 1999 de séries de données en continu pour l'ammoniaque, les nitrates et les débits en entrée et en sortie. Pour d'autres paramètres, comme la DCO, les MES et la DBO₅, les analyses sont réalisées sur des échantillons moyen 24h proportionnels au débit, avec des fréquences moins élevées (102 échantillons pour la DCO et les MES en 1999 ; 52 pour la DBO₅).

Meaux	DCO (mgO ₂ /l)	DCO (kgO ₂ /jour)	MES (mg/l)	MES (kg/jour)	DBO ₅ (mgO ₂ /l)	DBO ₅ (kg/jour)
Entrée (unitaire)	483 (232) n=69	6440 (3670) n=69	275 (170) n=69	3790 (2821) n=69	206 (105) n=69	2912 (1935) n=69
Sortie	19,4 (7) n=102	358 (232) n=52	13,3 (8) n = 102	264 (270) n=52	5,6 (3) n=52	112 (88) n=52

Tableau 5. Moyennes, écart-types et nombre de données disponibles dans le cadre de l'auto-surveillance de la station d'épuration de Meaux.

Les variations observées sont significatives (Tableau 5) mais ne trouvent pas d'explication simple, en particulier en fonction de la pluviométrie, bien que le réseau de collecte soit essentiellement unitaire (Goulette, 2000). L'échantillonnage qui moyenne les flux sur 24 heures contribue sans doute à lisser l'impact de ces événements pluvieux.

Sur la base des flux de sortie de DBO₅ et de MES, on peut évaluer les flux de COTB et de COPB à partir des relations obtenues ci-dessus (voir Figures 5 et 6). Ces relations étant indépendantes, elles ne garantissent pas que le COPB ainsi estimé soit effectivement inférieur au COTB... Cependant, ce cas de figure ne se produit que très rarement sur les données de 1999, et seulement dans le cas de forts rejets de MES (de l'ordre de 1000 mg/l), valeurs relativement exceptionnelles méritant un examen plus approfondi. Les flux estimés de cette façon sont présentés sur la Figure 10.

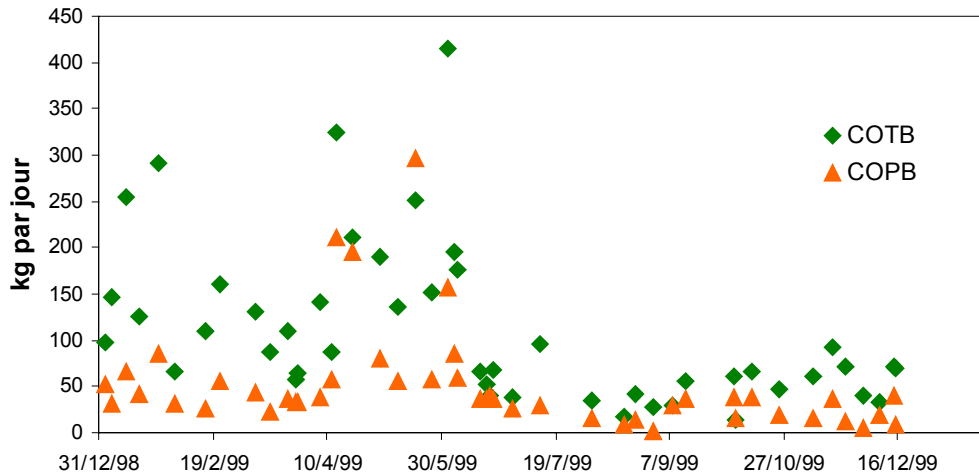


Figure 10. Flux de COTB (mg/l) et de COPB (mgO₂/l) en sortie de la station de Meaux au cours de l'année 1999, tels qu'estimés à partir des relations définies plus haut.

Dans la mesure où l'on ne comprend pas les raisons de la variabilité des flux, on ne peut les prédire autrement que de façon statistique. Par exemple, on peut estimer (Figure 11) que dans 50% des cas, le flux journalier de COTB est compris entre 25 et 75 kg par jour. De plus, ce flux n'est supérieur à 150 kg par jour que dans 20% des prélèvements, mais l'on peut alors observer des valeurs exceptionnelles, supérieures à 400 kg par jour.

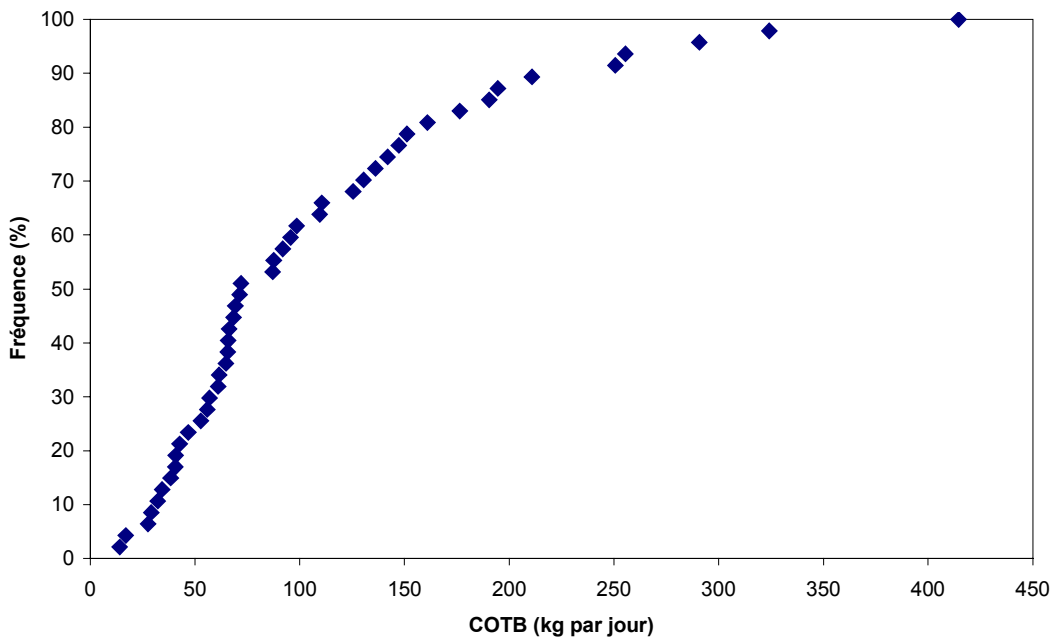


Figure 11. Distribution des flux journaliers de COTB en sortie de la station de Meaux.

7. Conclusion.

Ces nouveaux résultats confirment le fait que les rejets de station d'épuration sont non seulement très divers selon les installations mais aussi très variables dans le temps. Les raisons de cette variabilité temporelle sont encore obscures mais la généralisation des pratiques d'auto-surveillance permettra certainement dans un avenir proche de mieux l'appréhender. Afin de pouvoir exploiter ces données, nous nous sommes attachés à chercher des relations entre les paramètres « classiques » qui seront mesurés en routine dans ce cadre, et les variables utilisées par le PIREN

Seine (en particulier le carbone organique biodégradable). Ces relations, très significatives, sont pour certaines différentes de celles qui avaient été observées sur les stations parisiennes et vont être utilisées pour une mise à jour des bases de données de rejets de STEP du programme.

D'autre part, le travail conjoint avec le thème transversal modélisation a permis de mettre en évidence le rôle potentiel des dépôts en MES dans le Grand Morin. Les rejets de station d'épuration contribuent de façon significative à ces dépôts et c'est justement la fraction particulaire des rejets qui porte l'essentiel de leur variabilité. Ces hypothèses concernant le fonctionnement de la rivière seront donc mises à l'épreuve de nouvelles campagnes l'année prochaine.

Références.

Barillier, (1992), caractérisation et dynamique de la matière organique : cas d'auto-épuration d'un milieu fluvial, la Seine, *Thèse de doctorat, université Paris VI*.

Goulette S., 2000, « analyse d'une année d'auto-surveillance de la station d'épuration de Meaux (77) », *Rapport interne Cemagref, convention ATP Blanche*, 35 pages.

Mouchel J.-M., Dispan J., Tusseau-Vuillemin M.-H., Le Réveillé G., Servais P., 1999, « Encore un effort du côté de la matière organique », *Rapport PIREN Seine 1998*, 21 pages.

Namour Ph. and Müller M.C., 1998, « Fractionation of organic matter from wastewater treatment plants before and after a 21 days biodegradability test », *Water Research* **32**, pp. 2224-2231.

Rebhun and Manka, (1971), « Classification of organics in secondary effluents », *Environmental Science and Technology*, **5**, pp. 606-609.

Servais, P. et al. (1995). "Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters." *Annales Limnologie* **31**: 75-80.

Servais, P. et al. (1999a). "Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents." *Water Research* **33**(16): 3521-3531.

Servais, P. et al. (1999b). "Comparison of parameters characterizing organic matter in a combined sewer during rain events and dry weather." *Water Environment Research* **71**(4): 408-417.

Tusseau-Vuillemin M.-H., 1998, mode d'établissement des niveaux de rejets d'épuration en cours d'eau, rapport final de convention FNDAE n°9702100U, Cemagref Antony, 34 pages.

Tusseau-Vuillemin M.-H. et Le Réveillé G., à paraître en mars 2001, « La matière organique biodégradable dans les rejets d'eaux traitées du bassin de la Seine », *Ingénierie, Eau, Agriculture et Territoire* **25**.