

Encore un effort du côté de la dégradation de la matière organique

J.M. Mouchel & J. Dispan (Cereve, ENPC, Champs sur Marne)

M.H. Tusseau & G. Le Réveillé (Cemagref, Anthony)

P.Servais & M. Frébutte (GMMA, ULB, Bruxelles)

Les sources de la matière organique sont multiples dans un bassin versant (érosion et lessivage des sols, croissance autochtone du phytoplancton, apports par les rejets urbains...), mais surtout, une fraction très importante du carbone organique étant dégradable, donc non-conservatif, il n'est pas suffisant d'établir des bilans à grande échelle. Beaucoup de situations locales, qu'il s'agisse de rejets allochtones ou d'excédents de production autochtone, ne laisseront que peu de traces au niveau de l'exutoire d'un grand bassin, même si elles sont largement représentatives à l'intérieur du bassin versant. Ce phénomène est très sensible dans le bassin de la Seine, en termes de production comme en termes de dégradation de la MO. Le logiciel SENEQUE en particulier (Garnier et al., 1995) simule les développements et les déplacements de secteurs de bloom planctonique dans le bassin aux différents ordres de Strahler, blooms dont il ne reste éventuellement aucune trace à l'arrivée dans l'estuaire. De même, une grande partie des apports de MO par la station d'épuration "Seine-Aval" a disparu au bout de 50 km dans la Seine. Pour des tronçons de rivière de moindre taille, où l'écosystème est plus diversifié que dans le secteur aval chenalisé, on peut penser que les échelles spatiales des impacts de rejet seront plus petites.

Dans les phases antérieures du PIREN-Seine, la dégradation des matières organiques d'origine urbaine a également été étudiée à l'échelle du bassin, dans le sens où l'agglomération parisienne est elle-même à l'échelle du bassin. Néanmoins, étant donnée la diversité des situations rencontrées dans le bassin de la Seine et la relativement faible distance à laquelle se manifestent certains (pas tous) des impacts des villes sur les rivières (Chebbo et al., 1995), il est important de chercher à valider l'approche développée autour de l'agglomération pour d'autres sites dans le bassin. Ce travail est entrepris au travers de plusieurs actions qui se complètent :

- l'analyse du parc des stations d'épuration et des caractéristiques des systèmes d'assainissement urbains dans le bassin de la Seine,
- l'étude du fonctionnement de quelques systèmes urbains représentatifs dans le bassin, et notamment de leurs stations d'épuration.
- analyse de couples ville-milieu récepteur dans le bassin de la Seine,
- travail sur un site atelier situé à l'amont dans le bassin de la Seine, afin d'y développer une approche similaire à celle qui a été développée dans l'agglomération parisienne.

En outre, il convient de continuer à développer les méthodologies d'approche des milieux urbains. En effet, le PIREN-Seine a proposé et appliqué des principes de modélisation basés sur le carbone organique pour décrire la croissance des hétérotrophes et les transferts de matière organique. Cette approche permet de traiter conjointement et d'une manière homogène les processus de production et de dégradation de la MO. En outre, les techniques analytiques qui permettent d'accéder au carbone organique dissous et particulaire sont fiables, avec des limites de détection très basses. L'utilisation du carbone organique comme variable de base pour décrire les transformations de la MO dans les milieux urbains est assez peu répandue mais pas totalement inexistante (Thérien et Perdrioux, 1980). Dans la plupart des cas, on utilise

plutôt l'oxygène comme unité de base, la quantité de MO étant alors évaluée comme la quantité d'oxygène qu'il est nécessaire d'apporter pour oxyder totalement son carbone. Cette approche offre l'avantage d'une plus grande simplicité analytique (au prix de l'utilisation de réactifs toxiques dans la mesure de la Demande Chimique en Oxygène, DCO), et elle permet d'évaluer directement les apports en oxygène nécessaire sans qu'il soit besoin de connaître la stoechiométrie O/C, éventuellement variable d'un effluent à un autre. Elle est plus difficile à maîtriser quand l'oxydation de l'ammonium (nitrification) vient interférer avec les mesures, consommant de l'oxygène sans dégrader de matière organique (en en produisant faiblement au contraire).

Malgré cette différence importante, les modèles utilisés pour simuler et gérer le fonctionnement des stations d'épuration (STEP) à boues activées (Henze et al., 1986, 1995) et le moteur du fonctionnement biologique utilisé par le PIREN-Seine sont très proches. Tous sont basés sur la simulation effective de la croissance de la biomasse comme moteur principal du processus de dégradation, le rendement de croissance définissant la fraction de la MO qui sera oxydée en CO_2 . On peut donc espérer pouvoir rapprocher suffisamment les deux applications du même concept pour que la jonction soit aux interfaces entre les différents modèles soit possible. En particulier, beaucoup des mesures qui sont nécessaires à leur application (évaluation des paramètres ou mesure de certains variables d'état) ne sont pas absolues (mesures de biomasse, de taux de croissance, fractionnement de la MO en classes de dégradabilité), mais sont définies au travers de protocoles différents, adaptés à chacune des applications. Le problème des interfaces apparaît alors avec acuité. Les trois interfaces sont significatifs dans le continuum réseau-station-milieu récepteur :

- La dégradabilité du carbone dans l'eau usée qui arrive à la station a une grande influence sur son fonctionnement, et en particulier sur celui de la dénitrification ou de la déphosphatation biologique. Or, elle est susceptible de varier en fonction de l'usage du sol, de la morphologie du réseau et de la pluviométrie.
- Les variables qui définissent la qualité de l'eau sont clairement un l'interface entre la vision conceptuelle du fonctionnement d'une STEP et du milieu récepteur. Or, elles sont sensiblement différents ; ce qui peut apparaître non dégradable à l'échelle des faibles temps de séjour de l'eau dans une STEP sera éventuellement définie comme dégradable dans le milieu récepteur. De plus, les bactéries qui se développent dans la STEP peuvent constituer une fraction non négligeable de la quantité de biomasse hétérotrophe dans le milieu récepteur à l'aval.
- Enfin, l'interface réseau/milieu est encore trop souvent actif au travers de mauvais branchements ou en période de pluie par les déversoirs d'orage. Dans ce cas, les quantités de MO et de bactéries hétérotrophes apportées au milieu peuvent être très importantes.

Une tâche importante consiste donc à évaluer et comparer les différentes méthodologie utilisées pour caractériser à la fois la MO et les bactéries hétérotrophes dans les différents milieux et selon les différentes écoles afin d'établir suffisamment de passerelles entre les différentes approches. Si elles sont pertinentes, on pourra également proposer in fine de transférer certaines techniques d'une école à l'autre.

Ce travail doit pouvoir être accompli dans des sites qui illustrent la variabilité des situations rencontrées.

1. Estimation de la biomasse bactérienne dans les effluents urbains par mesure de l'activité exoprotéolytique potentielle

Les études réalisées dans le cadre du PIREN Seine ont mis en évidence que l'intensité du processus de biodégradation dans la rivière à l'aval d'un rejet urbain était liée, non seulement à la quantité de matière

organique rejetée, mais aussi à la quantité de biomasse bactérienne présente dans les effluents (Garnier et al., 1992; Servais et Garnier, 1993). Les bactéries amenées par les rejets contribuent en effet de manière tout à fait significative à l'activité de biodégradation dans la rivière. Une bonne compréhension du processus de biodégradation implique donc de quantifier la biomasse bactérienne présente dans les rejets urbains. Durant les phases antérieures du programme, des mesures de biomasse bactérienne ont été réalisées en microscopie à épifluorescence à la fois sur les effluents bruts et traités des principales stations d'épuration de l'agglomération parisienne (Servais et al., 1999a) ainsi que sur des rejets urbains de temps de pluie (Seidl et al., 1998; Servais et al., 1999b). Les dénombrements en microscopie à épifluorescence dans ce type d'eau sont néanmoins difficiles en raison de la haute teneur en matériel particulaire; ils sont, d'autre part, relativement long et fastidieux ce qui exclut d'effectuer ce type de détermination sur des séries importantes d'échantillons.

La mesure de l'activité exoprotéolytique potentielle (AEP) des bactéries a déjà été proposée dans d'autres milieux aquatiques comme mesure alternative permettant l'estimation de la biomasse bactérienne (Laurent et Servais, 1995). En effet divers auteurs (Fontigny et al., 1987; Billen, 1991) ont mis en évidence une bonne corrélation entre l'activité exoprotéolytique potentielle et la biomasse dans divers environnements aquatiques. Le principe de la mesure de l'activité exoprotéolytique des bactéries est relativement simple. Il s'agit d'ajouter à l'échantillon un substrat non fluorescent qui, lors de son hydrolyse par les exoprotéases bactériennes, libère un produit fluorescent. La mesure de la vitesse d'apparition de la fluorescence, lorsque l'on travaille dans des conditions standards, est proportionnelle à l'activité exoprotéolytique potentielle. L'objectif de ce travail était de voir si l'AEP pouvait être une alternative à la microscopie à épifluorescence pour l'estimation de la biomasse bactérienne dans les rejets urbains. A cet effet, nous avons mis au point les conditions expérimentales requises pour une bonne mesure de l'AEP dans les effluents et nous avons comparé sur divers échantillons les deux types de méthode.

1.1 Mesure de l'AEP dans les effluents urbains

Pour mesurer l'activité exoprotéolytique potentielle (AEP), un substrat artificiel non fluorescent (la L-Leucine- β -Naphthylamide ou LL β N) est ajoutée à l'échantillon d'eau contenant les bactéries en concentration saturante. Ce substrat possède un lien analogue à un lien peptidique qui est hydrolysé par les protéases des bactéries. De la L-Leucine et de la β -Naphthylamine (N), un composé fluorescent, sont libérés. La fluorescence est suivie au cours du temps, la vitesse d'apparition de fluorescence est proportionnelle à la vitesse d'hydrolyse du substrat, elle-même proportionnelle à la quantité d'exoprotéases présentes.

Au cours de ce travail, nous avons testé diverses conditions expérimentales afin de fixer un protocole de mesure optimale de l'AEP. Nous avons ainsi montré qu'une concentration de 1000 μ M en LL β N était nécessaire pour saturer le processus d'hydrolyse de la LL β N. La mesure s'est également avérée optimale à un pH de 8. Afin de faciliter l'ajustement du pH, l'échantillon est mélangé avant addition du substrat à du tampon PO_4^{3-} à raison de un volume de tampon pour deux volumes d'échantillon.

Pratiquement, l'échantillon provenant d'effluents est d'abord thermostaté à 20 °C. Ensuite, après mélange du tampon avec l'échantillon, le pH est ajusté à 8. De la LL β N est ajoutée (concentration finale 1000 μ M) et la fluorescence est mesurée au cours du temps (durant 30 minutes environ) à une longueur d'onde d'émission de 412 nm et une longueur d'onde d'excitation de 337 nm. Le résultat de la mesure s'exprime en nmole de β N produite par litre et minute.

1.2 Comparaison de l'estimation de biomasse bactérienne en microscopie à épifluorescence et de l'AEP dans les effluents urbains

La méthode de mesure de l'AEP telle que décrite ci-dessus a été appliquée en parallèle avec la détermination de la biomasse bactérienne en microscopie à épifluorescence telle que décrite dans Servais et al. (1999a) sur divers échantillons prélevés dans des collecteurs de réseaux d'assainissement ainsi que à l'entrée, à divers stades du traitement et en sortie de plusieurs stations d'épuration. Les résultats sont présentés ci-dessous.

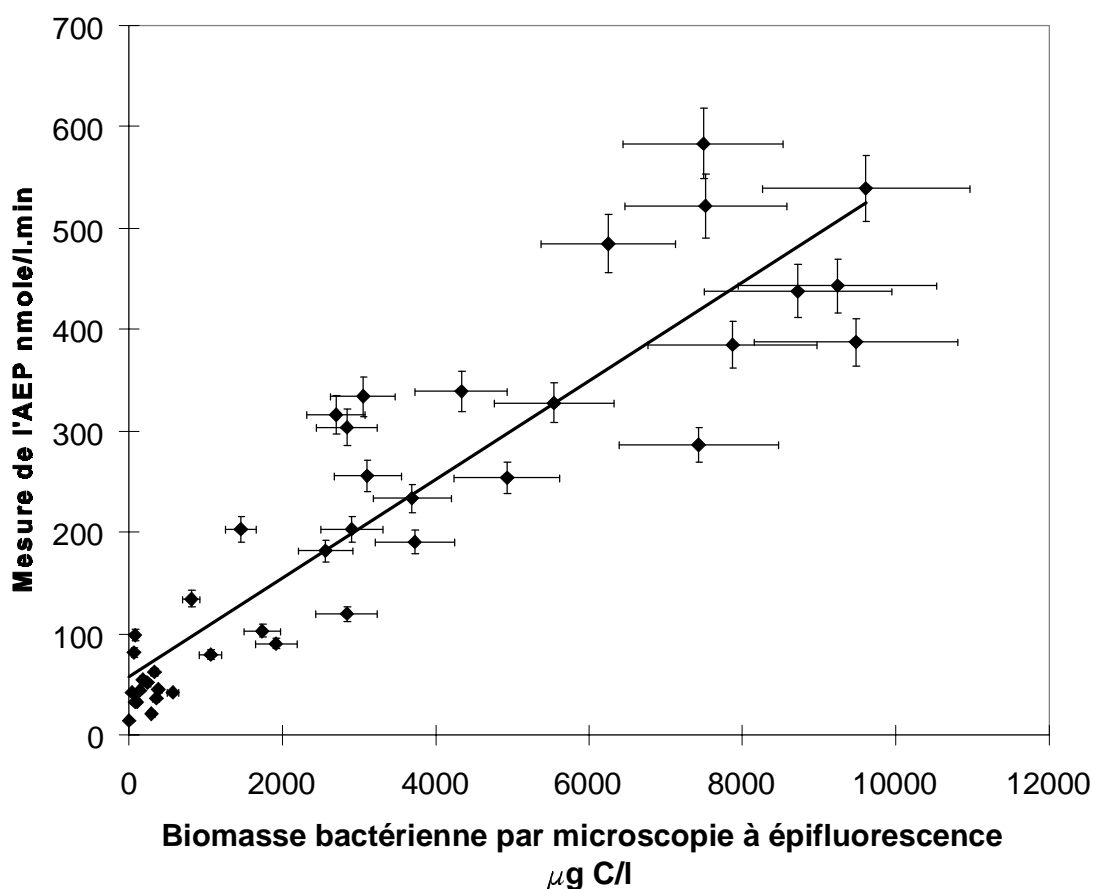


Figure 1. Mesure de l'AEP portée en fonction de la biomasse bactérienne (BB) estimée en microscopie à épifluorescence pour divers effluents urbains. Droite de corrélation: $AEP = 0.48 BB + 57.1$ ($r^2 = 0.84$; $n = 40$)

Une bonne corrélation entre les deux méthodes a été obtenue. D'autre part, des séries de réplicats effectués sur divers échantillons ont montré une erreur relative moyenne moindre pour la mesure de l'AEP (6 %) que pour la détermination de la biomasse en microscopie (15 %). Ceci semble montrer que l'AEP peut être une alternative intéressante pour l'estimation de la biomasse bactérienne dans les effluents urbains. Elle donne une réponse rapide, assez précise et est moins fastidieuse que le comptage en microscopie. L'utilisation de l'AEP impose néanmoins d'effectuer la mesure le plus vite possible après échantillonnage alors que, pour la microscopie, les échantillons peuvent être fixés et analysés plus tard au laboratoire.

2. Présentation du bassin de la Seine et du parc de stations d'épuration sur la base du fichier de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie

D'une superficie d'environ 80 000 km², le bassin de la Seine s'étend sur 23 départements et regroupe 5 781 communes. Le dernier recensement de 1990 estime la population du bassin à près de 14 millions d'habitants et l'Ile de France concentre par exemple 76% de la population sur 15% de la superficie du bassin. La densité de population est également élevée sur les rives de la Seine en aval de Paris et en particulier à Rouen.

L'Agence de l'eau Seine-Normandie recense plus de 2 000 stations d'épuration sur son territoire, dont quelque 1 600 se situent sur le bassin de la Seine. Les stations du bassin de la Seine ont des capacités comprises entre 500 et 1,8 million d'équivalents habitants pour une capacité totale de 17 millions d'équivalents habitants. La répartition des stations est naturellement fonction de la démographie mais les distinctions entre zones denses et zones peu denses se font plus par la taille des stations que par leur nombre.

L'Ile de France dispose par exemple de 29% des stations du bassin mais ces stations représentent 68% de la capacité totale des stations du bassin. On peut noter que les différentes tranches de la station d'Achères et la station de Valenton (seule station du Val de Marne) représentent à elles-seules 47% de la capacité totale.

La filière de traitement la plus répandue (55% du parc) correspond au procédé des boues activées en aération prolongée simple et si l'on considère tous les procédés à boues activées (faible, moyenne et forte charge), on obtient 77% des stations.

Les rejets des plus grosses stations de l'agglomération parisienne (Achères, Valenton et Noisy-le-Grand) ont déjà été étudiés dans les phases précédentes du programme, (Servais et al., sous presse). La caractérisation en termes de biodégradabilité du carbone organique des rejets de ces stations a permis d'alimenter le modèle PROSE avec des données cohérentes avec ses variables d'état. Nous nous proposons ici d'élargir cette démarche à l'ensemble du bassin de la Seine afin de progresser dans la qualité des simulations de la qualité d'eau de la rivière (modèle Sénèque à l'échelle du bassin), et de pouvoir comparer les rejets de stations d'épuration variables par leur capacité et leur filière de traitement.

2.1. Méthode pour l'estimation des rejets de station d'épuration à l'échelle du bassin.

Nous nous intéressons donc à un ensemble d'environ 1600 installations de traitement des eaux usées, pour lesquelles certains types de données sont disponibles, qui ne comprennent malheureusement pas les paramètres désirés : carbone organique dissous et particulaire, biodégradable et réfractaire. Il s'agit d'exploiter au mieux la quantité de données disponible afin de définir un petit nombre de stations type pouvant faire l'objet d'un suivi particulier.

Description des données disponibles.

- Signification et origine des données.

L'agence de l'Eau Seine-Normandie nous a aimablement fourni l'un de ses fichiers concernant l'ensemble des installations de traitement des eaux usées domestiques de son territoire (année 1996). Pour chaque installation, sont précisés (tableau 1) : la filière de traitement ainsi que la capacité nominale exprimée en équivalent-habitants, le coefficient de charge et les flux rejetés par l'installation en matières oxydables, matières en suspension, azote et phosphore, exprimés en équivalent-habitants. La comparaison

de ces données avec celles compilées dans le rapport annuel du SATESE de l'Oise nous montre que ces flux résultent de la multiplication de la moyenne annuelle des rendements mesurés sur site par le flux théorique entrant exprimé en équivalent-habitants.

Tableau 1. Paramètres disponibles pour chaque installation de traitement des eaux usées du bassin de la Seine : unités et origine de l'information

Site	
Capacité	Dimensionnement de l'installation en <i>e.h.</i>
coefficient de charge	rapport entre le nombre d'e.h. raccordés et la capacité en e.h. <i>Sans dimension.</i>
Filière de traitement	Les vingt filières sont listées en annexe.
Flux de matières oxydables ($MO = (2 DCO_{ad2}^1 + 1 DBO5_{ad2})/3$)	Calculé en multipliant le rendement mesuré sur site par la capacité et le coefficient de charge. <i>Exprimé en e.h.</i>
Flux de matières azotées (NKT)	Calculé en multipliant le rendement mesuré sur site par la capacité et le coefficient de charge. <i>Exprimé en e.h.</i>
Flux de matières phosphorées (P_{total})	Calculé en multipliant le rendement mesuré sur site par la capacité et le coefficient de charge. <i>Exprimé en e.h.</i>
Flux de matières en suspension.	Calculé en multipliant le rendement mesuré sur site par la capacité et le coefficient de charge. <i>Exprimé en e.h.</i>

- Corrélations des rendements.

Afin de nous affranchir au maximum des biais causés par l'imprécision de la définition de l'équivalent-habitant, nous avons décidé de retenir comme variable explicative les rendements, obtenus en divisant le paramètre " flux de matières X " par la capacité et le coefficient de charge de l'installation. Ce paramètre est *a priori* le seul issu de mesures sur site. Dans un premier temps, nous avons exploré les corrélations entre les paramètres numériques : capacité, coefficient de charge et rendements. Les résultats sont donnés dans le tableau 2.

Tableau 2. Coefficients de corrélation entre les paramètres numériques (n=1637).

	Capacité	Coef. charge	ρ (M.O.)	ρ (N)	ρ (M.E.S.)	ρ (P)
Capacité	1	0.032	0.084	0.046	0.088	0.162
Coef. charge		1	-0.179	-0.218	-0.175	-0.126
ρ (M.O.)			1	0.791	0.886	0.572
ρ (N)				1	0.728	0.518
ρ (M.E.S.)					1	0.660
ρ (P)						1

Les rendements en matières oxydables, azotées et en suspension sont fortement corrélés. L'élimination des matières phosphorées est plus marginale, bien que corrélée positivement à celle des matières en suspension, ce qui est logique dans la mesure où elle demande un traitement spécifique. En

¹ Ad2 : après décantation de deux heures.

revanche, les rendements ne semblent pas significativement corrélés, ni à la capacité de l'installation, ni à son coefficient de charge. On aurait pu s'attendre à une tendance reflétant par exemple un meilleur suivi technique des installations importantes, ou des seuils technologiques, ce qui n'est manifestement pas le cas.

Tableau 3 : Regroupement des filières des traitement utilisé pour l'analyse statistique.

Catégorie utilisée	Catégorie Agence	Descriptif
AP1 (<1000 e.h.)	AP + AB + CO +	Aération prolongée ($C_m < 0.1$ kgDBO ₅ /kgMVS.j), bassins séparés.
AP2 (<2000 e.h.)	NA + NL	
AP3 (<5000 e.h.)		Chenaux d'oxydation.
AP4 (> 5000 e.h.)		Traitement de l'azote par boues activées. Traitement de l'azote par lits.
AB	AB	Aération prolongée, bassins combinés ($C_m < 0.1$ kgDBO ₅ /kgMVS.j).
BA	MB + MC + FB + FC	Moyenne charge ($0.1 < C_m < 0.4$ kgDBO ₅ /kgMVS.j) et Forte charge ($0.4 < C_m$ kgDBO ₅ /kgMVS.j) Bassins combinés et bassins séparés.
DB	DB + LB + LF + LP + LT	Disques Biologiques Lits bactériens faible charge, forte charge, plastique, pouzzolane.
LA	LA	Lagunage Aéré.
LN	LN	Lagunage Naturel.
DV	DV + TP + PC + DD	Divers Traitement Primaire Physico-chimique Décanteur-Digesteur

2.2. Traitement statistique des données

Afin de pouvoir aller plus loin dans l'analyse du parc des stations d'épuration, et en particulier, pouvoir inclure la variable qualitative qu'est la filière de traitement, nous avons procédé à une Analyse en Composantes Multiples. Nous avons remanié les catégories de filières et regroupé les rendements, capacités et les coefficients de charge, de manière à permettre une analyse statistique pertinente. Ces remaniements sont repris dans les tableaux 3 et 4.

Tableau 4. Regroupement des capacités et des coefficients de charge dans cinq catégories. Le critère de choix des intervalles repose essentiellement sur une équi-distribution des données dans les catégories.

	Rend ^t M.O.	Rend ^t N	Rend ^t M.E.S.	Rend ^t P	Capacité (e.h .)	Coef. de charge
1	$r < 0.4$	$R < 0.2$	$r < 0.48$	$r < 0.1$	$C < 400$	$C < 0.31$
2	$0.4 < r < 0.76$	$0.2 < r < 0.53$	$0.48 < r < 0.78$	$0.1 < r < 0.2$	$420 < C < 780$	$0.32 < C < 0.44$
3	$0.76 < r < 0.89$	$0.53 < r < 0.77$	$0.78 < r < 0.93$	$0.2 < r < 0.3$	$800 < C < 1400$	$0.45 < C < 0.53$
4	$0.89 < r < 0.94$	$0.77 < r < 0.92$	$0.93 < r < 0.97$	$r = 0.3$	$1500 < C < 3000$	$0.54 < C < 0.7$
5	$0.94 < r$	$0.92 < r$	$0.97 < r$	$0.3 < r$	$3100 < Cr$	$0.70 < C$

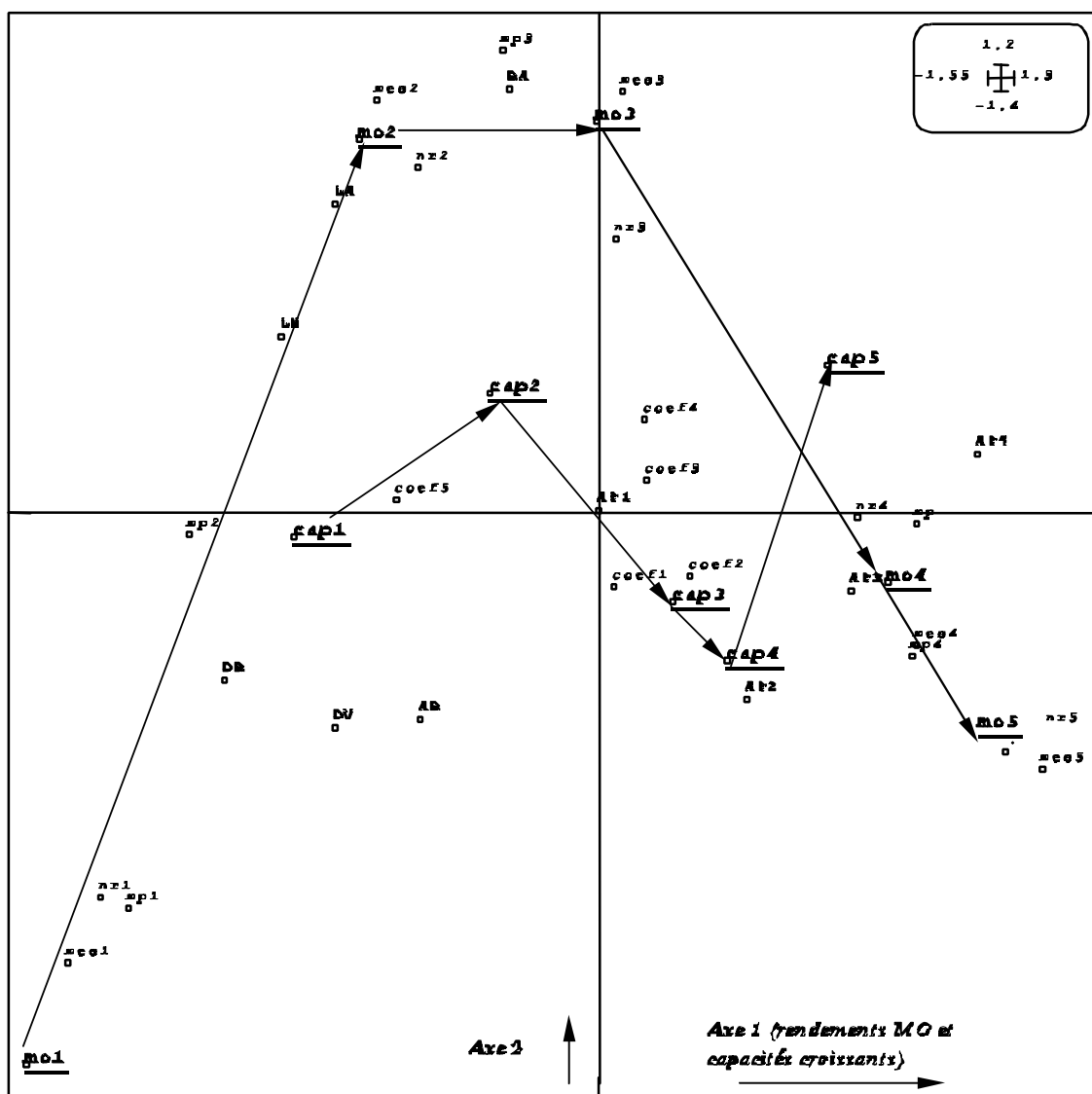


Figure 2. Représentation des deux axes principaux de l'AFC réalisée sur les données du fichier des stations d'épuration du bassin Seine-Normandie

Les résultats présentés proviennent d'une analyse réalisée avec tous les paramètres décrits ci-dessus : les filières, capacités, coefficients de charge et rendements. La figure 2 représente la distribution des classes de paramètres sur les deux axes d'inertie principaux du nuage de points.

Une première remarque concerne le coefficient de charge, qui n'est manifestement d'aucun poids dans l'inertie globale du nuage : les cinq points "coef_i" sont regroupés autour de l'origine, de part et d'autre des axes (entourés en pointillés sur la figure). Cette observation confirme la décorrélation de ce paramètre d'avec les rendements.

En effet, l'axe principal (axe des abscisses sur la figure) illustre manifestement les rendements croissants quelque soit la matière considérée, ainsi que les capacités croissantes (rendements M.O. soulignés et capacités entourées, sur la figure). On remarquera que les rendements sur les matières phosphorées sont très proches des autres rendements, sauf pour une catégorie intermédiaire (mp2). On comprend en effet que les installations ayant de mauvais rendements sur les matières oxydables et en suspension aient peu de raisons de bien traiter le phosphore. De même, c'est souvent dans les installations les plus récentes et sophistiquées, arborant de très bons rendements sur l'azote, que l'on trouve des traitements sur le phosphore.

· Le deuxième axe (axe des ordonnées sur la figure) semble discriminer les situations extrêmes des situations moyennes : si l'on suit le nuage des classes en partant des moins bons rendements et des plus faibles capacités vers les meilleurs rendements et les plus grosses capacités, on parcourt globalement l'axe des abscisses dans le sens croissant, en effectuant un aller-retour sur l'axe des ordonnées. Les situations " moyennes " se situent du côté des ordonnées positives, les situations de fort ou faible rendements et capacités se trouvent du côté des ordonnées négatives.

· Les filières se positionnent logiquement par rapport à ces deux axes : Les aérations prolongées se situent toutes du côté des rendements et des capacités importantes (il faut garder en tête que cette filière a été divisée en sous-catégories selon la capacité des installations, ce qui introduit un biais) ; les boues activées à moyenne et forte charge se situent dans la moyenne des rendements (rendement moyen de la filière sur les matières oxydables : 0.72, soit mo₂). Les filières de lagunage en sont assez peu éloignées, plutôt déportées vers les faibles rendements, mais toujours dans le groupe des situations moyennes. En revanche, les disques biologiques, aération prolongées en bassins combinés et divers sont regroupés dans le cadran des moins bons rendements.

2.3. Choix des installations type et protocole de suivi.

Seules, quelques installations (cinq ou six) pourront être échantillonnées. Il s'agit de les choisir les plus représentatives possible de la variabilité du parc du bassin de la Seine. Au vu de l'analyse ci-dessus, nous proposons ci-dessous un échantillonnage.

Les campagnes de mesure doivent permettre de quantifier le carbone organique, dissous et particulaire, biodégradable et réfractaire des rejets des installations de traitement sélectionnées. Un échantillon moyen 24h du rejet sera donc prélevé pour ce type d'analyse, selon le protocole décrit par Servais et al. (sous presse) et utilisé dans les phases antérieures du PIREN-Seine. De plus, quelques mesures de routine seront effectuées, permettant de qualifier globalement le fonctionnement de l'installation au moment du prélèvement : DCO, DBO en entrée et sortie, mesure de débit, oxygénation.

Tableau 4. Propositions de sites représentatifs pour l'étude détaillée de la qualité des rejets.

Type de rendements	Type de filière	Proposition de site
Faibles rendements, faible capacité	Filière indifférente	
Rendements faibles voire moyens	Lagunage, aéré ou naturel	Vauciennes (Oise), prévu fin janvier 99
Rendements moyens	Boues activées moyenne à forte charge	Troyes (Aube)
Rendements moyens à bons, capacité moyenne	Boues activées, aération prolongée	
Très bons rendements et forte capacité	Boues activées, aération prolongée	

3. Evaluation de la dégradabilité des matières organiques

3.1 Procédures pour évaluer la dégradabilité.

La procédure utilisée dans le PIREN-Seine pour mesurer la dégradabilité de la MO est issue des travaux de Servais (refs). Elle consiste en une dégradation biologique d'un échantillon d'eau brute, sans aucun ajout de biomasse, qu'elle soit tirée d'un égout, d'une STEP ou du milieu récepteur. L'incubation dure 40 jours, et les fractions dégradables du carbone organique dissous et du carbone organique particulaire sont définies par différence entre les teneurs initiales et les teneurs finales dans l'échantillon. Cette technique fait abstraction d'un certain nombre de phénomènes de transfert physiques et biologiques entre les deux phases, qui ont été jugés négligeables dans les conditions expérimentales utilisées. Une fois mesurée la fraction dégradable de la matière organique, trois nouvelles classes de dégradabilité sont définies (substrats simples, MO lentement dégradable et MO rapidement dégradable). Ce découpage, utilisé ensuite dans les modèles du PIREN-Seine, est empirique. Il est justifié par le fonctionnement satisfaisant des modèles, mais pourrait sans doute être amélioré.

Dans le cadre du développement des modèles de station d'épuration, plusieurs techniques de mesure sont utilisées. La plus ancienne est la mesure de la DBO₅ ; elle a aujourd'hui un rôle essentiellement normatif et réglementaire. Elle est peu utilisée pour la modélisation du fonctionnement des STEP car elle s'intègre mal dans le contexte conceptuel de ces modèles. On distingue entre une fraction rapidement dégradable et une fraction lentement dégradable. Plusieurs techniques ont été proposées pour mesurer la première (Ekama et al., 1986) La plus rapide et la plus facile à mettre en oeuvre consiste en une expérience de biodégradation en présence d'une grande quantité de biomasse (boues activées). On peut utiliser l'oxygène ou les nitrates comme accepteurs d'électrons et mesurer un OUR (Oxygen Uptake Rate) ou un NUR (Nitrogen Uptake Rate), les deux techniques donnent des résultats concordants (Sözen et al., 1998). L'oxygène est plus facile à mesurer mais sa faible solubilité dans l'eau oblige à pratiquer des réaérations en cours de mesure. La mesure des nitrates est plus difficile, mais une quantité suffisante peut être ajoutée en début d'expérience. Certains composés importants de la fraction rapidement dégradables (acides gras) peuvent être mesurés directement. La fraction lentement dégradable de la DCO totale est déterminée par calage en utilisant un pilote de STEP en laboratoire, ou en travaillant directement sur la station (IAWQ).

L'idée d'utiliser la carbone comme variable pour la contrôle du fonctionnement des stations d'épuration n'est pas nouvelle (Thérien et Perdrieux, 1980), et elle est rendue de plus en plus plausible d'un point de vue opérationnel par l'apparition au cours des dernières années d'analyseurs de carbone total automatisés et fiables. Des tentatives d'adaptation des protocoles de Servais ont été faites dans le domaine de l'épuration (Kahn et al. 1998a, 1998b....) en ajoutant plus ou moins de biomasse de diverses origines et en augmentant la température d'incubation pour accélérer la procédure. Ces tentatives restent aujourd'hui embryonnaires.

Plusieurs différences d'importances variables distinguent le modèle PIREN-Seine et le modèle IAWQ. L'utilisation du carbone ou de l'oxygène consommable pour évaluer la matière organique ou la biomasse conduit à des différences significatives lorsque l'état d'oxydation du carbone des les différents compartiments (substrats, biomasse...) sont différents. Dans le cas contraire carbone et oxygène peuvent être considérés simplement comme des unités différentes pour la matière organique, et les rendements de croissance en particulier seront les mêmes dans les deux systèmes d'unités.

Les techniques expérimentales de fractionnement de la matière organique en classes de dégradabilité présentent une différence majeure dont on pourrait tirer parti. La technique utilisée dans le Piren-Seine permet de dégager une fraction réfractaire (particulaire ou dissoute), toujours pas dégradée au bout de 40 jours d'incubation. Les techniques basées sur des mesures de respiration utilisées par l'IAWQ permettent d'accéder à la fraction de la matière organique la plus rapidement dégradée, sous réserve que des rendements puissent être évalués à priori. La combinaison des deux approches est donc clairement riche d'enseignements puisqu'elle pourrait permettre de distinguer entre les fractions rapidement et le lentement dégradables.

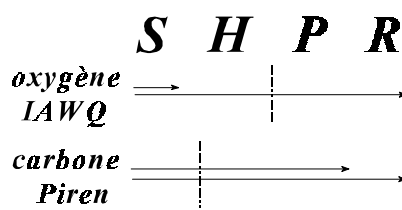


Figure 3. Les flèches montrent l'intensité des phénomènes de dégradation mis en jeu selon les différentes techniques employées par l'IAWQ ou dans le cadre du Piren-Seine.

Les techniques proposées par le groupe de travail de l'IAWQ permettent d'accéder à la matière organique totale (DCO totale, éventuellement totale et dissoute) et à la fraction très rapidement dégradée, S (à un facteur de rendement de croissance près, et éventuellement totale et dissoute). Le résiduel non rapidement dégradé de la fraction dissoute est parfois assimilé à la fraction lentement dégradée (H), la fraction particulaire (P) étant considérée comme non dégradée. Le manque de fondement de cette assimilation sémantique entre dégradabilité et solubilité est mentionnée dans les documents de l'IAWQ. Au contraire, le Piren-Seine mesure une fraction résiduelle (R) totale, qui permet d'accéder par différence à la somme des autres fractions. Sous l'hypothèse que les transferts entre particulaire et dissous (physiques ou biologiques au travers de la production de biomasse) sont négligeables, on peut également distinguer entre les fractions dégradables particulières et dissoutes.

La troisième différence entre les modèles tient à la conceptualisation des termes de perte de biomasse. Pour les auteurs du modèle RIVE (Piren-Seine), les bactéries meurent à une certaine vitesse, et leur biomasse est convertie dans les différentes classes de matières organique. Plusieurs versions ou adaptations du modèle de l'IAWQ proposent à la fois le concept de mortalité (avec ou sans redistribution) et des concept de respiration endogène qui amène à une disparition de biomasse lorsqu'elle ne trouve plus suffisamment de substrats à consommer pour satisfaire à ses besoins physiologiques (hors croissance) (Low et Chase, 1999, par exemple). Ces questions sont au coeur des procédés biologiques de traitement

des eaux usées où on cherchera à limiter les rendements de croissance pour dégrader le maximum de matières organiques en limitant la croissance de la biomasse.

3.2. Techniques applicables à la fois aux eaux chargées et aux eaux naturelles

La mesure des fractions dégradables particulières et dissoutes du carbone organique dans des eaux usées et pluviales unitaires a déjà été appliquée avec succès dans le cadre du PIREN-Seine et de projets associés (Servais et al., 1999, Seidl et al., 1998). Le point dur consiste dans la détermination des formes rapidement dégradables de la matière organique. Notre objectif principal est donc ici de mettre en oeuvre une technique type IAWQ, qui puisse être compatible avec les eaux faiblement chargées en matières organiques telles que les eaux du milieu récepteur et des eaux pluviales urbaines dont la charge est parfois très diluée. Cette question est d'autant plus importante que ce sont bien ces formes qui sont susceptibles d'évoluer rapidement dans les réseaux d'assainissement ou de provoquer des flux de désoxygénation intenses après rejet.

La distinction entre rapidement et lentement dégradable n'a guère de signification sans référence à une échelle de temps, qui peut être le temps de transit de l'eau dans le système considéré (une réseau d'assainissement, une station d'épuration ou le milieu récepteur). Or, comme ces temps de transit sont variables, ils ne permettent pas de définir une distinction pertinente entre les deux. Pour pouvoir distinguer entre les fractions rapidement et lentement dégradables. Une distinction plus pertinente peut être établie en référence aux propriétés physiologiques de la biomasse hétérotrophe, en distinguant entre la matière organique dont la cinétique de dégradation est limitée par la taux de croissance maximal de la biomasse et sont rendement de croissance, et la matière organique.

De ce point de vue, les variables H_1 et H_2 du modèle HSB appartiennent à chacune des deux classes ainsi définies. Pour une concentration donnée de biomasse (B), le flux de production de substrats simples (S) à partir de la décomposition de H_1 est donnée par $e_1 \times B \times \frac{H_1}{K_{H_1} + H_1}$; l'expression est semblable

pour H_2 , mais avec des coefficients différents. L'utilisation du substrat S est donnée par $\frac{\mu_{\max}}{Y} \times B \times \frac{S}{K_S + S}$.

A saturation en H_1 et H_2 , le taux de décomposition de H_1 est supérieur au taux d'utilisation des substrats formés ; au contraire le taux de décomposition de H_2 est plus faible et devient donc le facteur limitant pour les bactéries les plus actives. Cette différence entre les deux types de substrats produit les différences les plus nettes lorsque les quantités de biomasses mises en jeu sont les plus élevées.

Les graphiques suivants présentent les productions de CO_2 (en mg/l de carbone), équivalentes à la respiration à stoechiométrie O/C constante, telles qu'elles sont simulées par HSB au cours d'expérimentations théoriques. Dans la série de simulations (a), on ajoute 4 mg/l de carbone organique à une boue primaire vieillie. Nous faisons l'hypothèse que la seule source de carbone dans cette boue est du carbone particulaire qui se décompose lentement en formant du H_1 et du H_2 . Des valeurs réalistes pour ces flux, étant donné les expériences et les niveaux de dilution de boue que nous avons pratiqués sont de 2 mg.l.h⁻¹ pour H_1 et autant pour H_2 . Au temps zéro, 4 mg.l⁻¹ de carbone organique sont ajouté sous différentes formes. La graphique représente la consommation excédentaire par rapport à la consommation mesurée dans la boue avant ajout. Les ajouts de S et H_1 provoquent une consommation très rapide, au taux maximum (quasi constant) permis par le stock de bactéries présentes dans la boue, puis la consommation freine très rapidement lorsqu'il n'y a plus ni H_1 ni S , et on passe à une respiration plus lente limitée cette fois par l'hydrolyse de H_2 . L'instant de passage est très net, ce qui devrait permettre une évaluation précise de $H_1 + S$. Quelle que soit l'importance de l'ajout initial de H_2 , presque tout est consommé au bout de 5 heures, et qu'une fraction significative (non constante, mais très faiblement dépendante de H_1 et S ajoutés)

de H_2 est consommé au bout de 2 heures. Au cours des simulation réalisées, la biomasse formée en excédent ne dépasse pas 5% de la biomasse initiale.

La simulation (b) représente la dégradation des mêmes eaux, en présence d'une quantité de biomasse initiale représentative des mesures dont nous disposons aujourd'hui. Seuls les résultats obtenus avec la plus forte quantité de biomasse initiale (10% du carbone organique total), cas *a priori* le plus favorable, sont présenté. Ces simulations montrent qu'une dégradation significative du carbone n'est atteinte qu'au bout de temps assez longs (10 heures pour H_1 et S, beaucoup plus pour H_2). De surcroît, au bout d'un temps donné (50 heures pour l'exemple), la fraction de H_2 dégradée est loin d'être fixe, mais elle dépend de la quantité de H_1 et S initialement présente, car ce sont ces substrats qui ont permis de développement de la biomasse qui permettra la dégradation de H_2 .

Ces simulations suggèrent qu'un suivi de la consommation d'oxygène après un ajout de l'échantillon étudié à une boue primaire vieillie est un test potentiellement efficace pour fractionner de la matière organique dégradable. Ce test est proche de la technique proposée par l'IAWQ, mais il devra être pratiqué avec des teneurs en biomasse et en matières organiques beaucoup plus faibles. De plus, l'utilisation d'une boue primaire plutôt que d'une boue activée nous semble permettre d'obtenir un état quasi-stationnaire plus stable, comme l'avait suggéré Vollersten (Vollersten et Hvitved-Jacobsen, 1998) dans ses expérimentations à partir de dépôts de réseau d'assainissement.

3.3. La méthode proposée

Le test que nous proposons repose donc sur le vieillissement d'une boue primaire de station d'épuration. Différents essais ont montré qu'après environ deux jours sous aération forcée, la demande en oxygène d'une boue primaire demeurerait assez constante durant deux à trois jour, ce qui permet de réaliser de nombreux essais à partir de la même boue.

Il est possible de calculer les variables dans l'état stationnaire atteint par la boue, à partir des paramètres physiologiques attribués aux bactéries (Billen et Servais, 1989). Pour simplifier, nous supposerons ici que les bactéries de la boue primaire sont équivalentes aux "grosses bactéries" identifiées par Garnier et al. (1992b). Le flux de carbone organique depuis le stock particulaire vers H_1 et H_2 est supposé constant et respectivement égal à ϕ_1 et ϕ_2 . Dans ces conditions, les variables de l'état stationnaires sont données par :

$$B_{ini} = \frac{Y}{k} \times \frac{\phi_1 + \phi_2}{1 - Y \cdot \epsilon_1 - Y \cdot \epsilon_2} ; S_{ini} = \frac{k \cdot K_S}{\mu - k} .$$

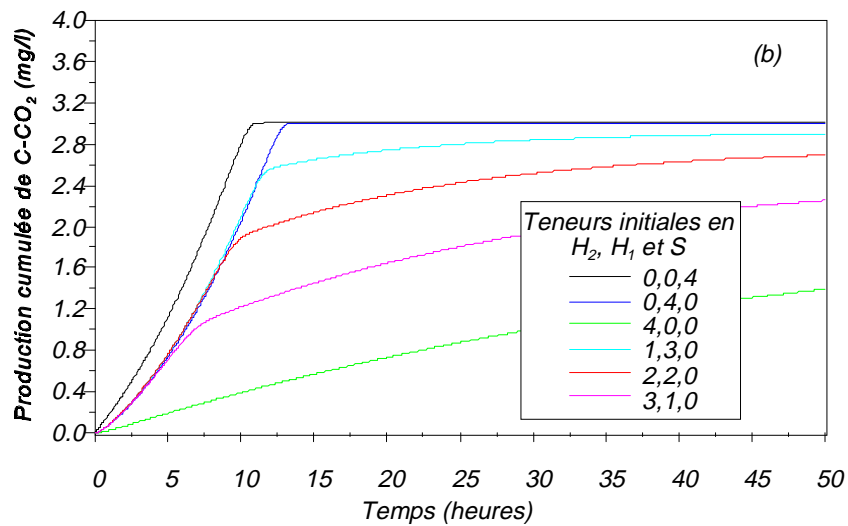
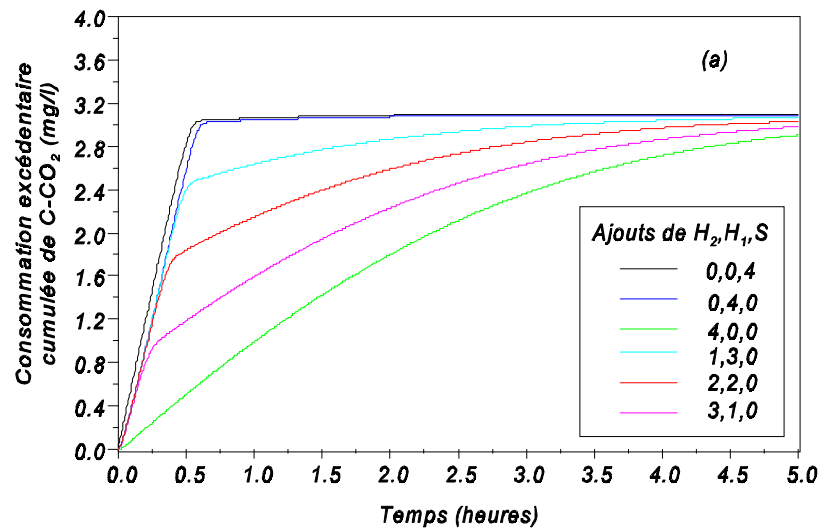


Figure 4. Production cumulée de CO_2 (équivalent à la consommation d'oxygène), simulés par HSB dans le cas d'une boue mélangée à un échantillon et dans le cas de l'échantillon en présence de peu de biomasse. Les rendements de croissance utilisés dans ces simulations sont de 25% ce qui explique que seulement 3 mg.l^{-1} de C-CO_2 soient produits alors que 4 mg.l^{-1} de carbone ont été initialement ajoutés.

Les formulations donnant H_1 et H_2 sont un peu plus compliquées. Nous en retiendrons que, comme S , H_1 et H_2 stationnaires sont proportionnels à $k.k_{H_1}$ ($k.k_{H_2}$ resp.) et à un terme qui dépend de la physiologie des bactéries et du rapport ϕ_1/ϕ_2 . Le rapport entre le taux de production maximal atteint après saturation de la boue avec un substrat facilement dégradé et le taux stationnaire est donné par $\frac{\mu}{k}$.

Après ajout de l'eau à analyser, débarrassée de ses bactéries si celles-ci sont en nombre important par rapport à la boue, on s'attend à une activité bactérienne au taux maximum tant que le stock de S et H_1 n'a pas été épuisé, puis une activité plus faible, mais toujours supérieure à celle de la boue de départ qui correspond à la dégradation des composés de type H_2 .

Plusieurs points ont été vérifiés afin de valider la faisabilité de la méthode.

- Après dilution de la boue, la consommation d'oxygène observée est proportionnelle à la dilution. L'hypothèse faite sur le fonctionnement de la boue, à avoir qu'un flux constant de matière dégradée est généré à partir des particules est donc sensée. Si cette première étape de production était du type michaélien par exemple, le fait de diluer provoquerait une modification non-linéaire de la consommation d'oxygène.
- Un ajout d'acétate (très facilement dégradable) provoque une consommation à un taux constant, quelque soit l'ajout, qui peut donc s'apparenter au taux maximal supportable par la biomasse de la boue. Les valeurs obtenues du rapport de consommation d'oxygène entre les régimes maximum et stationnaire sont de 3 et 3.4, ce qui est très proche du rapport proposé par le PIREN-Seine pour les grosses bactéries (3) mais très éloigné du rapport proposé pour les modèles de l'IAWQ (environ 15). La consommation d'oxygène mesurée durant cette phase rapide divisée par la consommation potentielle due à l'ajout d'acétate correspond à un rendement de croissance de 69%, compatible cette fois avec les valeurs proposées par l'AIWQ (63%).

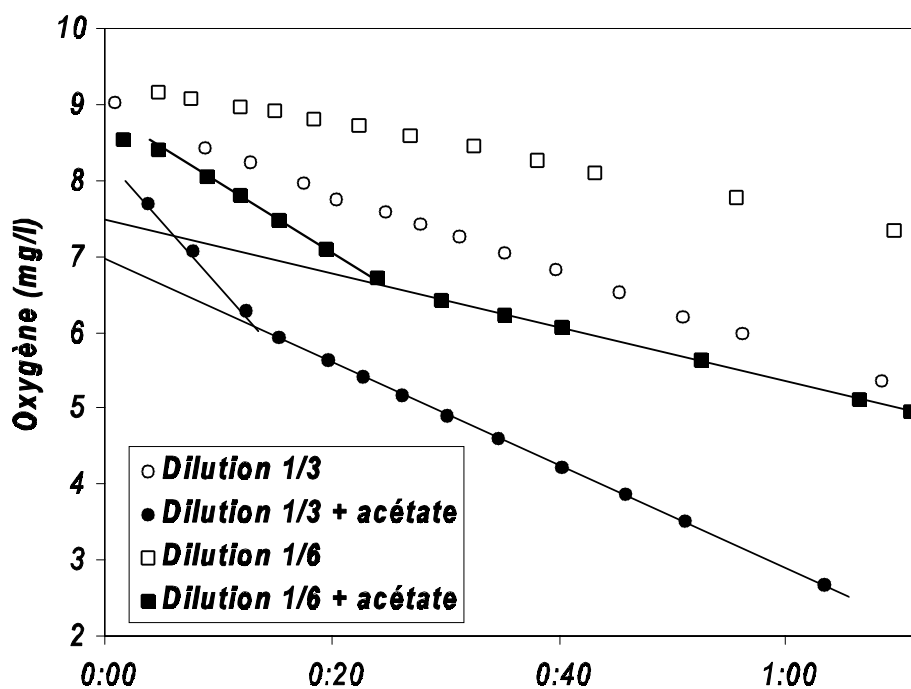


Figure 5. Comportement de la boue primaire diluée après ajout d'acétate

La consommation d'oxygène observée après la phase de consommation à vitesse maximale est un peu supérieure (de 20% environ) à la consommation observée avant ajout d'acétate. Selon le modèle HSB, cet excédent résulte du recyclage partiel des matières organiques issues de la mortalité bactérienne, mais il reste de l'ordre de 1% de la consommation initiale selon les simulations effectuées. Il est donc possible que cet excédent résulte d'un sur-métabolisme microbien à partir de réserves énergétiques réalisées à partir de l'absorption d'acétate avec un très fort. Une autre hypothèse est que les mécanisme qui génère le flux de formation de H_1 et H_2 à

partir de la matière organique particulaire n'est pas constant mais proportionnel à la quantité de biomasse. Etant donné le très fort rendement de croissance obtenu avec l'acétate une augmentation de biomasse de près de 20% est plausible.

- Avec un ajout de glucose au contraire, la consommation initiale reste sensiblement égale à la consommation obtenue avec de la boue seule, alors qu'est observée avec le temps une certaine augmentation de consommation (qui n'atteint le taux maximum), proportionnelle à l'ajout de glucose. De nombreux travaux (turcs...) avaient montré la difficulté d'utiliser du glucose comme substrat pour des mesures de respiration, même à partir d'une biomasse acclimatée au glucose. Ces résultats confirment un comportement également difficile pour ce produit, validant ainsi la comparaison qu'il sera possible de faire entre ces résultats et ceux qu'on obtiendrait avec un protocole strictement conforme aux propositions de l'IAWQ.

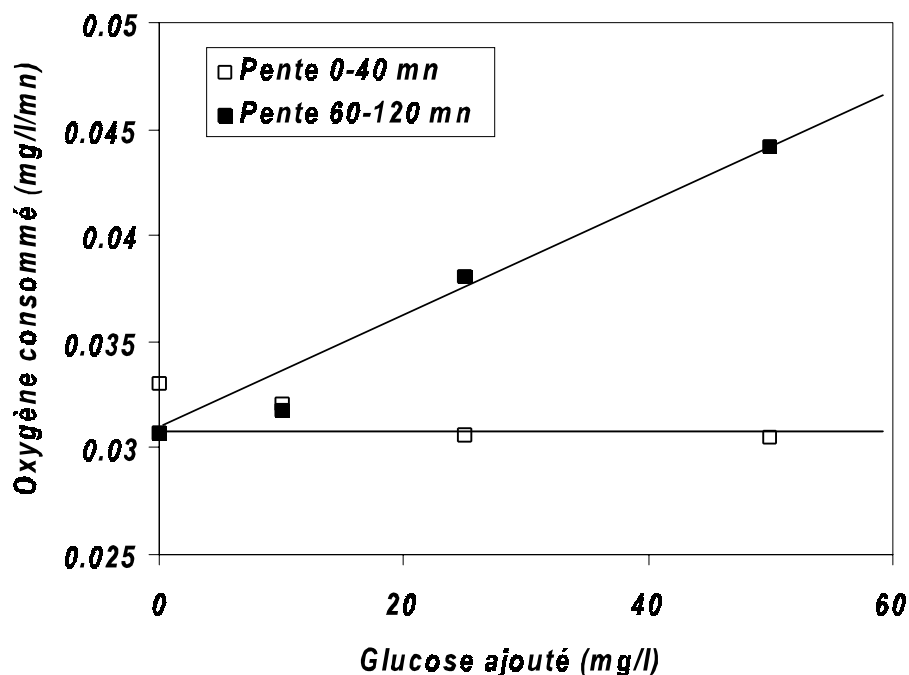


Figure 6. Comportement de la boue primaire diluée après ajout de glucose

- Après ajout d'eau usée, on obtient un résultat sensiblement conforme aux résultats obtenus théoriquement selon les protocoles IAWQ. La consommation initiale est rapide, mais sans atteindre le maximum obtenu avec de l'acétate, puis elle diminue brutalement pour se stabiliser à une valeur qui reste nettement supérieure à la consommation de la boue seule. Ce type de résultat permet d'évaluer une quantité de matière organique de type H_1 ou S , à une hypothèse (fondamentale en réalité) près sur le rendement de croissance, puis éventuellement d'évaluer H_2 si les ajouts d'eau usée sont suffisants pour la surconsommation finale soit significativement plus élevée que la consommation initiale.

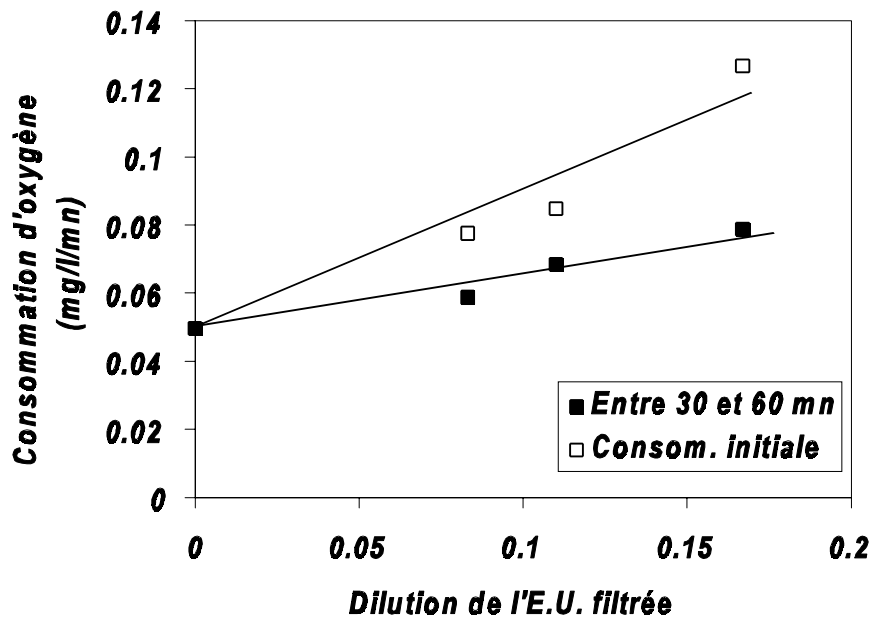


Figure 7. Ajout d'eau usée (filtrée à $0.2 \mu\text{m}$) à la boue diluée.

- Enfin, après ajout d'eau de rivière, une augmentation de respiration est nettement observable, mais sans qu'il soit possible de mettre en évidence une quelconque consommation très rapide en début d'expérimentation. Nous sommes donc probablement dans le cas où les fractions rapidement dégradables (H_1 et S) sont de faible importance, alors qu'une très notable fraction lentement dégradable peut être mise en évidence.

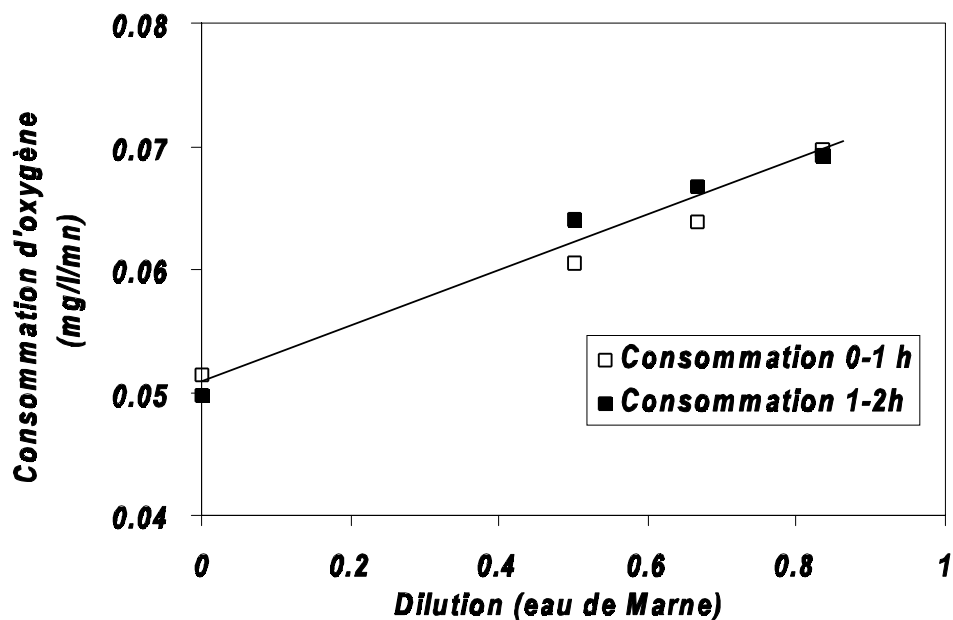


Figure 8. Ajout d'eau de Merne (filtrée à $0.2 \mu\text{m}$) à la boue diluée.

3.4. Conclusion

Ces expérimentations préliminaires ont montré l'applicabilité d'une technique dérivée des techniques des respirométries utilisées en épuration, à la fois aux eaux d'égout et aux eaux naturelles. Sera appliquée dans la suite du programme à la fois aux eaux usées et traitées et aux eaux naturelles, selon le gradient réseau/station/milieu, afin d'aboutir à une meilleure caractérisation des classes de dégradabilité du carbone. Ce travail sera également étendu aux expérimentations en station d'épuration décrites plus haut. En parallèle les mesures "classiques" de CODB et COPB seront bien sûr réalisées.

Un accent particulier sera porté sur le difficile problème du rendement de croissance. En effet, ce paramètre est tout à fait essentiel pour toutes les évaluations de teneurs en matières organiques basées sur des mesures respirométriques, mais il ne peut être mesuré qu'au travers de l'ajout de substances connues totalement dégradables (acétate, méthanol...). Dans le cas des substances naturelles, il demeure extrêmement douteux d'utiliser ce même rendement de croissance, car plusieurs éléments militent pour des rendements de croissances plus faibles pour ces substances (i) comme le taux de croissance de la biomasse n'est pas maximum, la part de l'énergie de maintenance est plus grande, d'où des rendements normalement plus faibles (Low et Chase, 1999) ; (ii) la production des exoenzymes nécessaire à la lyse de substrats complexes a certainement également un coût énergétique ; (iii) à l'autre bout de la chaîne, les mesures de bilan de carbone (y compris la biomasse) montrent des rendements plutôt de l'ordre de 0.3 pour les eaux naturelles (Barillier et Garnier, 1993).

Il est clair que des mesures de carbone (ou DCO) et biomasse couplées aux respirations permettent théoriquement d'accéder aux rendements de croissance. Mais les fortes quantités de biomasse nécessaires pour une bonne estimation des classes de dégradabilité créent un bruit de fond élevé en termes de DCO, carbone organique et biomasse. Il rend très difficile l'estimation par différence de la matière organique consommée ou de la biomasse produite. Des expériences complémentaires, à faible teneur en biomasse, seront donc nécessaires pour estimer des rendements de croissance... mais sans différentiel H_1 et H_2 , et dans des conditions différentes en termes de rapport nourriture/biomasse. Nul n'est parfait.

Références

- Barillier A. & Garnier J. (1993). Influence of temperature and substrate concentration on bacterial growth yield in Seine river water batch cultures. *Applied and Environmental Bacteriology*, **59**:1678-1682.
- Billen G. (1991). Protein degradation in aquatic environments. In *Microbial enzymes in aquatic environments*. Chap. 7 Springer Verlag, Berlin 1991 pp. 123-143.
- Billen G. & Servais P. (1989). Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. in *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*, Bianchi M. Ed., Masson, 219-245.
- Ekama G.A., Dold P.L. & Marais G.V.R. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, **18**:91-114.
- Fontigny A., Billen G. & Vives-Rego J. (1987). Some kinetic characteristics of exoproteolytic activity in coastal waters. *Est. Coast. Shelf Sci.* **25**: 127-133
- Garnier J., Servais P. & Billen G. (1992a). Bacterioplankton in the Seine River (France) : Impact of the Parisian urban effluent. *Canadian Journal of Microbiology*, 1992, **38** : 56-64.
- Garnier J., Billen G. & Servais P. (1992b). Physiological characteristics and ecological role of small and large sized bacteria in a polluted river (Seine river, France). *Achiv. Hydrobiol. Beih.* **37**:83-94.

Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the Seine river : observations and modelling. *Limnology and Oceanography*, **40**:750-765.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C. & Marais G.V.M. (1995). Activated Sludge model No 2. *Report of the IAWQ Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wasterwater Treatment*. 32 pages.

Henze M., Grady C.P.L., Gujer W., Marais G.V.M. & Matsuo T. (1986). Activated Sludge model No 1. *Report of the IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wasterwater Treatment*. 33 pages.

Khan E., Babcock R., Suffet I.M.H. & Stenstrom M.K. (1998). Method development for measuring biodegradable organic carbon in reclaimed and treated wastewaters. *Water Environment Research*, **70**:1025-1032.

Khan E., Babcock R.W., Suffet I.M.H. & Stenstrom M.K. (1998). Biodegradable dissolved organic carbon for indicating wastewater reclamation plant performance and treated waste water quality. *Water Environment Research*, **70**:1033-1040.

Laurent P. & Servais P. (1995). Fixed bacterial biomass estimated by potential exoproteolytic activity. *Canadian Journal of Microbiology*, **41/48** : 743-752.

Low E.W. et Chase H.A. (1999). The effect of maintenance energy requirements on biomass production during wastewater treatment. *Water Research*, **33**:847-853.

Perdrieux S. & Thérien N. (1980). Modelling the dynamics of the activated sludge wastewater treatment process in terms of the carbon variable. *Water Research*, **14**:1333-1344.

Rapport d'activité 1997 du S.A.T.E.S.E., Conseil Général de l'Oise, 183 pages.

Rapport d'activité 1996 du S.A.T.E.S.E., Conseil Général de l'Oise, 215 pages.

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. *Water Science and Technology*.**37**:25-33.

Seidl M., Servais P., Martaud A., Gandouin C. and Mouchel J.M. (1998). Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Water Science and Technology* : **37**:25-33.

Servais P., Garnier J., Demarteau N., Brion. N. & Billen G. (1999a). Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. *Water Research*. In press

Servais P., Seidl M. & Mouchel J.M. (1999b). Comparison of parameters characterising organic matter in a combined sewer during rain events and dry weather. *Water Environment Research*. In press

Servais P. & Garnier J. (1993). Contribution of heterotrophic bacterial production to the carbon budget in the river Seine (France), *Microbial Ecology*, **25** : 19-33.

Sözen S., Ubay Cokgör E., Orhon D. & Henze M. (1998). Respirometric analysis of activated sludge behaviour. II. Heterotrophic growth under aerobic and anoxic conditions. *Water Research*, **32**:476-488.

Thérien N. & Perdrieux S., 1981. Dynamics of activated sludge in terms of organic carbon. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, **53**:576-586.

Ubay Cokgör E., Sözen S., Orhon D. & Henze M. (1998). Respirometric analysis of activated sludge behaviour. I. Assessment of the readily biodegradable substrate. *Water Research*, **32**:461-475.

Vollersten J. & Hvitved-Jacobsen T. (1998). Aerobic microbial transformations of resuspended sediments in combined sewers - a conceptual model. *Water Science and Technology*, **37**:69-76.

Sommaire  général

**Introduction du thème 4 :
Micro-organismes et matière organique**

**Encore un effort du côté de la dégradation de la matière
organique**

**Caractérisation des groupes bactériens fonctionnels dans le
continuum "réseau d'assainissement/Step/milieu récepteur**

**Nouvelles méthodes pour l'étude des bactéries fécales appliquées
au bassin de la Seine**

Site urbain amont : Troyes