

Bilan des sources de contamination fécale et premiers essais de modélisation

I. George et P. Servais. Ecologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles, Belgique.

1. Introduction

Les coliformes fécaux (CF) constituent l'un des principaux groupes de bactéries indicatrices de contamination fécale des eaux naturelles. Depuis 1998, ce groupe de bactéries est étudié dans le bassin de la Seine dans le cadre du programme scientifique PIREN-Seine. Les deux années précédentes, notre contribution au PIREN-Seine fut de développer une méthode rapide de détection des CF sans mise en culture des échantillons (cette méthode enzymatique est basée sur l'activité β -D-glucuronidase (activité GLU) du coliforme fécal principal, *E.coli*) (George *et al.* 2000a), d'appliquer cette méthode en parallèle avec les traditionnels comptages de coliformes sur gélose lactosée au Tergitol et TTC sur les principales rivières du bassin de la Seine (George *et al.* 2000b) et de tester son applicabilité à l'étude des effluents de quelques grosses stations d'épuration du bassin (Marne Aval, Seine Aval, Seine Amont, Rouen et Troyes). Un des objectifs cette année 2000 fut de finaliser, par de campagnes d'échantillonnage supplémentaires, l'étude commencée en 1999 sur les sources ponctuelles (rejets urbains) de CF aux rivières. Un autre objectif fut d'estimer l'apport de CF au bassin par le lessivage des sols, sur base d'échantillonnages réalisés sur des petites rivières localisées dans la partie amont du bassin de l'Oise. Enfin, le dernier objectif fut l'ébauche d'un modèle décrivant la dynamique des coliformes fécaux dans le bassin de la Seine qui puisse être couplé aux modèles SENESTRE et MODESTE.

2. Bilan des sources de contamination fécale

2.1. Sources ponctuelles de coliformes fécaux

L'étude sur les stations d'épuration (STEPs) commencée en 1999 a été complétée cette année par: 4 campagnes d'échantillonnage supplémentaires sur la STEP Seine Aval, afin d'évaluer la variabilité de la qualité microbiologique de ses effluents bruts et traités; 3 campagnes sur la nouvelle STEP Seine Centre; une campagne en juin 2000 sur les petites STEP (90 à 15000 équivalents-habitants (EH)) du bassin du Grand Morin, beaucoup plus importantes en nombre sur le bassin de la Seine que les grosses STEP parisiennes et une campagne en juillet 2000 sur une STEP du Languedoc-Roussillon (Sainte Marie La Mer, 20000 EH) où les eaux usées sont désinfectées en période estivale par rayonnement UV (un processus encore peu utilisé en Europe). Quelques STEP belges ont été ajoutées à cette étude dont les principaux objectifs étaient de comparer l'efficacité des différents traitements à éliminer les CF et de calculer des "équivalents-habitants coliformes" pour chaque type de traitement ($EH_{CF}/EH_{act.GLU}$ = quantité de CF cultivables/d'activité GLU rejetée par habitant et par jour dans les effluents bruts et traités) (George *et al.* 2000d).

Dans le tableau 1 sont reprises les caractéristiques de toutes les STEP échantillonnées dans le cadre de l'étude. Pour faciliter la discussion ultérieure, elles ont été groupées en 7 catégories différentes. Dans chaque STEP, des échantillons ont été prélevés en entrée, après la décantation primaire (quand elle était présente) et en sortie de la filière de traitement. La concentration en matières en suspension (MES), la demande biologique en oxygène (DBO), la concentration en CF cultivables et l'activité GLU ont été déterminés pour chaque échantillon. Pour les CF cultivables, les échantillons ont été préalablement soniqués 45 sec dans un bain à ultra-sons afin de décrocher les bactéries des MES (George *et al.* 2000c). Comme notre objectif était de comparer l'efficacité d'abattement de la pollution microbiologique d'origine fécale par différents types de traitement, seuls des effluents complètement traités ont été échantillonnés en sortie des STEP, même en situation de by-pass (à Achères en mai 1999 et 2000 et à Couilly en juin 2000).

Tableau 1. Localisation, date d'échantillonnage et caractéristiques des STEPs. Les STEPs ont été groupées par temps de rétention ou par complexité de traitement croissants (catégories A à G).

STEP	Localisation (pays, province/département)		Date d'échantillonnage	Capacité (EH)	Capacité nominale (m ³ jour ⁻¹)	Type traitement ^a	de	Catégorie de traitement
Wavre	Belgique,	Brabant	03-10-17/02/1999,	165000	40000	PT, D, BA		A
Seine (Achères)	Aval	France, Ile-de-France	14/04/1999, 18/05/1999, 16/12/1999, 06/04/2000, 11/05/2000, 15/06/2000	7000000	2100000	PT, D, BA		A
Guérard		France, Ile-de-France	07/06/2000	2000	216	BAnit		B
Couilly		France, Ile-de-France	06/06/2000	15000	3000	PT, D, BAnit		B
Rixensart	Belgique,	Brabant	02/03/1999	125000	35000	PT, D, BAnit		B
Troyes	France,	Champagne-Ardenne	26/05/1999	300000	46000	PT, D, BAnit		B
Achères, pilote Biofor®		France, Ile-de-France	18/05/1999, 16/12/1999, 06/04/2000, 11/05/2000, 15/06/2000		18000	PT, D, BA, Bnit		C
Waterloo	Belgique,	Brabant	19/05/1999	20000	3600	PT, BAnit+denit	D, D	
Rouen	France,	Haute-Normandie	02/04/1999	450000	70000	PT, BAnit+denit	D, D	
Seine (Valenton)	Amont	France, Ile-de-France	09/04/1999	1200000	300000	PT, BAnit+denit	D, D	
Seine (Colombes)	Centre	France, Ile-de-France	06/04/2000, 11/05/2000, 15/06/2000	800000	240000	PT, (Densadeg®), Bc, Bnit, Bdenit	D E	
Aulnoy		France, Ile-de-France	06/06/2000	90	14	L		F
Sainte Marie La Mer	France,	Languedoc-Rousillon	13/07/2000	20000	3000	PT, D, BA, FS ^b , UV ^b		G

^a PT= prétraitement (dégrillage, dessablage, déshuilage), D= décantation primaire, BA= boues activées + clarification, BAnit= Boues activées avec nitrification + clarification, BAnit+denit= boues activées avec nitrification et dénitrification + clarification, Bc= biofiltre de dépollution carbonée (Biofor®), Bnit= biofiltre de nitrification (Biofor®/Biosytr®), Bdenit= biofiltre de dénitrification (Biofor®), L=lagunage (2 bassins), FS= filtration sur sable, UV=désinfection aux rayonnements ultra-violet.

^b ces étapes ne fonctionnent qu'en été.

Dans les différentes STEPs, des échantillonneurs automatiques réfrigérés (non inféodés au débit) ont été utilisés pour avoir des prélèvements moyennés sur 24 heures qui intègrent les variations journalières d'abondance en CF dans les rejets domestiques dues aux activités humaines (Dupray *et al.* 1990, Jefferies *et al.* 1990). Ceci signifie que les sous-échantillons collectés pendant 24 heures ont séjourné pendant des temps variables dans les échantillonneurs avant que l'échantillon moyenné ne soit reconstitué. Par conséquent, plusieurs expériences ont été réalisées en laboratoire pour estimer l'évolution des abondances en coliformes dans des échantillons d'effluents bruts et traités incubés à 20°C et 6°C pendant 24 heures. Un exemple de ces expériences est présenté à la Figure 1. Dans toutes les expériences sur des effluents bruts incubés à 20°C, nous avons observé une augmentation marquée de l'abondance en CF cultivables et de l'activité enzymatique, ce qui souligne bien l'importance de réfrigérer les échantillons collectés avant leur analyse. Dans des effluents bruts à 6°C, une augmentation a également été observée, mais qui ne dépassait jamais un doublement de l'abondance initiale en coliformes après 24 heures. Dans les effluents traités, nous n'avons pas observé d'évolution des échantillons aux deux températures testées. Au vu des résultats de ces expériences, les abondances en CF cultivables et les activités enzymatiques mesurées dans les échantillons bruts (et en sortie de décantation primaire) moyennés sur 24 heures ont été corrigées afin de refléter les concentrations et activités qu'on aurait mesuré dans l'échantillon moyenné si ses différentes fractions n'avaient pas évolué au cours du temps.

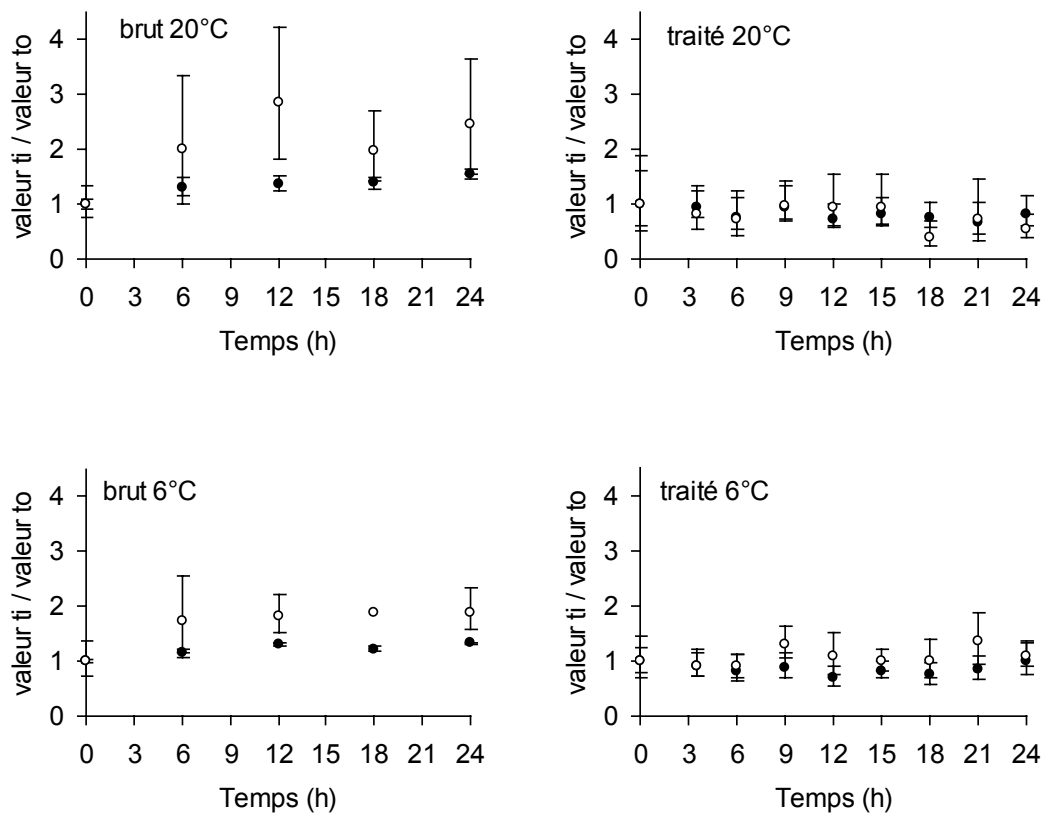


Figure 1. Variations de l'abondance en coliformes fécaux cultivables (○) et de l'activité β -D-glucuronidasique (●) dans des eaux usées brutes et traitées incubées à 20°C et 6°C (STEP de Wavre, 23/06/2000). Les résultats sont présentés sous forme de rapport de la valeur mesurée au temps t_i par rapport à la valeur initiale (t_0). Les expériences ont été réalisées en triplicats

Les abattements des différents paramètres mesurés dans les STEPs ont été calculés comme suit:

$$\% \text{ d'abattement par la décantation } 1^{\text{aire}} \text{ ou la filière complète} = (X_{\text{in}} - X_{\text{dec/out}}) / X_{\text{in}} * 100$$

$$\text{Log d'abattement par la décantation } 1^{\text{aire}} \text{ ou la filière complète} = \log_{10} X_{\text{in}} - \log_{10} X_{\text{dec/out}}$$

Où X est la variable considérée (act. GLU, CF cultivables, MES, DBO) dans l'eau brute ("in"), décantée ("dec") ou traitée ("out").

Afin de comparer la qualité microbiologique des eaux usées en tenant implicitement compte de leur éventuelle dilution par des eaux industrielles ou des eaux de pluie, des "équivalents-habitants (EH) coliformes" ont été calculés d'après Servais *et al.* (1999) en considérant une DBO de 54 g par habitant et par jour. Pour chaque STEP, le volume journalier d'eaux usées par habitant V ($\text{m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ jour}^{-1}$) a été calculé en divisant la valeur de 54 $\text{g hab}^{-1} \text{ jour}^{-1}$ par la DBO moyenne mesurée dans l'eau usée brute en entrée de la STEP (mg l^{-1}). Les EH_{CF} et $\text{EH}_{\text{act.GLU}}$ dans les eaux usées brute et traitée ont été calculés en multipliant l'abondance en CF cultivables (exprimée par 100 ml) et l'activité GLU (exprimée par 100 ml) par V et par 10000. Pour la STEP de Sainte Marie La Mer, les EH_{CF} et $\text{EH}_{\text{act.GLU}}$ ont été calculés sur base d'un volume journalier d'eaux usées par habitant de 180 $\text{l hab}^{-1} \text{ jour}^{-1}$ (car les données de DBO n'étaient pas disponibles). Dans les STEPs échantillonnées plusieurs fois, une moyenne géométrique a été calculée pour l'activité GLU, l'abondance en CF cultivables, le log d'abattement et les EH_{CF} et $\text{EH}_{\text{act.GLU}}$ sur base des différentes valeurs mesurées de ces variables. Ce sont ces valeurs moyennes qui ont été utilisées par la suite pour calculer les efficacités d'abattement et les EH_{CF} et $\text{EH}_{\text{act.GLU}}$ par catégorie de traitement, de manière à éviter que pour une même catégorie, les

STEPS échantillonnées plusieurs fois aient plus de poids dans les moyennes que les STEPs échantillonnées une seule fois.

Les activités GLU et les abondances en CF cultivables sont bien corrélées dans les eaux de STEPs, au même titre que dans les eaux naturelles (Fig. 2) (George *et al.* 2000c). C'est pourquoi une seule régression linéaire a été calculée entre ces deux paramètres dans les rivières et dans les rejets urbains (Fig. 2).

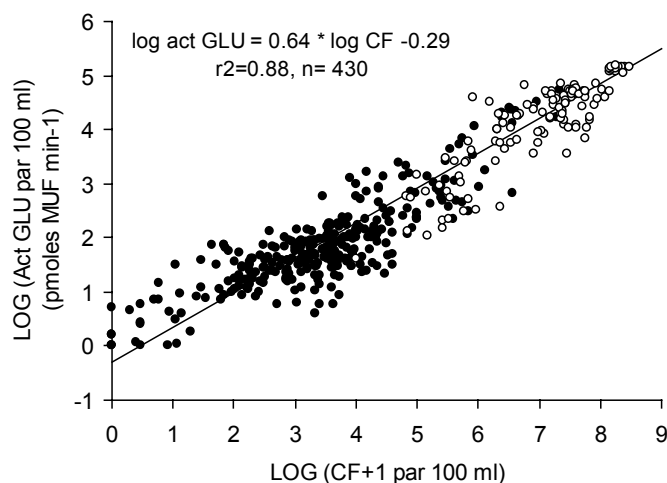


Figure 2. Régression linéaire de type II en coordonnées logarithmiques entre l'activité β -D-glucuronidasique (act GLU) et l'abondance en coliformes fécaux cultivables (CF) dans des eaux de rivières (●) et des eaux usées (○).

Les activités GLU et abondances en CF cultivables mesurées dans les rejets domestiques bruts en entrée des différentes STEPs sont présentées aux Figures 3 et 4. Elles varient d'environ 1 log entre les différentes STEPs, entre $7 \cdot 10^3$ et $7 \cdot 10^4$ unités d'activité et 10^7 et 10^8 Unités Formant Colonie (UFC) par 100 ml respectivement. En entrée de Seine Aval, des fluctuations du même ordre de grandeur ont été observées lors des 5 campagnes d'échantillonnage (Fig. 3 et 4).

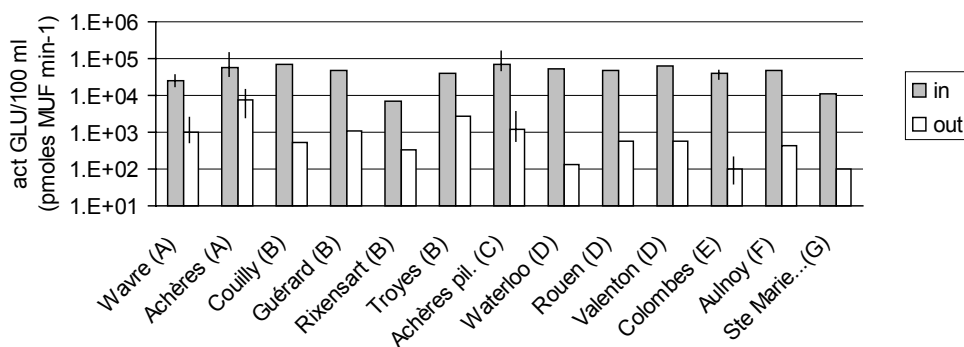


Figure 3. Activité GLU dans les eaux usées brutes ("in") et traitées ("out") des STEPs étudiées. Pour les STEPs échantillonnées plusieurs fois, la moyenne géométrique et l'intervalle entre les valeurs minimale et maximale sont présentés sur le graphe

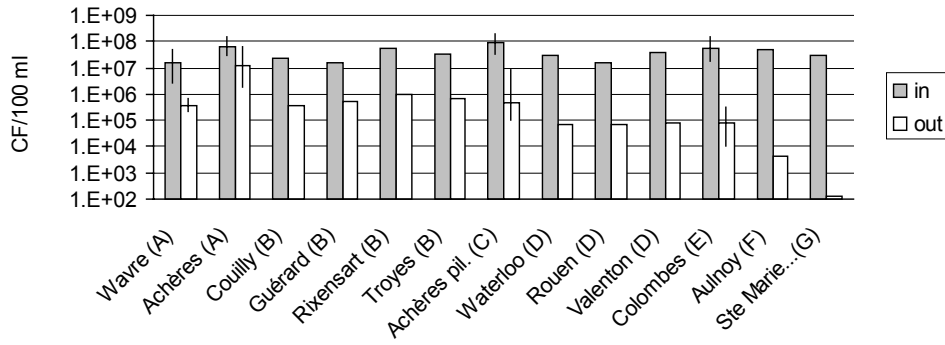


Figure 4. Abondance des CF cultivables dans les eaux usées brutes ("in") et traitées ("out") des STEPs étudiées. Pour les STEPs échantillonnées plusieurs fois, la moyenne géométrique et l'intervalle entre les valeurs minimale et maximale sont présentés sur le graphe.

Les variations assez importantes de concentrations en CF dans les eaux brutes en entrée des différentes STEPs peuvent partiellement s'expliquer par une multiplication des CF dans les réseaux d'assainissement, qui est dépendante du temps de résidence des masses d'eaux usées dans chaque réseau. Plusieurs observations soutiennent cette hypothèse. D'une part, en conditions contrôlées de laboratoire, une augmentation de la population de coliformes a été systématiquement observée dans des échantillons d'eaux usées brutes incubées à 6°C et à 20°C pendant 24 heures (Fig. 1). D'autre part, Ashley et Dabrowski (1995) ont observé dans le réseau d'assainissement de Dundee (Ecosse) que les concentrations en coliformes augmentaient des émissaires de tête aux émissaires principaux par temps sec. La Figure 5 montre que les EH_{CF} dans les eaux usées brutes ont tendance à augmenter avec la taille de la STEP. Si l'on suppose que celle-ci est proportionnelle à la taille du réseau d'assainissement et que le temps de résidence moyen des masses d'eaux usées est lié à cette dernière (ce qui est une grossière approximation), on peut expliquer les résultats de la Figure 5 par une croissance plus importante des coliformes dans les plus grands réseaux d'assainissement. Mais la multiplication des coliformes dépend certainement d'autres paramètres peu ou pas documentés dans cette étude, comme la température de l'eau ou l'hydraulique du système qui détermine le temps de résidence des masses d'eau dans le réseau.

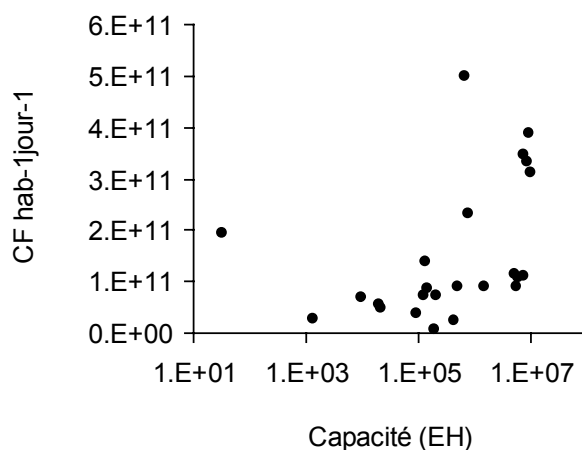


Figure 5. Relation entre la quantité de CF cultivables rejetés par habitant et par jour dans les eaux usées brutes, et la capacité nominale de la STEP traitant ces eaux usées, exprimée en log d'équivalents-habitants. Les campagnes successives sur une même STEP ont été traitées séparément (chaque campagne correspond à un point du graphe)

Dans les filières de traitement, la décantation primaire a pour objectif principal d'éliminer les MES. La Figure 6 montre qu'elle réduit d'avantage les MES (réduction en moyenne de 58%, càd 0.38 log) que les coliformes (réduction de l'act. GLU en moyenne de 37%, càd 0.20 log). Elle élimine probablement les CF liés aux MES, qui représentent 30-60% de la population de coliformes dans les eaux usées brutes (George *et al.* 2000b). Cette fraction de coliformes associés aux particules 'décantables' varie d'un effluent à l'autre puisque nous n'observons pas de relation linéaire entre l'abattement des coliformes par la décantation primaire et celui des MES (Fig. 6).

La pollution microbiologique d'origine fécale est surtout réduite par les traitements secondaire et tertiaire. Notons qu'à l'exception de la désinfection par les UV, aucune des filières de traitement étudiées n'est spécifiquement conçue pour éliminer les bactéries. Contrairement à la seule décantation primaire, la plupart des filières complètes éliminent beaucoup mieux les coliformes que les MES ou la DBO, deux paramètres "standards" utilisés pour estimer l'efficacité des traitements en STEP (Fig. 6). Ainsi, les coliformes sont particulièrement mieux abattus que les paramètres physico-chimiques par le lagunage (F).

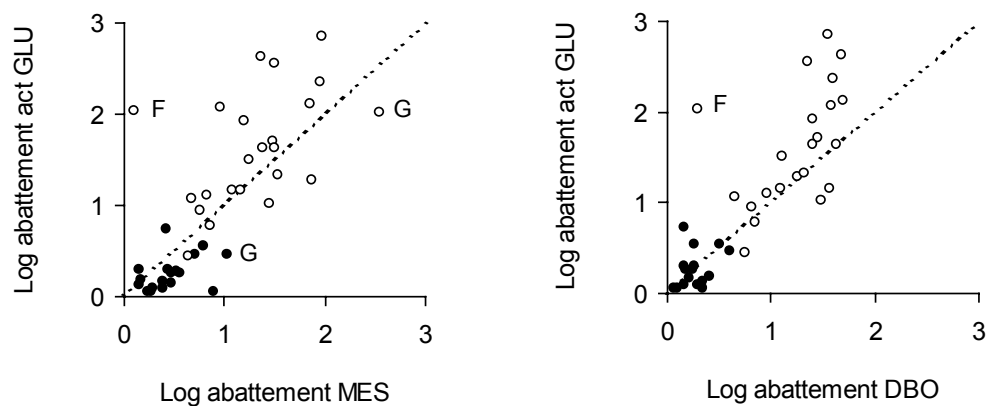


Figure 6. Log de l'abattement de l'activité GLU en fonction du log de l'abattement des MES et de la DBO, par la décantation primaire (●) et par les filières de traitement complètes (○). Il n'y a pas de points correspondant à la décantation primaire pour le traitement F dans ces deux graphes (pas de décantation), ni de points correspondant au traitement G dans le graphe de droite (pas de données de DBO disponibles). La droite en pointillé représente la bissectrice.

La réduction de la pollution microbiologique est très dépendante du type de traitement secondaire (et tertiaire) utilisé (Fig. 7). Les filières de traitement les plus performantes pour éliminer les CF cultivables sont celles où le temps de rétention des masses d'eaux usées est le plus important, comme les boues activées prolongées ou le lagunage, et qui favorisent ainsi les processus d'élimination biologique (grazing, compétition avec la microflore autochtone), celles équipées de systèmes très efficaces pour éliminer l'azote, le phosphore et les MES (notamment de petite taille) (biofiltres en série) et enfin celles équipées d'une unité de désinfection. Notons l'abattement spectaculaire des CF cultivables par les traitements F (4 log) et G (5.4 log). L'activité GLU suit les mêmes tendances que les CF cultivables, excepté pour les deux derniers traitements.

L'élimination efficace des CF cultivables par le lagunage résulte de l'action combinée d'un temps de rétention très important (60 jours pour la STEP d'Aulnoy), d'un grazing efficace par les protozoaires flagellés, d'un pH élevé dû à la photosynthèse et de l'action de la lumière solaire sur les bactéries (Bitton 1994, Rångeby *et al.* 1996, Bahlaoui *et al.* 1997, Laybourn-Parry *et al.* 1999). L'abattement des CF cultivables de 4 log mesuré en juin 2000 dépasse cependant largement les abattements annuels de 1-2 log cités dans la littérature, et n'est probablement pas représentatif d'une efficacité moyenne annuelle de ce type de traitement, car l'élimination des coliformes est maximale dans les bassins de lagunage au printemps et en été (Bahlaoui *et al.* 1997). Notons également que l'activité GLU n'a chuté que de 2 log. Cette différence peut s'expliquer par la présence, dans les bassins de lagunage peu profonds, de bactéries métaboliquement actives (ici présentant une activité GLU)

mais non cultivables sous l'action de la lumière solaire, un phénomène bien documenté dans la littérature (Barcina *et al.* 1989, Dupray *et al.* 1993, Pommepuy *et al.* 1996, George *et al.* 2000a). Il se peut aussi que certaines algues d'eau douce, qui produisent l'enzyme β -D-glucuronidase, soient suffisamment abondantes dans des systèmes fermés comme les bassins de lagunage pour interférer dans les mesures d'activité GLU (Davies *et al.* 1994).

Un abattement très important des CF cultivables (5.4 log) a été observé dans le traitement G comprenant l'unité de désinfection. A l'heure actuelle, les rayonnements UV sont considérés comme l'une des meilleures alternatives à la chloration pour désinfecter les effluents. Dans ce traitement, les abondances de CF cultivables ont chuté de 0.78 log après filtration sur sable et de 2.91 log supplémentaires après les UV. Par contre, l'activité GLU n'a diminué que d'environ 2 log sur l'ensemble de la filière, et aucune diminution de l'activité enzymatique n'a été observée après exposition aux UV. Ces résultats mériteraient d'être confirmés, mais ils soulèvent néanmoins des questions sur l'efficacité réelle des UV à éliminer les micro-organismes. Dans quelle mesure ces micro-organismes 'inactivés' sont-ils non cultivables mais encore métaboliquement actifs, et virulents dans le cas des pathogènes? La problématique des bactéries "actives mais non cultivables" reste à l'heure actuelle l'un des thèmes de recherche majeurs de la microbiologie sanitaire.

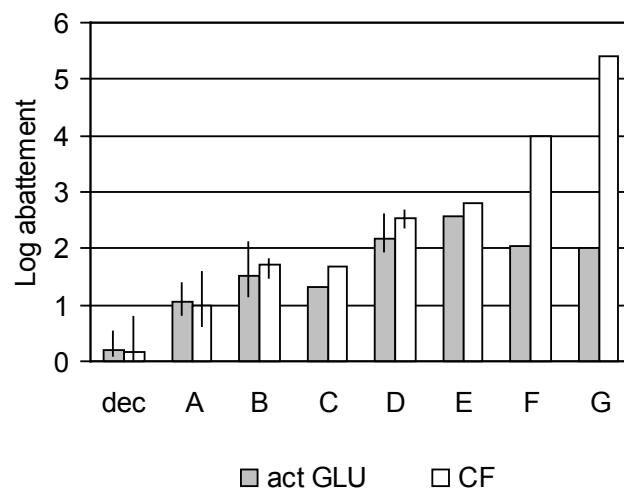


Figure 7. Abattement de l'activité GLU et des CF cultivables par la décantation primaire ("dec") et les différents types de traitement. Les log d'abattement sont exprimés par rapport à l'eau usée brute. Pour les catégories regroupant plusieurs STEPs, la moyenne géométrique et l'intervalle entre les valeurs minimale et maximale sont présentés sur le graphe.

Tableau 2. Quantité de CF cultivables et d'activité GLU rejetée par habitant et par jour dans les rejets domestiques bruts et traités. Les résultats sont présentés sous forme de moyenne géométrique et d'intervalle entre les valeurs minimum et maximum calculées.

	Moy géom.	intervalle	Moy géom.	Intervalle
Effluent brut	8.94×10^7	$(1.66-22.2) \times 10^7$	8.13×10^{10}	$(2.49-25.0) \times 10^{10}$
1 ^{ère} décantation	3.87×10^7	$(0.66-12.1) \times 10^7$	5.04×10^{10}	$(1.34-28.0) \times 10^{10}$
A	6.64×10^6	$(2.15-20.5) \times 10^6$	5.13×10^9	$(0.84-31.2) \times 10^9$
B	1.89×10^6	$(0.78-5.60) \times 10^6$	1.28×10^9	$(0.83-2.23) \times 10^9$
C	3.29×10^6		1.31×10^9	
D	8.07×10^5	$(2.08-13.0) \times 10^5$	1.31×10^8	$(1.05-1.89) \times 10^8$
E	4.11×10^5		3.27×10^8	
F	1.77×10^6		1.93×10^7	
G	1.88×10^5		2.19×10^5	

En raison de la grande variabilité de la qualité des eaux usées brutes et des efficacités contrastées des différents traitements à éliminer la pollution microbiologique d'origine fécale, des variations de l'activité GLU et des CF cultivables respectivement de 2 log et 5 log ont été observées entre les effluents traités des différentes STEPs (Fig. 3 et 4). Les effluents traités d'Achères étaient les plus contaminés, et présentaient des variations de 0.74 log et 1.54 log pour les deux paramètres mentionnés. Notons également que même si certains traitements éliminent très efficacement les coliformes, les effluents traités sont souvent d'une qualité microbiologique médiocre en raison des concentrations très élevées de bactéries fécales dans les eaux brutes. Dans les rejets domestiques bruts, les EH_{CF} et $EH_{act.GLU}$ valent environ $8 \cdot 10^{10}$ UFC $hab^{-1} jour^{-1}$ et $8 \cdot 10^7$ unités d'activité $hab^{-1} jour^{-1}$ (Tableau 2). Cette valeur d' EH_{CF} est proche de la seule valeur citée dans la littérature (Miescier et Cabelli 1982). Les EH_{CF} et $EH_{act.GLU}$ sont réduits de moins de 1 à environ 5 log dans les effluents traités en fonction du traitement (Tableau 2). Ces $EH_{CF/act.GLU}$ peuvent être utilisés pour estimer la quantité journalière de CF cultivables/d'activité GLU rejeté(e)s dans l'environnement par n'importe quelle STEP, en multipliant l' $EH_{CF/act.GLU}$ du Tableau 2 correspondant au traitement en vigueur dans la STEP par la capacité nominale de celle-ci.

2.2. Sources diffuses de coliformes fécaux

Lors de campagnes d'échantillonnage sur la Marne et l'Oise (en mars et septembre 1998) et sur le Grand Morin (en juin 2000), nous avons constaté que la qualité microbiologique de l'eau était déjà très médiocre dans les stations les plus en amont des profils (respectivement en amont de Châlons-en-Champagne, de Compiègne et de Coulommiers). En effet, les abondances en coliformes fécaux qui ont été mesurées à ces stations dans les trois rivières étaient supérieures aux normes guide et impérative de qualité des eaux de baignade. Par conséquent, un des nos objectifs cette année fut d'étudier la qualité des rivières du bassin "toujours plus en amont", jusqu'aux petites rivières d'ordre 1 et 2 exemptes de contamination par des rejets urbains, afin d'y évaluer la contamination microbiologique d'origine fécale. Nous n'avons pas essayé d'évaluer les sources diffuses de pollution fécale d'origine domestique (habitations non raccordées au réseau d'assainissement. Notons également qu'à notre connaissance, il n'existe que très peu d'études publiées sur les apports diffus de bactéries indicatrices de contamination fécale aux rivières (Khaleel et al. 1980, Till et al. 2000).

2.2.1. Stratégie d'échantillonnage

La Thiérarchie belge (où l'Oise prend sa source) et les départements français de l'Aisne et des Ardennes ont été choisis comme lieu d'échantillonnage pour des raisons logistiques et de diversité de couverture végétale. Du 10 au 19 juillet 2000, une soixantaine de ruisseaux d'ordre 1 et 2 du bassin de l'Oise ont été échantillonnés. La température de l'eau, l'activité GLU et les concentrations en CF et en MES ont été mesurées dans chaque échantillon. Ces ruisseaux ont été choisis sur des cartes IGN au 1/100000^{ème} et sur le terrain en fonction de leur bassin versant forestier, agricole (cultures de blé, maïs, avoine, colza), d'élevage extensif (pâtures) ou mixte, et les échantillons ont été prélevés en amont de tout rejet domestique dans les ruisseaux. Douze ruisseaux représentatifs ont été sélectionnés parmi ces 60 (4 de zones forestières, 4 de zones cultivées et 4 de zones d'élevage) et rééchantillonnés le 06/09/2000 et le 22/11/2000 afin d'évaluer les variations temporelles de la contamination fécale. La campagne de juillet a été réalisée par très mauvais temps (pluies abondantes, orages) et les deux autres campagnes par temps pluvieux. La température de l'eau dans les 12 ruisseaux du suivi était en moyenne de 12°C en juillet, 12°C en septembre et 9°C en novembre.

2.2.2. Résultats

Les abondances en CF mesurées pendant la campagne de juillet 2000 (Fig. 8) étaient nettement supérieures à celles mentionnées dans d'autres études sur des rivières exemptes de rejets domestiques (Till *et al.* 2000, George: données personnelles sur des ruisseaux forestiers en hiver). Le ruissellement de surface des sols à cause du mauvais temps peut partiellement expliquer ces valeurs; il a d'ailleurs été confirmé par des concentrations élevées en MES dans les échantillons (jusque 250 mg/l). Par ailleurs, la Figure 5 montre très bien l'impact du type de couverture végétale et d'occupation du sol sur la qualité microbiologique des petites rivières. Les ruisseaux traversant des pâtures, où les bovins ont la plupart du temps accès au ruisseau pour s'abreuver, étaient nettement plus contaminés

que les ruisseaux de zones forestières ou cultivées. Lors de cette campagne, nous avons mesuré dans les ruisseaux de zones d'élevage de 480 à 69000 CF/100ml (médiane: 2700 CF/100 ml), alors que dans la Seine 100 km en amont de Paris, nous n'avions mesuré que 900 CF/100ml (mars 1998) et 2100 CF/100ml (septembre 1998).

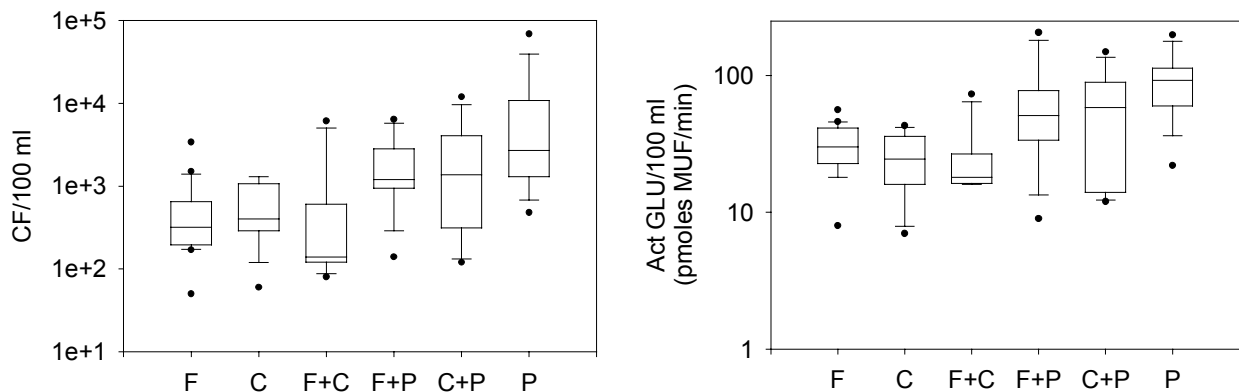


Figure 8. Concentration en CF cultivables (en log) et activité GLU (en log) dans des ruisseaux alimentés par des bassins versants forestiers (F, n=17), cultivés (C, n=8), pâturés (P, n=14) ou mixtes (F+C, n=7; F+P, n=7; C+P, n=8) (Juillet 2000). La barre horizontale au centre des "boîtes à moustache" représente la valeur médiane (quartile 50%), les limites inférieure et supérieure des "boîtes à moustache" les quartiles 25% et 75%, les barres verticales les quantiles 10% et 90%, et les points les valeurs extrêmes (non comprises dans la fourchette 10%-90%).

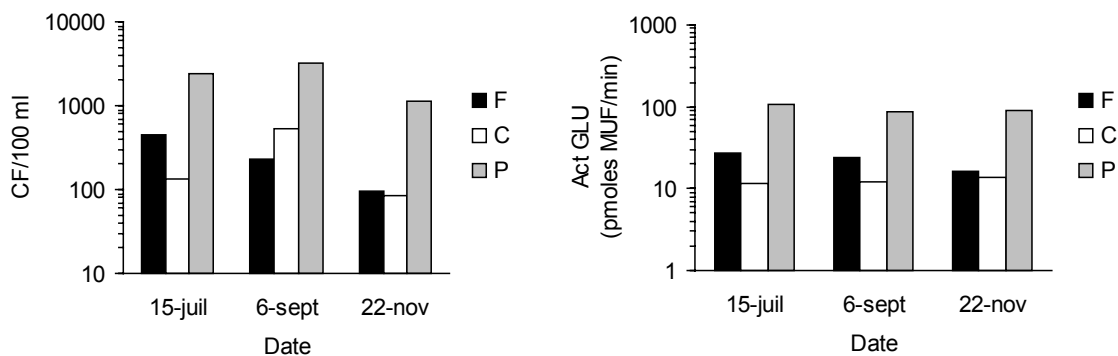


Figure 9. Variations saisonnières (en échelle log) de la concentration en CF cultivables et de l'activité GLU dans 12 ruisseaux du bassin hydrographique de l'Oise alimentés par un bassin versant forestier (F, n=4), cultivé (C, n=4) ou pâturé (P, n=4). Les résultats sont présentés en échelle log.

En septembre et novembre 2000, l'activité GLU dans les 12 ruisseaux choisis pour le suivi temporel était identique à celle mesurée au mois de juillet (Fig. 9). Pourtant, lors de la campagne de novembre, nous n'avons plus observé de bovins en pâture dans les zones d'élevage. Les abondances de CF cultivables étaient légèrement inférieures lors cette dernière campagne dans les 3 types de ruisseaux, probablement en raison d'une diminution de la température de l'eau (Fig. 9). Néanmoins, ces trois campagnes ont été réalisées dans des conditions climatiques (température de l'eau, précipitations...) peu contrastées et sur une période de temps trop courte pour que nos résultats reflètent l'influence des différentes activités agricoles (épandages de fumier, stabulation ou mise en pâture du bétail etc.). Par conséquent, elles devraient être complétées sur un cycle annuel afin de mettre en évidence l'existence éventuelle de fluctuations de la contamination fécale des petites rivières en fonction du climat et des activités humaines liées au sol.

Par ailleurs, une partie de cette étude sur les zones amont du bassin de l'Oise avait pour objectif de mieux comprendre le lien entre les CF et les MES dans les petites rivières. L'activité GLU mesurée lors des 3 campagnes dans les 12 ruisseaux du suivi a été portée en graphe en fonction de la concentration en MES (Fig. 10). Cette figure montre qu'à l'exception de 2 échantillons, l'activité enzymatique est globalement corrélée à la concentration en MES des échantillons. Par ailleurs, les échantillons de novembre 2000 ont été filtrés sur des membranes en polycarbonate de 5 µm et la fraction d'activité GLU retenue sur les filtres a été mesurée. Nous considérons la porosité de 5 µm comme la limite entre les coliformes libres dans l'eau et ceux attachés sur des particules organiques et minérales. Cette fraction d'activité dans la fraction supérieure à 5 µm s'est avérée d'autant plus élevée que la concentration en MES de l'échantillon était élevée (Fig. 11). Une partie des coliformes est donc liée aux MES dans les petites rivières, et cette fraction de coliformes attachés augmente avec la concentration en MES de l'eau. Assez logiquement, les petits ruisseaux sont très chargés en MES lors des fortes pluies, quand le ruissellement de surface augmente par rapport à l'écoulement hypodermique, c'est-à-dire quand la contribution des eaux plus chargées en coliformes (eaux de ruissellement) augmente par rapport à celle de l'écoulement hypodermique moins riche en coliformes.

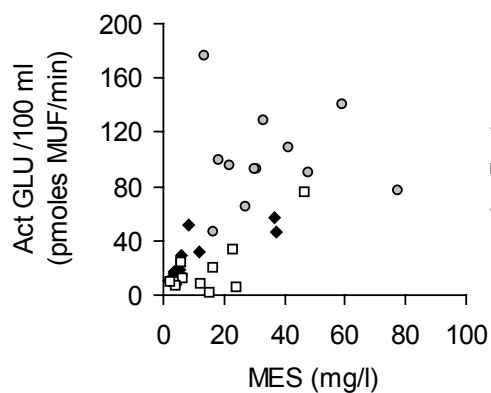


Figure 10. Relation entre l'activité GLU et la concentration en MES dans les 12 ruisseaux échantillonnés successivement en juillet, septembre et novembre 2000 (F= forêts, C=cultures, P=pâtures).

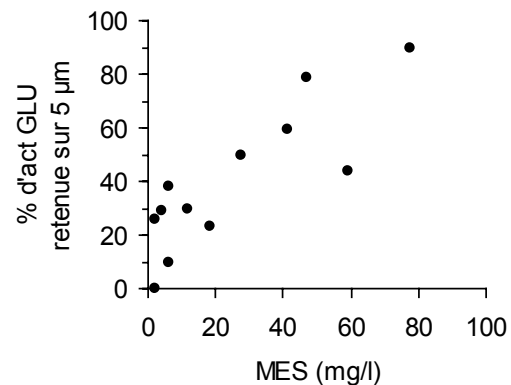


Figure 11. Relation entre l'activité GLU dans la fraction supérieure à 5 µm et la concentration en MES dans les 12 ruisseaux du bassin de l'Oise échantillonnés en novembre 2000.

Les niveaux de contamination fécale détectés dans les petits ruisseaux soulèvent de nombreuses questions sur le devenir des bactéries fécales dans les ordres 1 à 4: si les rivières sont déjà aussi contaminées dès l'amont, quels processus éliminent aussi efficacement les coliformes le long de ces ordres? Il est en tout cas très probable que les taux de disparition des coliformes cultivables qui ont été mesurés en aval d'Achères (27 à $43 \cdot 10^{-3} \text{ h}^{-1}$) ne soient pas valables sur les petits ordres. Sur des petites rivières normandes, Beaudeau *et al.* (1998) ont en effet mesuré des taux de disparition de coliformes cultivables allant jusqu'à $450 \cdot 10^{-3} \text{ h}^{-1}$, c'est-à-dire 10 fois plus que les taux de disparition que nous avons mesurés dans l'axe fluvial de la Seine. Ce point fondamental pour comprendre la dynamique des coliformes à l'échelle du bassin de la Seine fera certainement l'objet de recherches ultérieures.

2.3. Importance relative des sources ponctuelles et diffuses dans les bassins ruraux

Au vu des concentrations élevées de CF mesurées dans les ruisseaux de zones pâturées du bassin de l'Oise, on peut douter que, dans les bassins ruraux, la pollution domestique soit toujours le facteur largement dominant de contamination fécale des rivières, comme c'est certainement le cas dans les régions très urbanisées du bassin de la Seine. C'est pourquoi, dans le but d'estimer la part d'apport de pollution fécale due aux rejets domestiques dans les zones rurales, nous avons réalisé différents

scénarios croisés sur des bassins exclusivement forestiers, agricoles ou d'élevage, plus ou moins habités (de 0 à 200 habitants par km²), et où l'effort d'épuration de la part des municipalités était variable (pas de traitement des rejets, traitement classique par boues activées, ou traitement performant par biofiltration comme à Seine Centre). Le paramètre qui a été choisi pour les scénarios est le dénombrement traditionnel de CF cultivables sur milieu gélosé spécifique. Les conditions initiales des scénarios sont reprises au tableau 3 et, à l'exception du débit spécifique, elles sont basées sur des mesures de terrain présentées dans les deux paragraphes précédents. Le débit spécifique a été choisi en repérant, sur une carte des courbes d'égal débit spécifique (Guerrini *et al.* 1998), les zones échantillonnées pendant nos campagnes sur le bassin de l'Oise amont. La densité de population dans ces zones avoisine les 0-50 habitants par km² (Guerrini *et al.* 1998).

Tableau 3. Valeurs choisies pour les scénarios de comparaison, en période estivale, des sources ponctuelles et diffuses. CF= coliformes fécaux cultivables, EH= équivalents-habitants, Q = débit, F_{bas} = apprt de CF par lessivage du bassin versant.

Nombre d'habitants km ⁻²	0, 1, 5, 10, 25, 50, 100,	200	
Couverture du bassin	CF/100 ml	Q spécifique (l km ⁻² sec ⁻¹)	F _{bas} = CF km ⁻² sec ⁻¹
Forêt	320	11	3.52 x 10 ⁴
Cultures	400	11	4.40 x 10 ⁴
Pâtures	2700	11	2.97 x 10 ⁵
Nature du rejet	EH _{CF} (CF hab ⁻¹ sec ⁻¹)		
Rejet brut	9.41 x 10 ⁵		
Rejet traité par boues activées	5.94 x 10 ⁴		
Rejet traité par biofiltration (cf. Seine Centre)	3.78 x 10 ³		

Les EH_{CF} ont été exprimés en CF km⁻² sec⁻¹ en fonction de la densité d'habitants choisie, et le pourcentage de contribution domestique a été calculé comme le rapport EH_{CF}/(EH_{CF} + F_{bas})*100. Sur la Figure 12 sont présentés les résultats des différents scénarios croisés en période estivale. Ceux-ci ne concernent que les apports de CF aux rivières des bassin ruraux, ils ne sont pas représentatifs des abondances que l'on pourrait mesurer dans ces rivières puisque l'on ne tient pas compte ici des processus biologiques contrôlant la dynamique des coliformes en milieu naturel (par exemple les processus de mortalité).

Si les eaux usées domestiques ne sont pas du tout traitées, les rejets domestiques supplantent largement les rejets diffus dans les apports de CF aux rivières même en présence d'un seul habitant par km². La même constatation peut être faite si les eaux usées sont traitées par boues activées, à l'exception des zones d'élevage extensif où la contribution des rejets domestiques est minoritaire en-dessous d'une densité de population de 5 habitants par km². Si on imagine que les municipalités rurales s'équipent d'unités de biofiltration performantes, dans les bassins forestiers et cultivés, les rejets domestiques seraient responsables de plus de 90 % de la pollution fécale pour des densités de population ≥ 100 habitants par km² et deviendraient minoritaires pour des densités ≤ 10-25 habitants par km². Dans un bassin versant pâturé, les rejets domestiques seraient responsables de 72% de la pollution fécale des rivières en présence de 200 habitants par km² et deviendraient minoritaires pour des densités de populations ≤ 100 habitants par km².

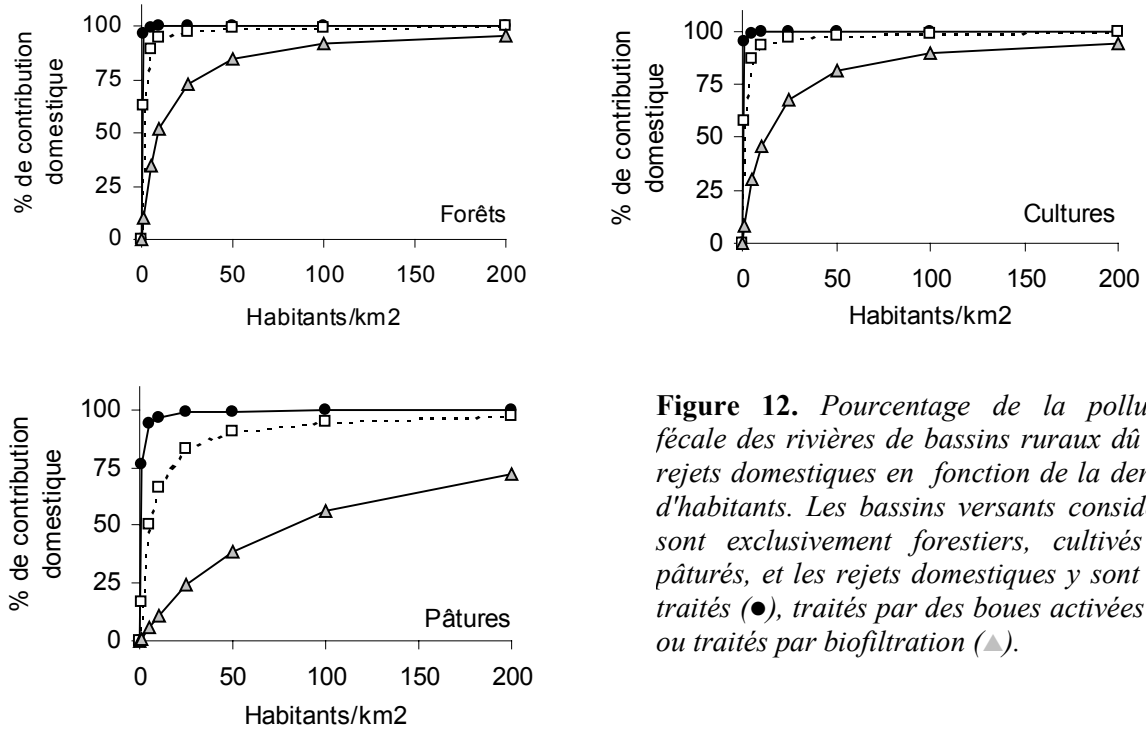


Figure 12. Pourcentage de la pollution fécale des rivières de bassins ruraux dû aux rejets domestiques en fonction de la densité d'habitants. Les bassins versants considérés sont exclusivement forestiers, cultivés ou pâturés, et les rejets domestiques y sont non traités (●), traités par des boues activées (□) ou traités par biofiltration (▲).

3. Modélisation

Notre objectif pour l'année 2001 sera de coupler un module décrivant la dynamique des coliformes fécaux (CF) dans le bassin de la Seine aux modèles SENESTRE et MODESTE, qui décrivent le fonctionnement écologique des 4 grands sous-bassins Marne, Oise, Seine amont et Eure et de l'axe fluvial de la Seine. Le but de ce modèle sur les CF, une fois validé, sera de prédire l'impact de modifications telles des changements du traitement des eaux usées, sur les valeurs de CF dans les rivières du bassin.

Pour l'instant, un module "CF" a été couplé au modèle MODESTE de l'axe fluvial. On y considère que sur le tronçon modélisé, les CF sont apportés à la Seine par la Marne, l'Oise, l'Eure et les rejets de STEP. Les processus pris en compte dans le module sont très simples:

- Une mortalité de premier ordre de $30 \cdot 10^{-3} \text{ h}^{-1}$, basée sur des mesures en batch de la décroissance de la radioactivité de l'ADN d'*E.coli* marqués à la thymidine tritiée et rejetés dans des microcosmes d'eau de Seine "fluviale"
- Une perte de cultivabilité pour les simulations de CF cultivables, estimée sur base de mesures effectuées en aval des rejets de Seine Aval à $20 \cdot 10^{-3} \text{ h}^{-1}$
- Une croissance nulle
- Une sédimentation identique à celle des bactéries de taille supérieure à $1 \mu\text{m}$ telle qu'elle est prise en compte dans le modèle RIVE.

A la Figure 13 sont présentés quelques exemples de simulations d'abondances de CF cultivables en Seine. Celles-ci sont comparées aux dénombrements de CF cultivables des campagnes d'échantillonnage réalisées sur la Seine fluviale en 1997 et 1998.

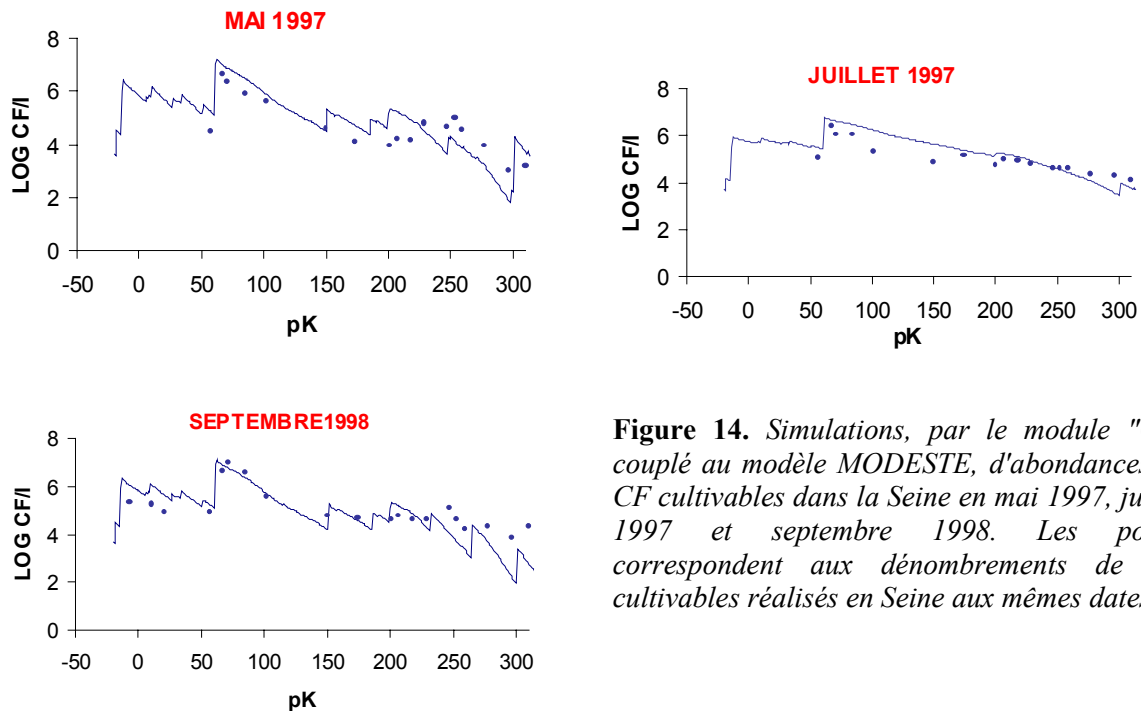


Figure 14. Simulations, par le module "CF" couplé au modèle MODESTE, d'abondances en CF cultivables dans la Seine en mai 1997, juillet 1997 et septembre 1998. Les points correspondent aux dénombrements de CF cultivables réalisés en Seine aux mêmes dates.

Le modèle simule de manière satisfaisante l'augmentation des abondances de CF en Seine par les rejets de Seine Aval, puis la décroissance en aval de ces rejets. Dans l'estuaire, les simulations sont moins bonnes et devront être améliorées. Les mêmes conclusions sont valables pour les simulations de l'activité GLU non présentées ici.

4. Conclusions et perspectives

Pendant l'année 2001, le travail sur les sources diffuses de contamination fécale sera poursuivi, afin de compléter l'étude de la qualité microbiologique des petits ruisseaux sur un cycle annuel. L'essentiel de nos efforts sera cependant concentré sur la modélisation, puisque notre objectif est de pouvoir coupler un module "CF" au modèle SENESTRE. Une partie du travail lié à la modélisation consistera à chercher des données existantes d'abondances en CF dans les rivières des grands sous-bassins, car nous n'avons pour l'instant que peu ou pas de dénombrements de CF sur les ordres 2 à 5, qui sont pourtant nécessaires à la validation des simulations.

5. Bibliographie

Ashley R.M. and Dabrowski W. (1995). Dry and storm weather transport of coliforms and faecal streptococci in combined sewage. *Wat. Sci. Tech.* **31**(7), 311-320.

Bahlaoui M.A., Baleux B. and Troussellier M. (1997). Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. *Wat. Res.* **31**(3), 630-638.

Barcina I., Gonzales J.M., Iriberry J. and Egea L. (1989). Effect of visible light on progressive dormancy of *Escherichia coli* cells during the survival process in natural fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.* **55**(1), 246-251.

Beaudeau P., Tousset N. et A. Lefèbre. 1998. Disparition des *Escherichia coli* dans les rivières normandes. Rapport d'activités du Laboratoire d'Etudes et d'Analyses de la ville du Havre, Agence de l'Eau Seine-Normandie, Direction des Rivages Normands.

Bitton (1994). Wastewater microbiology. Pages 129-130, 162-164 and 203, Wiley-Liss, New York, USA

- Davies C.M., Apte S.C., Peterson S.M. and Stauber J.L.(1994). Plant and algal interference in bacterial α -D-galactosidase and β -D-glucuronidase assays. *Appl. Environ. Microbiol.* **60**(11), 3959-3694.
- Dupray E., Baleux B., Bonnefont J.L., Guichaoua C., Pommepuy M. et Derrien A. (1990). Apport en bactéries par les stations d'épuration. *IFREMER-actes de colloques* **11**, 81-88.
- Dupray E., Pommepuy M., Derrien A., Caprais M.P., Cormier M. (1993). Use of Direct Viable Count (DVC) for the assessment of survival of *E.coli* in marine environments. *Wat. Sci. Tech.* **27**(3-4), 395-399.
- George I., Petit M. and Servais P. (2000a). Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwaters. *J. Appl. Microbiol.* **88**, 404-413.
- George I., Petit M., Theate C. and Servais P. (2000b). Distribution of coliforms in the Seine river and estuary (France). *Estuaries (soumis)*
- George I., Crop P. and Servais P. (2000c). Use of β -D-galactosidase and β -D-glucuronidase activities to estimate the bacteriological contamination of wastewater. *Can. J. Microbiol.(soumis)*
- George I., Crop P. and Servais P. (2000d). Fecal coliforms removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Wat. Res. (soumis)*
- Guerrini M.-C., Mouchel J.-M., Meybeck M., Penven M.J., Hubert G. et Muxart T. 1998. Le bassin de la Seine: la confrontation du rural et de l'urbain. *In: La Seine en son bassin, fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*, Meybeck M., de Marsily G. et Fustec E. (eds), Elsevier, Paris.
- Jefferies C., Young H.K., and McGregor I. (1990). Microbial aspects of sewage and sewage sludge in Dundee, Scotland. *Wat. Sci. Tech.* **22**(10-11), 47-52.
- Khaleel R., Reddy K.R. and M.R. Overcash. (1980). Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: a review. *Wat. Res.* **14**: 421-436.
- Laybourn-Parry J., Boyall J. and Rogers P. (1999). The role of flagellated and ciliated protozoa in lagoon and grass filter sewage treatment systems. *Wat. Res.* **33**(12), 2971-2977.
- Miescer J.J. and Cabelli V.J. (1982). Enterococci and other microbial indicators in municipal wastewater effluents. *JWPCF* **54**(12), 1599-1606.
- Pommepuy M., Fiksdal L., Gourmelon M., Melikechi H., Caprais M.P., Cormier M. and Colwell R.R. (1996). Effect of seawater on *Escherichia coli* β -galactosidase activity. *J.Appl. Microbiol.* **81**, 174-180.
- Rångeby M., Johansson P. and Pernrup M. (1996). Removal of faecal coliforms in a wastewater stabilisation pond system in Mindelo, Cape Verde. *Wat. Sci. Tech.* **34**(11), 149-157.
- Servais P., Garnier J., Demarteau N., Brion N. and Billen G. (1999). Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents. *Wat. Res.* **33**(16) , 3521-3531.
- Till D.G., McBride G.B., Ball A., Taylor K. and Pyle E. Pathogens and indicators in New Zealand recreational freshwaters, *poster presentation at the 1rst World Water Congress (10th Health-related Water Microbiology Symposium)*, International Water Association, Paris, July 2000