



eau
seine
NORMANDIE

PROGRAMME PIREN-SEINE

Programme Interdisciplinaire de Recherche
sur l'Environnement de la Seine

La contamination microbienne dans le bassin de la Seine

Comprendre comment
l'eau est contaminée pour
déterminer les risques et les
moyens à mettre en œuvre
pour restaurer sa qualité

Sous la direction de Pierre Servais

ENSEMBLE
DONNONS
vie à l'eau

Agence de l'eau

#8

L'Agence de l'eau Seine-Normandie a pour mission, conjointement avec les acteurs de l'eau, de conduire les eaux du bassin de la Seine vers le bon état écologique.

Depuis 1989, le Programme de Recherche Interdisciplinaire sur l'Environnement de la Seine (PIREN-Seine) nous aide à mieux comprendre le fonctionnement du bassin et contribue aux décisions de l'Agence.

Ce programme de recherche a apporté un éclairage décisif sur la manière dont les rivières et les zones humides participent à l'épuration de nos effluents, sur la nécessité de réduire nos rejets en phosphore pour limiter l'eutrophisation, sur l'impact attendu du changement de pratiques culturelles afin de réduire la contamination des eaux par les nitrates, etc.

Partenaire du PIREN-Seine, l'Agence de l'eau souhaite valoriser l'important travail accompli et soutenir les recherches futures en contribuant à la publication de ces travaux.

C'est l'objet de cette collection que de faire partager au plus grand nombre ces connaissances longuement mûries.

Guy Fradin

Directeur de l'Agence de l'eau Seine-Normandie

Le programme de recherche PIREN-Seine est né en 1989 de la volonté du CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique) de faire se rencontrer les chercheurs de diverses disciplines (une centaine de personnes appartenant à une vingtaine d'équipes) et les acteurs qui ont en charge la gestion des ressources en eau (une dizaine d'organismes publics et privés) dans cet espace de 75 000 km² constituant le bassin hydrographique de la Seine. En s'inscrivant dans la durée, tout en redéfinissant périodiquement ses objectifs et ses orientations, le programme, basé sur la confiance et le dialogue, a permis l'émergence d'une culture scientifique partagée entre gestionnaires et scientifiques. Les recherches à caractère appliqué sont menées dans un cadre coordonné privilégiant le développement de notre capacité à analyser, à comprendre et à prévoir le fonctionnement de cet ensemble régional d'écosystèmes qu'est le bassin de la Seine : comment ce territoire, avec sa géologie, son climat, sa végétation, mais aussi avec ses activités agricoles, domestiques et industrielles, fabrique-t-il à la fois le milieu aquatique lui-même et la qualité de l'eau de nos rivières et de nos nappes ?

Par un pilotage souple et participatif, le programme a su concilier, au sein d'une même démarche, les exigences d'une recherche fondamentale qui vise à fournir les clés pour comprendre, avec celles de la demande sociale qui attend des outils pour guider l'action.

Mais la demande sociale ne s'exprime pas seulement par le questionnement technique des gestionnaires. Elle passe aussi par le débat public avec les élus, les associations, les citoyens. L'état présent du milieu aquatique résulte de l'action millénaire de l'homme sur son environnement. Sa qualité future dépendra de ce que nous en ferons ; ce qui appelle un débat sur la manière dont nous voulons vivre sur le territoire qui produit l'eau que nous buvons, compte tenu des contraintes que nous imposent la nature et la société. L'ambition du PIREN-Seine, en tant que programme de recherche publique engagé, est aussi d'éclairer un tel débat. C'est dans cet esprit que nous avons entrepris la publication de cette collection de travaux. Elle veut offrir aux lecteurs, sur les sujets porteurs d'enjeux en matière de gestion de l'eau, les clés de la compréhension du fonctionnement de notre environnement.

Jean-Marie Mouchel et Gilles Billen

Direction du Programme PIREN-Seine



La collection du programme PIREN-SEINE

Cette collection analyse différents aspects du **fonctionnement du bassin de la Seine** et de ses grands affluents, soit 75 % du territoire d'intervention de l'Agence de l'eau Seine-Normandie. D'autres programmes, en liaison avec le PIREN-Seine, s'intéressent à des régions ou des problématiques différentes. Ainsi Seine-Aval se focalise sur l'estuaire de la Seine et édite une collection similaire depuis 1999.



#1 - Le bassin de la Seine



#2 - L'hydrogéologie



#3 - La pollution par les nitrates



#4 - Le peuplement de poissons



#5 - L'agriculture



#6 - L'eutrophisation des cours d'eau



#7 - Les métaux



#8 - La contamination microbienne



#9 - La micro pollution organique

D'autres fascicules sont à paraître dans les domaines suivants : les zones humides, les pesticides, l'histoire de Paris, les petites rivières urbaines et les risques écotoxicologiques.

La couleur de chaque fascicule renvoie à l'un des quatre objectifs principaux de l'Agence de l'eau :



Développer la gouvernance, informer et sensibiliser sur la thématique de l'eau



Satisfaire les besoins en eau, protéger les captages et notre santé



Reconquérir les milieux aquatiques et humides, favoriser la vie de la faune et de la flore



Dépolluer, lutter contre les pollutions de l'eau et des milieux aquatiques

La contamination microbienne du bassin de la Seine

Auteurs :

Pierre SERVAIS⁽¹⁾, Gilles BILLEN⁽²⁾, Tamara GARCIA-ARMISEN⁽¹⁾,
Isabelle GEORGE⁽¹⁾, Alexandre GONCALVES⁽³⁾, SYLVIE THIBERT⁽⁴⁾

(1) Ecologie des Systèmes Aquatiques, Université Libre de Bruxelles, Campus de la Plaine, CP 221, B-1050 Bruxelles, Belgique

(2) UMR Sisyphe, Université Pierre et Marie Curie, 4 Place Jussieu, 75005 Paris

(3) Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), 82, avenue Kleber, 92700 Colombes, France

(4) Syndicat des Eaux d'Ile de France (SEDIF), 14, rue Saint-Benoît, 75006 Paris

RÉSUMÉ

La Seine et la plupart de ses affluents sont impropres à la baignade... Pour le public, il n'y a pas de meilleur signe de la pollution microbienne !

Plus sérieusement et surtout scientifiquement, les chercheurs du Programme multidisciplinaire de recherche sur la Seine et son bassin, le PIREN-Seine initié par le CNRS et la Délégation de Bassin, se sont appliqués à mesurer l'étendue de la pollution du bassin.

Leur premier travail a consisté à examiner les voies de contamination. Comment les micro-organismes d'origine fécale sont-ils transmis au milieu aquatique par les hommes et les animaux ? Et comment l'eau à son tour va-t-elle contaminer les populations qui la consomment ? Très efficace, ce mode de propagation fait des ravages dans les pays en voie de développement où sévissent les épidémies. Nous sommes plus heureux. Les progrès scientifiques et l'évolution des techniques permettent aujourd'hui, dans nos pays, d'assainir l'eau et de la rendre potable.

Les auteurs du fascicule présentent les principales normes européennes de qualité microbiologique en fonction de l'utilisation de l'eau (qualité requise pour la baignade, par exemple) ; ils présentent ensuite les méthodes d'analyse de l'eau et d'énumération des bactéries pathogènes actuellement utilisées.

Cela fait, il convient encore de remédier à la situation.

L'épuration de la contamination microbiologique n'est cependant pas le premier objectif de nos stations d'épuration qui ont d'abord été créées pour éliminer les matières en suspension et la matière organique des effluents. L'amélioration des traitements, plus nombreux, plus sévères, permet néanmoins aujourd'hui de détruire 90 % et plus des bactéries d'origine fécale.

Restent environ 10 % et davantage par temps de forte pluie quand l'excès d'eau est improprement traité... 10 % qui paradoxalement font du débouché de nos stations d'épuration – largement devant les sources diffuses de pollution – la première source de pollution microbienne du fleuve. Les traitements complémentaires aux U.V. sont pour l'instant réservés aux zones de conchyliculture et aux stations balnéaires largement en raison de leur coût.

L'observation de terrain et les données acquises par extrapolation grâce au modèle SENEQUE permettent enfin d'évaluer l'impact qu'auront les investissements à venir dans l'amélioration des stations en fonction de plusieurs hypothèses.

La protection de l'environnement et de la santé a un coût. C'est là qu'il apparaît nécessaire de décider quel résultat nous voulons atteindre et à quel prix.

SOMMAIRE

7 Introduction

COMPRENDRE

8 La contamination microbienne des eaux

9 L'eau, source de propagation

9  LES ÉPIDÉMIES HYDRIQUES, FLÉAU DE L'HUMANITÉ

10 Les micro-organismes pathogènes dans l'eau

12 Les indicateurs de contamination

13 Les normes de qualité microbiologique applicables aux eaux de surface

14  LA SURVEILLANCE ET LE CLASSEMENT DES EAUX DE BAINADE

16 Les méthodes de détection des micro-organismes indicateurs et pathogènes

20  MÉTHODE ALTERNATIVE SUR DES PLAGES FRANÇAISES

21  ÉNUMÉRATION DES *E. COLI* VIABLES PAR HYBRIDATION *IN SITU*

ÉTUDIER

22 L'origine et le devenir de la pollution microbienne en Seine

23 Les sources de contamination, ponctuelles et diffuses

23 > Sources ponctuelles

24  QUEL TRAITEMENT EN STATION D'ÉPURATION ?

28  LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES

29 > Sources diffuses

30 > Contribution respective des apports ponctuels et diffus par temps sec

31 Que deviennent les micro-organismes d'origine fécale dans le milieu naturel ?

31 > Comportement général

32 > Devenir dans le bassin de la Seine

34 Modélisation de la dynamique des bactéries indicatrices dans le bassin de la Seine

ÉVALUER

38 Le niveau de contamination du bassin de la Seine

39 Répartition de la pollution fécale dans le bassin

40 > Contamination à la sortie des stations d'épuration

40 > Qualité de la Seine et activités de loisirs

43 La qualité des eaux de la Seine, hier et demain

47  L'EAU TROUBLE DES IMPRESSIONNISTES

48 Conclusion

INTRODUCTION

Parmi les nombreux micro-organismes qui peuplent les eaux douces, la plupart jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement biogéochimique* des écosystèmes aquatiques mais d'autres ne prennent pas part à ce fonctionnement et ne font qu'être véhiculés par l'eau des rivières. Ces derniers proviennent essentiellement du tube digestif des hommes et des animaux. C'est de ces micro-organismes « fécaux » qu'il sera question ici. La plupart d'entre eux sont inoffensifs ; ils ne font que témoigner de l'existence d'une contamination des eaux par des excréments humains ou animaux.

Certains micro-organismes fécaux sont toutefois des micro-organismes pathogènes qui utilisent la voie hydrique pour se propager d'un hôte à l'autre. Les maladies hydriques, transmises par l'absorption d'eau contaminée par les matières fécales, ont été dans le passé, et sont encore dans le monde d'aujourd'hui, une cause majeure de mortalité.

Ce document présente une synthèse de ce que l'on sait aujourd'hui, dans le cas précis du bassin de la Seine, sur la manière dont les micro-organismes fécaux rejoignent les eaux de surface et s'y transmettent.

Les eaux du bassin de la Seine sont particulièrement sensibles aux problèmes de contamination microbienne en raison des rejets importants d'eaux usées domestiques qu'elles reçoivent. Bien sûr, on ne meurt plus du choléra en France (la maladie a pourtant fait encore 20 000 morts à Paris en 1832) ! Mais les eaux de surface sont couramment utilisées dans le bassin de la Seine pour la production d'eau potable, particulièrement en Île-de-France. Même si les procédés de traitement et de désinfection actuellement utilisés dans les usines de production d'eau potable à partir des eaux de surface sont performants, ils ne peuvent prétendre à une efficacité absolue. Ceci implique de conserver à la ressource, une qualité suffisante.

De plus, les niveaux de contamination fécale des grandes rivières du bassin conduisent actuellement à y interdire la baignade alors que la reconquête de cette activité est de plus en plus souhaitée par certaines associations et municipalités.

Nous examinerons, d'abord de manière générale, les méthodes disponibles et les concepts utilisés dans l'étude de la contamination des eaux par les bactéries fécales.

Puis, en passant en revue les mécanismes par lesquels ces bactéries sont apportées aux eaux de rivières et y sont transportées ou éliminées, nous décrirons comment un modèle peut être construit, qui permet de hiérarchiser les actions à mener afin d'aboutir à une amélioration de la qualité bactériologique des eaux souhaitée par tous.

Ce modèle nous permettra de discuter de plusieurs scénarios futurs de l'état de contamination de la Seine, mais aussi de mettre en perspective l'état actuel par rapport aux états passés que nous tenterons de reconstituer.



La contamination microbienne des eaux

L'eau est un moyen de transport idéal pour les germes pathogènes. Indispensable à la vie, elle les introduit – quand elle est contaminée – au sein de ceux qui la consomment. Un mécanisme aussi simple que sûr qui explique les ravages occasionnés par les maladies hydriques dans les pays en développement... Ravages auxquels nous avons la chance d'échapper, essentiellement grâce au développement moderne des techniques de production d'eau potable et



L'eau, source de propagation

La transmission d'une maladie infectieuse fait intervenir un agent infectieux, un sujet réceptif, et une voie d'introduction.

Dans le cas des infections d'origine hydrique, les agents responsables de la contamination de l'eau sont les hommes et les animaux. Il peut s'agir de malades mais aussi de porteurs sains qui disséminent des micro-organismes pathogènes sans être eux-mêmes victimes de troubles.

Dans le cas des maladies hydriques, les agents contaminateurs proviennent habituellement du tube digestif de l'homme et de l'animal et sont éliminés par les excréments ; on parle alors de contamination fécale.

Les agents pathogènes d'origine fécale (bactéries*, virus*, protozoaires*) atteignent le milieu aquatique par les rejets d'eaux contaminées et par le lessivage et le ruissellement superficiel des sols agricoles ou urbains.

Transmission directe et indirecte

La voie de contamination par les maladies hydriques la plus courante est la voie féco-orale. La contamination de l'homme se réalise alors, soit par consommation d'eau de boisson contaminée, soit par consommation d'aliments contaminés par l'eau, soit encore lors d'une baignade ou d'une autre activité récréative aquatique. La consommation de coquillages constitue également une voie d'introduction féco-orale des micro-organismes pathogènes hydriques. En effet, les zones de conchylicultures se trouvent souvent dans des zones aquatiques saumâtres contaminées par des rejets domestiques. Ces coquillages concentrent les pathogènes par filtration de larges volumes d'eau et, enfin, sont souvent consommés crus ou insuffisamment cuits.

Dans le cas des baignades et des activités récréatives aquatiques, d'autres voies de contamination peuvent être utilisées par des micro-organismes pathogènes présents dans l'eau (voies cutanée, conjonctivale et respiratoire); les pathologies observées sont alors souvent des affections respiratoires, cutanées et oto-rhino-laryngologiques.

La contamination des eaux de surface par des micro-organismes d'origine fécale existe depuis très longtemps, dès que l'eau a été utilisée comme vecteur d'élimination des déchets. Avec le développement de l'urbanisation, les problèmes d'hygiène et de santé publique liés à la contamination bactérienne de l'eau sont devenus de plus en plus critiques (voir encadré sur les épidémies hydriques).



Les épidémies hydriques, fléau de l'humanité

Dans le passé, les maladies d'origine hydrique ont été responsables en Europe de vastes épidémies de dysenterie (*Shigella dysenteriae*), fièvre typhoïde et paratyphoïde (*Salmonella typhi* et *paratyphi*), choléra (*Vibrio cholerae*)...

Dans le bassin de la Seine, on se souvient des grandes épidémies de choléra qui firent plusieurs dizaines de milliers de morts à Paris entre 1830 et 1870.

Les progrès scientifiques ont depuis mis en évidence l'origine hydrique de ces maladies.

Associée aux progrès de l'hygiène collective et individuelle ainsi qu'au développement de techniques de production d'eau potable et d'épuration des eaux usées, l'amélioration de nos connaissances a permis l'éradication presque complète dans le monde occidental des plus graves affections. Et cela d'autant plus que la qualité microbiologique des eaux de surface et des eaux destinées à la consommation humaine est maintenant strictement contrôlée.

Les maladies d'origine hydrique restent cependant un fléau dans de nombreux pays en voie de développement.

À l'opposé de la situation des pays industrialisés, les chiffres publiés par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) en 2004 révèlent que, dans les pays en voie de développement, chaque année 1,8 million de personnes dont 90 % d'enfants de moins de cinq ans meurent de maladies diarrhéiques.

Or, à l'échelle mondiale, l'immense majorité des maladies diarrhéiques est imputable à la mauvaise qualité de l'eau de boisson et à un assainissement insuffisant des eaux usées.

Dans les pays occidentaux, les pathogènes transmis par l'eau sont aujourd'hui responsables d'affections qui, bien que le plus souvent relativement bénignes par rapport à celles précédemment citées, sont encore fréquentes.

Ces affections sont principalement gastro-intestinales et leurs symptômes incluent des nausées, vomissements, diarrhées, fièvres et maux d'estomac.

Malgré les progrès dans les traitements de production d'eau potable à partir d'eau de surface, des cas de mortalité liés à la consommation d'eau de distribution contaminée ont encore été observés en Amérique du Nord au cours de la dernière décennie.

Il faut également noter l'importance croissante dans nos pays de pathologies infectieuses liées à l'utilisation de l'eau dans des procédés techniques modernes tels que les systèmes de climatisation et de refroidissement. C'est le cas de la légionellose, transmise par la bactérie *Legionella pneumophila*, qui se développe dans les circuits d'eau chaude et est véhiculée par les aérosols.

L'eau est devenue aujourd'hui un enjeu stratégique mondial dont la gestion doit impérativement s'intégrer dans une perspective politique de développement durable.

Les micro-organismes pathogènes dans l'eau

Les micro-organismes pathogènes* les plus fréquemment rencontrés dans les eaux douces et salées sont repris au **Tableau 1**, ainsi que les pathologies dont ils sont responsables.

Les bactéries pathogènes incluent des espèces d'origine fécale humaine ou animale, qui appartiennent aux genres *Shigella* (*S. sonnei* et *flexneri*), *Salmonella*, *Campylobacter* (*C. jejuni* et *C. coli*), *Yersinia* (*Y. enterocolitica*), *Escherichia* (*E. coli* pathogènes) et *Vibrio* (*V. cholerae*).

D'autres bactéries pathogènes comme les *Legionella* (*L. pneumophila*) et certaines espèces du genre *Vibrio* ne sont pas des bactéries d'origine entérique* mais des pathogènes dont l'habitat naturel est l'environnement et plus particulièrement les systèmes aquatiques.

Les bactéries pathogènes opportunistes* peuvent être d'origine fécale. Elles appartiennent à une grande diversité de genres comme les genres *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Klebsiella*, *Flavobacterium*, *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Serratia*, *Acinetobacter*, *Proteus*, *Providencia* et *Mycobacterium*, et *Nocardia*.

Ces pathogènes opportunistes affectent essentiellement des sujets sensibles comme les enfants, les personnes âgées ou les immuno-déprimés. Notons également que certaines bactéries pathogènes telles que les Salmonelles* et des *E. coli* entéro-toxiques* sont aujourd'hui plus souvent transmises à l'homme par de la nourriture contaminée lors de sa production, de sa préparation ou de sa conservation, que par l'eau.

Les virus pathogènes d'origine fécale (virus de l'hépatite A, entérovirus, rotavirus, calicivirus, astrovirus, norovirus) sont souvent à l'origine de maladies transmises par les eaux polluées. L'amélioration des techniques de détection révèle progressivement leur importance dans les maladies associées à l'eau et à la consommation de coquillages contaminés. Les virus sont aujourd'hui soupçonnés d'être la cause principale des épidémies de gastro-entérites transmises par l'eau dont l'origine n'a pu être identifiée.

Enfin, des maladies d'origine hydrique peuvent être liées à l'ingestion des protozoaires d'origine fécale humaine ou animale, principalement *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*.

Ces organismes forment des kystes lorsque les conditions environnementales sont défavorables ; ces formes enkystées sont particulièrement résistantes à la désinfection. Le nombre d'épidémies de giardiasis et cryptosporidiosis contractées par l'eau de boisson et les eaux à usage récréatif est en progression aux États-Unis, soit en raison d'une amélioration du recensement de ces épisodes, soit en raison d'une réelle augmentation de ceux-ci.

De nombreux micro-organismes phototrophes (utilisant la lumière comme source d'énergie et le CO₂ comme source de carbone) se développent dans le milieu aquatique par photosynthèse (voir le fascicule « L'eutrophisation dans le bassin de la Seine »).

La plupart de ces micro-organismes photosynthétiques ne présentent aucun caractère pathogène mais quelques espèces d'algues vertes et d'algues bleues (cyanobactéries) sont dangereuses.

Ces espèces se développent aussi bien en eaux douces (le plus souvent dans des zones stagnantes) qu'en eaux saumâtres (lagunes) et qu'en milieu marin (zone côtière). Leur croissance est liée à la présence de conditions favorables (hydrodynamique, lumière, nutriments...).

En général, les espèces pathogènes produisent

des toxines qui peuvent infecter l'homme par la consommation d'eau ou des coquillages ayant accumulé ces toxines.

Nous ne discuterons pas ici de la contamination liée à ces micro-organismes photosynthétiques qui ont une dynamique toute autre que celle des micro-organismes d'origine entérique.

GROUPES DE MICRO-ORGANISMES	PATHOGÈNES	PATHOLOGIES
VIRUS	Entérovirus (polio, écho, coxsackie)	Méningite, paralysie, fièvres, myocardie, problèmes respiratoires et diarrhée
	Hépatite A et E	Infections hépatiques
	Calicivirus humains	
	Norovirus	Diarrhée/gastro-entérite
	Sapporovirus	Diarrhée/gastro-entérite
	Rotavirus	Diarrhée/gastro-entérite
	Astrovirus	Diarrhée
	Adenovirus	Diarrhée, infections oculaires et problèmes respiratoires
	Reovirus	Problèmes respiratoires et entériques
BACTÉRIES	<i>Salmonella</i>	Fièvre typhoïde et diarrhée
	<i>Shigella</i>	Diarrhée
	<i>Campylobacter</i>	Diarrhée (cause première des intoxications alimentaires)
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Diarrhée
	<i>Escherichia coli</i> O157 :H7 et certaines autres souches	Diarrhée risque de complications (urémie hémolytique) chez les enfants en bas âges
	<i>Legionella pneumophila</i>	Pneumonie et autres infections respiratoires
PROTOZOAIRES	<i>Naegleria</i>	Méningo-encéphalite
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Dysenterie amibienne
	<i>Giardia lamblia</i>	Diarrhée chronique
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarrhée sévère, mortelle chez les individus immuno-déprimés
	<i>Cyclospora</i>	Diarrhée
	<i>Microsporidies</i> incluant <i>Enterocytozoan spp.</i> , <i>Encephalitozoan spp.</i> , <i>Septata spp.</i> , <i>Pleistophora spp.</i> , <i>Nosema spp</i>	Diarrhées chroniques, affaiblissement, problèmes pulmonaires, oculaires, musculaires et rénaux
CYANOBACTÉRIES	<i>Microcystis</i>	Diarrhée par ingestion des toxines produites par ces organismes (la toxine microcystine est impliquée dans des lésions hépatiques)
	<i>Anabaena</i>	Pathologies neurologiques liées à l'ingestion de neurotoxines
	<i>Aphanizomenon</i>	Pathologies neurologiques liées à l'ingestion de neurotoxines
PHYTOPLANCTON TOXIQUE	<i>Dinophysis</i>	Intoxications diarrhéiques
	<i>Alexandrium</i>	Pathologies neurologiques liées à l'ingestion de neurotoxines
HELMINTHES	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis

Tableau 1 : Principaux groupes et genres d'agents pathogènes responsables de maladies d'origine hydrique (modifié d'après Straub et Chandler, 2003).

Les indicateurs de contamination

Dans les milieux aquatiques, la détection de tous les pathogènes potentiels est très difficile et incertaine en raison de :

- la très grande variété et diversité des micro-organismes pathogènes qui peuvent être présents dans l'eau (virus, bactéries, protozoaires...);
- la faible concentration de chaque espèce de pathogènes qui oblige à concentrer de très grands volumes d'eau pour les détecter;
- l'inexistence de méthodes standardisées et rapides pour la détection de tous ces micro-organismes pathogènes.

Même si des outils moléculaires pour détecter plusieurs pathogènes à la fois se développent progressivement, il est aujourd'hui impossible de fonder la surveillance en routine de la qualité microbiologique des eaux sur la recherche des pathogènes.

L'évaluation de la qualité microbiologique des eaux est, par conséquent, basée sur le concept de germes dits « indicateurs de contamination* ». Ces indicateurs ou bactéries indicatrices de contamination n'ont pas nécessairement par eux-mêmes un caractère pathogène, mais leur présence indique l'existence d'une contamination par des matières fécales. Leur concentration est une indication du niveau de risque de présence de micro-organismes pathogènes.

Un indicateur idéal est par définition une espèce ou un groupe de bactéries qui présente les caractéristiques suivantes : être non pathogène mais d'origine strictement fécale ; être présent en même temps que les pathogènes et absent s'il n'y a pas de contamination fécale ; avoir une cinétique de survie dans l'environnement aquatique similaire à celle des pathogènes ; être inactivé par les traitements de manière similaire aux pathogènes ; être détectable par des méthodes peu onéreuses, rapides et faciles à mettre en œuvre.

Certains paramètres physico-chimiques relativement simples à mesurer peuvent servir à détecter une pollution du milieu aquatique par des eaux usées non traitées qui entraîne une contamination microbienne. Les eaux usées non traitées sont en effet très riches en ammonium* et en matières en suspension, si bien qu'une augmentation brutale de la teneur en ammonium ou de la turbidité du milieu aquatique naturel est un signe indiquant souvent une contamination par des eaux usées brutes.

Différents groupes de bactéries sont utilisés comme indicateurs de contamination fécale dans différents pays et sous différentes juridictions. Les coliformes totaux et fécaux ont été très longtemps les principaux indicateurs de contamination fécale mais aujourd'hui, *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux sont reconnus comme plus appropriés pour évaluer le risque sanitaire associé aux diverses utilisations de l'eau (Fewtrell et Bartram, 2001).

Il est important de comprendre les potentialités et les limitations de ces différents indicateurs.

Quelques caractéristiques des indicateurs les plus couramment utilisés sont présentées ci-dessous :

• Coliformes Totaux (CT)

Le groupe des CT est défini comme l'ensemble des bactéries aérobies et anaérobies facultatives gram-, non sporulantes, en forme de bâtonnet, qui sont capables de se multiplier en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface ayant des propriétés équivalentes et de fermenter le lactose avec production d'acide et de gaz en 48 heures à 35-37°C. La pertinence de ce groupe comme indicateur est aujourd'hui fortement contestée du fait que toutes les espèces incluses dans les CT ne sont pas spécifiques de la flore intestinale des animaux à sang chaud. En effet, certaines espèces sont d'origine tellurique ou aquatique et sont capables de se développer dans l'environnement aquatique.

• Coliformes Fécaux (CF) (aussi appelés Coliformes thermo-tolérants)

Les CF constituent un sous-groupe des CT capables de se développer à 44 °C. Les CF sont considérés comme plus appropriés que les CT comme indicateurs de contamination fécale. Ce groupe est majoritairement constitué de *Escherichia coli* mais comprend aussi des *Klebsiella*, des *Enterobacter* et des *Citrobacter*.

• *E. coli*

De nombreuses études ont montré que cette espèce était généralement associée à une source fécale. Aujourd'hui *E. coli* est considéré comme un bon indicateur d'une contamination récente du milieu aquatique par du matériel fécal humain ou d'animaux à sang chaud.

- **Entérocoques Intestinaux (EI)**

Ce groupe est aussi considéré comme un bon indicateur spécifique de la contamination fécale. Plusieurs études épidémiologiques ont montré que c'était la concentration en entérocoques intestinaux qui était la mieux corrélée à l'apparition de maladies gastro-intestinales, chez les baigneurs fréquentant des plages aux eaux contaminées. Le fait que les entérocoques intestinaux survivent plus longtemps que les *E. coli* dans le milieu aquatique naturel peut constituer un avantage de ce groupe si l'on cherche à identifier une contamination fécale ancienne.

Des critiques ont été émises à propos de l'utilisation des indicateurs de contamination. Elles sont principalement basées sur la mise en évidence, dans de nombreuses études, de corrélations faibles voire inexistantes entre la concentration des indicateurs de contamination et celle de certains pathogènes.

Cette observation n'est pas vraiment surprenante si l'on sait que, selon le micro-organisme considéré, d'une part, la source dominante varie (source humaine versus source animale) et, d'autre part, le comportement dans l'environnement naturel (par exemple, le temps de survie) des divers pathogènes et indicateurs, est différent.

Il en résulte en fait qu'aucun indicateur ne peut être considéré comme idéal. Néanmoins, à ce jour, **le dénombrement des bactéries indicatrices de contamination fécale reste la seule approche opérationnelle de contrôle de la qualité microbiologique des eaux.**

Elle est complétée par la recherche de certains pathogènes dans des situations où des contaminations particulières sont suspectées.

Les normes de qualité microbiologique applicables aux eaux de surface

Les indicateurs de contamination fécale ont servi de base à l'établissement de l'ensemble des normes de qualité microbiologique des eaux.

Pour un niveau de contamination microbiologique donné, le risque sanitaire dépend de l'emploi qui est fait de l'eau. Ses différents usages n'exposent évidemment pas aux mêmes risques sanitaires que ce soit comme ressource dans une usine de production d'eau potable, pour l'hygiène, la baignade ou d'autres activités récréatives nautiques, ou encore pour l'irrigation des cultures. De ce fait, des normes différentes ont été établies pour chacun de ces usages.

Les niveaux fixés par ces normes sont, la plupart du temps, issus d'études épidémiologiques qui permettent de faire le lien entre l'exposition à un facteur donné et l'incidence d'infections dues à cette exposition. Elles donnent une estimation du risque en fonction d'un niveau d'exposition ou dose (dans le cas des maladies d'origine hydrique, il s'agit d'une abondance d'indicateurs) et peuvent donc être utilisées pour définir des normes appropriées.

Nous donnons ci-dessous deux exemples de ces normes.

Le premier concerne la qualité des eaux de baignade pour lesquelles une première norme a été édictée par l'Union Européenne en 1975 (Tableau 2a). Une nouvelle norme a été adoptée par le Parlement et le Conseil Européen en février 2006 (Tableau 2b) ; elle remplacera progressivement l'ancienne norme et devra être appliquée dans tous les pays de l'Union Européenne en 2015 au plus tard.

Le second exemple présente les normes de qualité microbiologique pour les eaux de surface qui vont être traitées pour produire de l'eau potable.

Notons que pour les eaux de surface, il existe aussi des normes ou des recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé concernant les eaux utilisées pour la conchyliculture et celles utilisées pour l'irrigation.

a) Directive du Conseil des Communautés européennes du 8/12/1975 (n° 76/160))

	Norme guide (a)	Norme impérative (b)
Coliformes totaux (CT)	500 /100 ml	10000 /100 ml
Coliformes fécaux (CF)	100 /100 ml	2000 /100 ml
Salmonelles (c)		0 /100 ml
Streptocoques fécaux (c)	100 /100 ml	

Les seuils du tableau correspondent à des valeurs ponctuelles instantanées

(a) Concentrations qu'il faut s'efforcer de respecter.

(b) Concentrations à ne pas dépasser dans plus de 5 % des prélèvements.

(c) Concentrations à vérifier par les autorités compétentes lorsqu'une enquête effectuée dans la zone de baignade en révèle la présence possible ou une détérioration de la qualité des eaux.

b) Directive 2006/7/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 février 2006

	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
Escherichia coli (E. coli)	500 /100 ml (a)	1000 /100 ml (a)	900/100 ml (b)
Entérocoques intestinaux (EI)	200 /100 ml (a)	400/100 ml (a)	330/100 ml (b)

(a) Évaluation au percentile* 95 ; (b) évaluation au percentile 90. Les percentiles sont calculés sur les résultats analytiques de 4 saisons balnéaires.

Tableau 2 : Qualité microbiologique des eaux de baignade en eaux douces.

Le tableau 2a reprend les valeurs de qualité microbiologique des eaux de baignade de la directive de 1975 qui s'appliquent aux zones de baignade en eaux douces et marines. Outre ces critères microbiologiques, cette directive impose également des valeurs seuils pour divers paramètres physico-chimiques.



La surveillance et le classement des eaux de baignade

La conformité de toutes les zones de baignade en France par rapport aux valeurs seuils de la directive est contrôlée par les DDASS.

Les résultats sont accessibles en ligne durant toute la période de baignade (juin à septembre) sur le site du Ministère de la Santé de la Jeunesse et des Sports (<http://baignades.sante.gouv.fr/>).

Aujourd'hui, afin d'informer au mieux le public, certaines municipalités touristiques mettent en ligne de manière journalière la qualité de leurs zones de baignade.

Le classement des zones de baignade se fera dorénavant sur la base de la comparaison des résultats des analyses de qualité réalisées sur 4 ans avec les critères repris dans le **tableau 2b**.

En France, un premier classement des sites de baignade est prévu à la fin de la saison balnéaire 2013 sur la base des résultats analytiques recueillis pendant les 4 saisons balnéaires précédentes.

L'objectif est qu'en 2015, tous les sites de baignade soient au moins de qualité suffisante. Les sites n'atteignant pas ce niveau de qualité en 2015 seront interdits à la baignade.

Dans la nouvelle directive adoptée par l'Union Européenne en 2006 (Tableau 2b), ce sont les *E. coli* et entérocoques intestinaux qui sont considérés comme paramètres normatifs de la qualité microbiologique. Ceci résulte de la mise en évidence, par des études épidémiologiques, que ces deux paramètres étaient les mieux corrélés aux risques sanitaires. Il n'y a, par ailleurs, plus de paramètres physico-chimiques repris dans cette directive. Celle-ci différencie les limites de percentiles pour les classes de qualité microbiologique des eaux douces, d'une part, et des eaux de transition (eaux saumâtres) et marines, d'autre part.

Les limites des percentiles sont plus basses pour les eaux marines et de transition que pour les eaux douces. Cette différence s'explique par le fait que les indicateurs de contamination sont moins résistants en eau salée que de nombreux pathogènes ; après rejet en milieu marin, les indicateurs disparaissent donc plus vite que les pathogènes. Ceci implique, pour un même niveau de protection des baigneurs vis à vis des pathogènes, des seuils en indicateurs plus sévères en eaux de mer qu'en eaux douces.

Effectué sur quatre ans, le classement des eaux de baignade utilisant les percentiles est plus objectif et plus fiable pour déterminer la vulnérabilité chronique due aux dysfonctionnements d'ouvrages d'assainissement ou événements pluvieux. En effet, ce calcul lisse les pics de pollution et traduit mieux la qualité globale du site. Cette analyse statistique limite l'effet d'une pollution très ponctuelle due à un événement exceptionnel qui dans l'ancien classement pouvait entraîner le déclassement du site.

Une simulation réalisée par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail sur les saisons balnéaires 2003 à 2006, a montré que le classement selon la nouvelle norme entraînerait une légère augmentation du pourcentage de sites de baignade non-conformes en France.

Les seuils édictés par l'Union Européenne pour la qualité des eaux de baignade ne sont pas les plus stricts quand on les compare avec ceux d'autres pays. Ainsi, par exemple, au Canada un maximum de 200 CF/100 ml seulement est toléré dans les eaux de baignade. Dans ce dernier pays, ce seuil s'applique également à certaines activités aquatiques récréatives comme la planche à voile ou le ski nautique.

Par contre, il n'existe actuellement en France, aucune réglementation sur la qualité microbiologique des eaux où se pratiquent des activités récréatives qui entraînent un contact avec l'eau.

La norme de qualité microbiologique pour les eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau potable est présentée au tableau 3 p. 16.

Les valeurs seuils dans la ressource, avant traitement, dépendent du type de traitement que l'eau subira dans la filière de production d'eau potable. Une ressource de qualité microbiologique médiocre implique un traitement de potabilisation plus complet qu'une ressource de bonne qualité.

Même si des critiques peuvent être émises sur la manière dont ces normes ont été établies et sur leur réelle signification sanitaire, personne ne peut nier l'utilité de leur caractère préventif. Une meilleure gestion du risque sanitaire associé à l'eau nécessite de poursuivre les études épidémiologiques afin de mieux appréhender la relation entre la présence des indicateurs et l'apparition de maladies.

Ceci nécessite également d'approfondir nos connaissances sur l'écologie des germes indicateurs et pathogènes dans le milieu aquatique naturel.



Activités nautiques sur rivière.

	Valeur guide A1	Valeur guide A2	Valeur guide A3
Coliformes totaux	50 / 100 ml	5000 / 100 ml	50000 / 100ml
Coliformes fécaux	20 / 100 ml	2000 / 100 ml	20000 / 100 ml
Salmonelles	Absence dans 5 l	Absence dans 1 l	
Streptocoques fécaux	20 / 100 ml	1000 / 100 ml	10000 / 100 ml

A1, A2, A3 : procédés de traitements types permettant la transformation des eaux superficielles en eau alimentaire.

Tableau 3 : Qualité bactériologique requise pour les eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau livrée à la consommation humaine (Directive du Conseil des Communautés européennes du 16/06/1975 (n° 75/440)).

A1, A2, A3 : procédés de traitements types permettant la transformation des eaux superficielles en eau alimentaire.

A1 : traitement physique simple et désinfection, par exemple filtration rapide et désinfection.

A2 : traitement normal physique, chimique et désinfection, par exemple préchloration, coagulation, floculation, décantation, filtration, désinfection (chloration finale).

A3 : traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection, par exemple chloration, coagulation, floculation, décantation, filtration, affinage (carbone actif), désinfection (ozone, chloration finale).

Les méthodes de détection des micro-organismes indicateurs et pathogènes

LA MISE EN CULTURE

Les méthodes traditionnelles pour l'énumération des bactéries fécales sont basées sur leur mise en culture.

Bien que, ces dernières années, nombre de publications aient proposé des méthodes alternatives aux méthodes classiques de dénombrement des bactéries fécales dans les eaux de surface, ces dernières sont néanmoins encore utilisées de manière systématique pour le contrôle en routine de la qualité microbiologique des eaux et sont toujours les seules reprises dans les normes.

Deux grands types de méthodes basées sur la mise en culture sont régulièrement utilisés :

- La détermination du nombre le plus probable (NPP)

Des dilutions décimales de l'échantillon sont inoculées dans une série de tubes ou de puits contenant un milieu de culture liquide spécifique. Une loi statistique permet de calculer le NPP sur base de la proportion de tubes positifs (où des bactéries se sont développées) dans chaque dilution.

- La méthode de filtration sur membrane (MF)

Un volume défini de l'échantillon est filtré et la membrane est incubée sur un milieu gélosé spécifique.

Différents milieux et conditions d'incubation (temps et température) peuvent être utilisés selon le type

de bactéries fécales recherchées (Rompré et al., 2002). Après incubation, on dénombre les colonies visibles à l'œil nu et l'on considère que chaque colonie résulte de la multiplication sur le milieu d'une cellule bactérienne. Le résultat du dénombrement s'exprime en unité formant colonie (UFC) par unité de volume.

Pour la numération des coliformes et des *E. coli*, les milieux spécifiques classiques utilisés pour la détermination du NPP ou des UFC possèdent du lactose et un indicateur pour identifier la production d'acide. Ils contiennent aussi des détergents et/ou des sels biliaires pour inhiber la croissance d'autres espèces bactériennes.

En France, l'analyse des coliformes se fait classiquement par la méthode MF en utilisant le milieu lactosé TTC-Tergitol (ISO 9803-1).

Pour augmenter la spécificité et diminuer le temps de réponse des méthodes basées sur la mise en culture, des propriétés enzymatiques* des coliformes et des *E. coli* sont aujourd'hui exploitées.

La détection de l'activité de la β -D-galactosidase (une enzyme spécifique des coliformes) et celle de la β -D-glucuronidase (une enzyme spécifique des *E. coli*) sont utilisées pour mettre en évidence la présence de ces bactéries. Des substrats chromogéniques (dont l'hydrolyse produit un composé coloré) et fluorogéniques (dont l'hydrolyse produit un composé

fluorescent) ont été incorporés dans les milieux de culture ; l'hydrolyse de ces substrats par les enzymes spécifiques donne lieu à des produits colorés ou fluorescents qui permettent une détection aisée de l'activité enzymatique ciblée.

Un exemple d'un dénombrement sur gélose d'*E. coli* est présenté par la [figure 1](#). Le substrat fluorogénique incorporé à la gélose fait apparaître les cellules de *E. coli* en mauve.

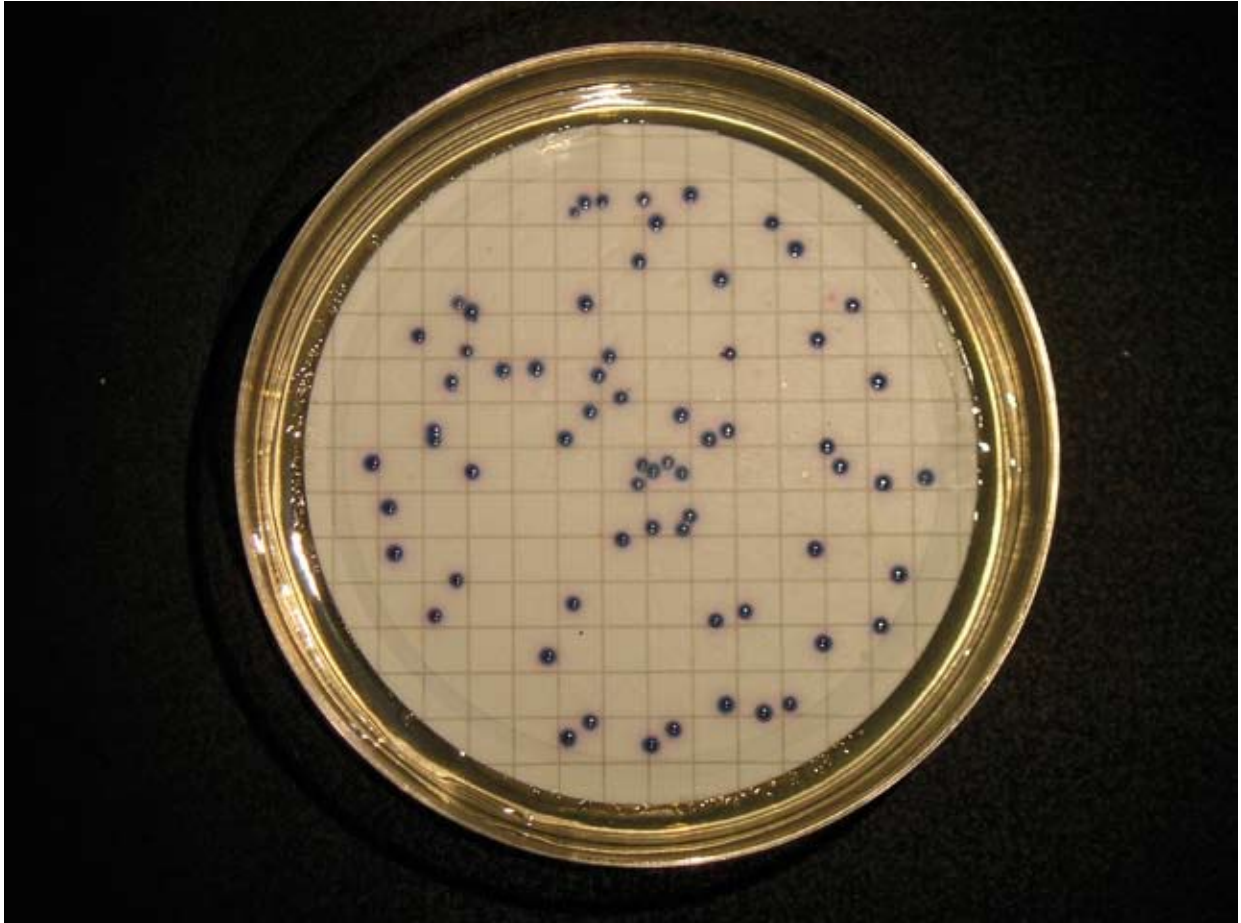


Figure 1 : Photographie d'un dénombrement des *E. coli* sur un milieu de culture contenant un substrat chromogénique (milieu Chromocult Agar). Les colonies de *E. coli* apparaissent colorées en mauve sur ce milieu. (Photo J. Passerat).

Une technique de dénombrement basée sur le principe du NPP et sur les propriétés enzymatiques des bactéries indicatrices de contamination mentionnées a également été développée. Elle consiste à fournir comme seul substrat dans le milieu de culture, un composé qui ne peut être utilisé que par le groupe de bactéries ciblé grâce à son activité enzymatique. Seul le groupe de bactéries ciblé peut donc croître.

Une méthode normalisée (ISO 9803-3) et miniaturisée est aujourd'hui utilisée très couramment pour l'énumération des *E. coli* pour le contrôle de routine de la qualité microbiologique des eaux en France (méthode connue sous le nom de « microplaque »). Dans cette méthode, une microplaque de 96 puits contenant un substrat fluorogénique pouvant être hydrolysé par la β -D-glucuronidase est utilisée ; chaque puits est inoculé avec des dilutions décimales de l'échantillon d'eau. Après incubation de la microplaque, 36 h à 44 °C, les puits positifs (fluorescents) sont énumérés sous illumination UV et le NPP est calculé.

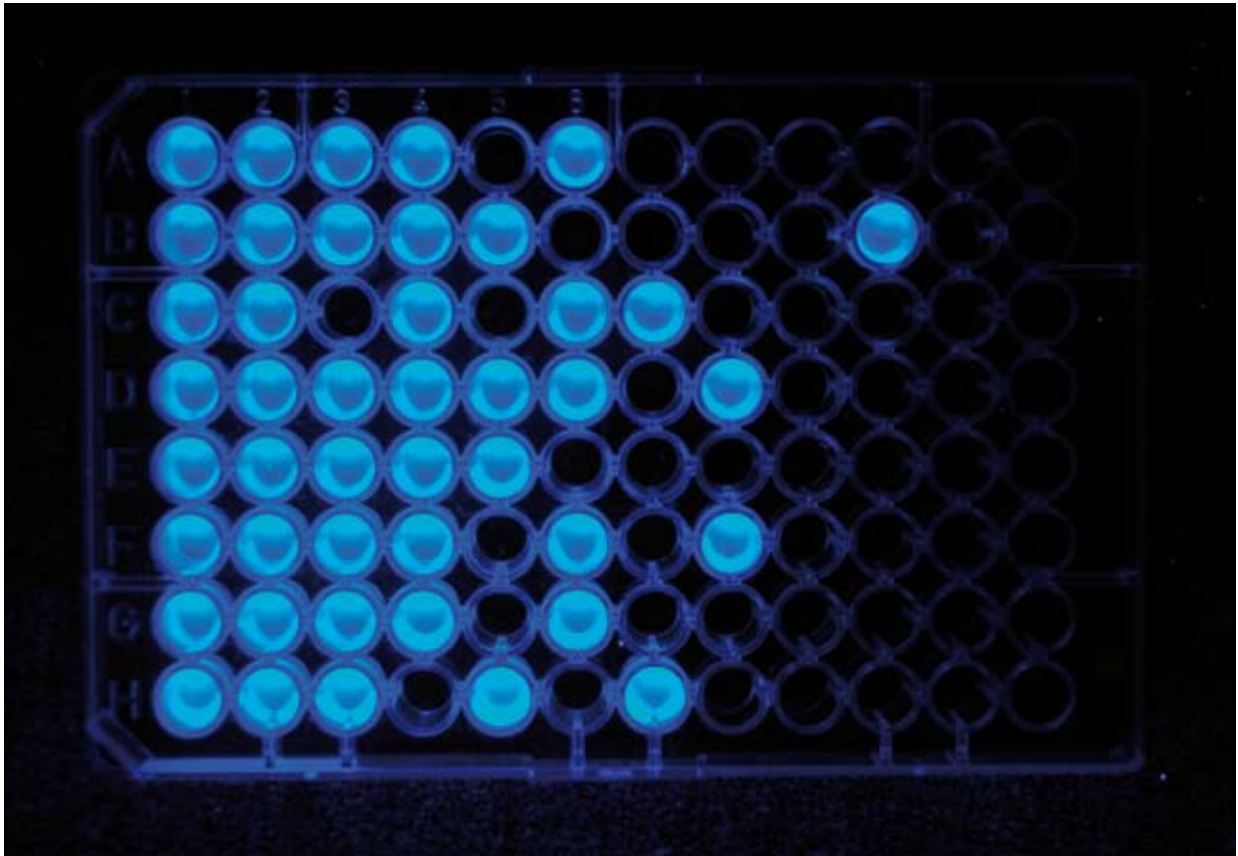


Figure 2 : Photographie d'un dénombrement des *E. coli* par la technique microplaque.

Les puits positifs (où il y a eu croissance des *E. coli*) apparaissent fluorescents sous illumination UV. Chaque rangée verticale de puits correspond à une dilution de l'échantillon (échantillon de plus en plus dilué de gauche à droite). Le nombre de puits fluorescents est compté pour chaque dilution de l'échantillon ce qui permet une estimation du NPP de *E. coli* dans l'échantillon. (Photo J. Passerat).

Les méthodes basées sur la mise en culture présentent deux inconvénients majeurs.

Tout d'abord, le temps de réponse est relativement long (de 24 à 48 h pour la détermination du NPP). Elles ne permettent donc pas de détecter immédiatement les pollutions fécales en milieu naturel, ce qui constitue un handicap considérable quand une réponse rapide sur l'état de contamination d'une eau naturelle est souhaitée, par exemple aux prises d'eau des usines de production d'eau potable en rivière ou dans les zones de baignade fréquentées.

D'autre part, ces méthodes peuvent sous-estimer le nombre de bactéries fécales présentes dans un échantillon d'eau, en ne prenant pas en compte celles qui ne sont plus capables de se diviser.

L'habitat naturel des bactéries fécales est le tube digestif des animaux à sang chaud qui offre un environnement à température constante et élevée (37°C) et des concentrations élevées en substrats organiques aisément assimilables comme les acides aminés et les sucres, tous facteurs favorables au développement bactérien.

Une fois rejetées dans le milieu naturel, ces bactéries se trouvent confrontées à des conditions défavorables telles que la limitation en nutriments, le stress osmotique, l'irradiation solaire, de faibles températures et des variations de pH.

Dans ces conditions, une partie des bactéries fécales perd sa capacité à se diviser tout en conservant sa viabilité (présence par exemple d'une activité métabolique, enzymatique ou respiratoire).

Ces bactéries dites « viables mais non cultivables » ne sont pas dénombrées par les méthodes de mises en culture qui impliquent une multiplication cellulaire.

Pour résoudre les deux problèmes des techniques de mise en culture tels qu'évoqués ci-dessus, de nombreux travaux sont actuellement menés par les microbiologistes.

Le développement d'une méthode rapide (résultat attendu dans la journée pour un prélèvement effectué le matin) d'estimation de la qualité microbiologique des eaux est un enjeu considérable en terme de surveillance des zones de baignade (voir encadré : Méthode alternative sur des plages françaises p. 20).

MÉTHODES MOLÉCULAIRES

Les méthodes moléculaires pour la détection et l'énumération des micro-organismes entériques (pathogènes et indicateurs) font l'objet d'importants travaux de recherche ces dernières années.

Elles présentent l'avantage d'être rapides et spécifiques ; elles ne nécessitent pas d'étape de mise en culture mais présentent l'inconvénient de nécessiter un personnel très qualifié.

Un groupe de méthodes moléculaires est basé sur l'extraction de l'ADN* des micro-organismes présents dans l'échantillon suivie de la multiplication, par la technique d'amplification génique, d'une séquence du génome ou ADN spécifique du micro-organisme recherché. Cette multiplication appelée PCR (pour Polymerase Chain Reaction en anglais) permet de recopier en plusieurs centaines de millions d'exemplaires le fragment d'ADN. Il est alors possible de visualiser la présence d'un micro-organisme présent en très faible nombre dans l'échantillon de départ.

Des variantes de cette technique (PCR compétitive et PCR en temps réel) permettent aujourd'hui, sur la base du nombre de copies du gène après amplification, de dénombrer les micro-organismes dans l'échantillon.

Ces méthodes sensibles présentent néanmoins l'inconvénient de ne pas permettre la distinction entre un micro-organisme vivant et un fragment en bon état de son ADN présent dans l'échantillon.

MICROSCOPIE

Un autre groupe de techniques est basé sur la visualisation et le dénombrement spécifique de certains micro-organismes en microscopie.

Un marquage spécifique des micro-organismes recherchés est nécessaire.

Il se fait, soit grâce à une réaction antigène-anticorps, soit par marquage au moyen d'une sonde moléculaire* (voir encadré : Énumération des *E. coli* viables par hybridation *in situ* p. 21).

Aujourd'hui, les méthodes classiques basées sur la mise en culture pour l'énumération des bactéries indicatrices de contamination et des bactéries pathogènes sont les seules normalisées et elles sont employées pour les contrôles de routine de qualité microbiologique des eaux. Les substantiels progrès accomplis dans le développement d'autres méthodes (méthodes enzymatiques et moléculaires) permettent de proposer des méthodes complémentaires aux méthodes basées sur la mise en culture pour l'étude des bactéries entériques en milieu aquatique.



Exemple d'une contamination des eaux : l'élevage bovin.



MÉTHODE ALTERNATIVE SUR DES PLAGES FRANÇAISES

Méthode d'évaluation rapide de la concentration en *E. coli*, la mesure de l'activité de la β -D-glucuronidase (activité GLU) des *E. coli*, sans passage par une étape de mise en culture des échantillons, a été proposée comme alternative aux dénombrements par mise en culture. La méthode consiste à filtrer un échantillon d'eau, à incuber le filtre en présence du substrat fluorogénique (MU-Glu), à mesurer dans des conditions standardisées l'apparition de la fluorescence au cours du temps due au MUF résultant de l'hydrolyse du substrat par la β -D-glucuronidase des *E. coli*. L'apparition de la fluorescence est proportionnelle à la quantité d'enzymes présentes dans l'échantillon qui est elle-même proportionnelle au nombre des *E. coli* dans l'échantillon (figure 1).

Ce protocole permet de mesurer l'activité GLU en moins d'une heure. Le résultat de la mesure exprimé en terme d'activité enzymatique est converti en abondance de *E. coli* grâce à une calibration du type de celle présentée à la figure 3.

La rapidité, la simplicité du protocole expérimental et un coût équivalent à celui des méthodes de dénombrement sur gélose ont permis de proposer cette approche comme une méthode rapide pour évaluer la qualité microbiologique des eaux douces (Servais et al., 2005) et marines (Lebaron et al., 2005). Cette méthode a été utilisée ces trois dernières années pour le contrôle en temps réel de la qualité des eaux de baignade sur certaines plages françaises.

Les inconvénients liés à cette méthode sont la nécessité d'une calibration par rapport à une méthode de mise en culture pour obtenir un résultat exprimé en concentration de *E. coli* ainsi que la possible interférence, dans certaines conditions environnementales, de micro-organismes non ciblés (bactéries non *E. coli* possédant une activité glucuronidasique) et de la turbidité.

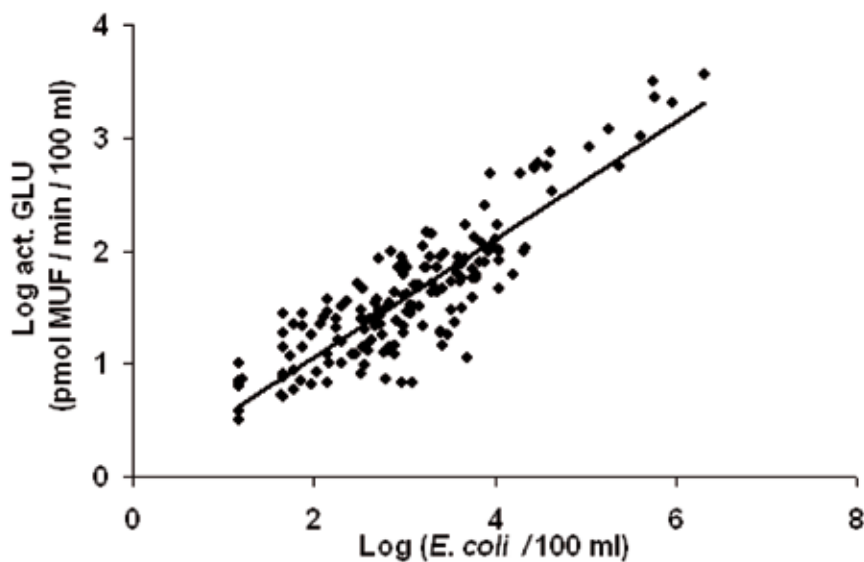


Figure 3 : Relation linéaire en coordonnées logarithmiques, entre l'activité GLU et la concentration en *E. coli* cultivables (estimée par la méthode « microplaque ») dans des échantillons d'eaux de rivières.



ÉNUMÉRATION DES *E. COLI* VIABLES PAR HYBRIDATION *IN SITU*

L'hybridation *in situ* avec une sonde fluorescente (FISH - Fluorescent In Situ Hybridisation), consiste à marquer la cellule cible avec une sonde moléculaire spécifique du micro-organisme ciblé liée à un composé fluorescent.

Cette sonde moléculaire est en fait l'homologue d'une séquence de bases spécifiques de l'ARN du micro-organisme cible.

Dans le cas du micro-organisme cible, la sonde moléculaire se lie par appariement à la séquence de base homologue de l'ARN de la cellule cible qui devient fluorescente et détectable en microscopie à épifluorescence*. Dans le cas d'un micro-organisme non cible, il n'y a pas appariement et donc pas de marquage de la cellule.

Récemment cette procédure d'hybridation *in situ* appliquée aux *E. coli* a été couplée avec un test de viabilité pour ne détecter en microscopie que les cellules viables (Garcia-Armisen et Servais, 2004).

Ce test consiste à incuber les bactéries dans un milieu riche en présence d'antibiotiques qui inhibent la division cellulaire ; à la suite de cette incubation, les cellules actives sont allongées, ce qui permet de les distinguer des inactives.

Cette élongation des cellules actives s'accompagne d'un accroissement du contenu en ARN sans changer le nombre de bactéries. Ce couplage offre donc le double avantage de faciliter la détection des bactéries, après marquage par une sonde moléculaire fluorescente, et de permettre la seule énumération des cellules actives (cellules présentant une activité métabolique dans les conditions d'incubation en présence du milieu riche).

Des exemples de dénombrement des *E. coli* par cette méthode sont présentés par la [figure 4](#).

À l'inverse des méthodes basées sur la mise en culture, cette technique offre l'avantage de dénombrer l'ensemble des *E. coli* viables et non pas seulement les *E. coli* cultivables (capable de se multiplier sur les milieux de culture) mais elle présente l'inconvénient d'être relativement lourde à mettre en oeuvre et de nécessiter un personnel formé aux techniques de biologie moléculaire et à la microscopie.

Cette technique a permis de montrer que la proportion des *E. coli* viables mais non cultivables était plus importante dans les milieux peu contaminés par rapport aux milieux fortement contaminés.

Ceci s'explique probablement par le fait que des conditions plus stressantes (stress nutritionnel, effet de la lumière), qui sont responsables de la plus grande fraction de bactéries viables mais non cultivables sont rencontrées dans les milieux les moins contaminés.

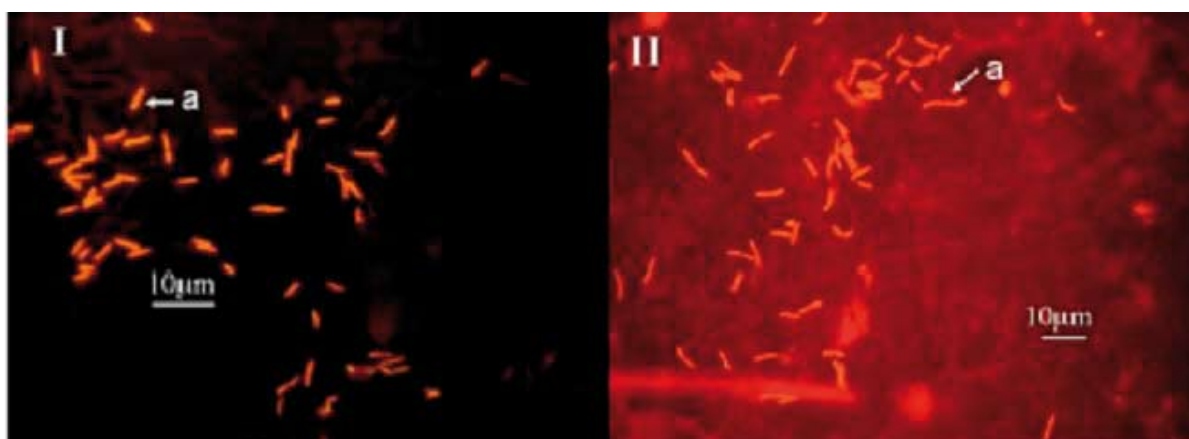


Figure 4 : Hybridation *in situ* avec une sonde moléculaire des *E. coli* présents dans un échantillon d'eau usée traitée (10 ml filtrés) (I) et dans un échantillon d'eau de Seine (100 ml filtrés)(II). Sur les deux photos, la flèche « a » indique une cellule d'*E. coli* fluorescent en rouge (Garcia-Armisen et Servais, 2004).



L'origine et le devenir de la pollution microbienne en Seine

Les traitements courants opérés en station d'épuration ne sont pas dirigés contre la pollution microbologique et sont d'une efficacité variable à son égard. Il s'agit ici d'identifier les sources principales de pollution microbienne et de déterminer les procédés les plus efficaces pour l'abattre.



Les sources de contamination, ponctuelles et diffuses

Les micro-organismes pathogènes entériques proviennent du tube digestif des hommes et des animaux à sang chaud et sont amenés vers le milieu aquatique via leurs excréments.

Parmi les sources de contamination, on distingue communément les sources ponctuelles des sources diffuses.

Les sources ponctuelles incluent les rejets d'eaux usées domestiques traitées ou pas en station d'épuration, les rejets d'eaux usées industrielles, les rejets d'eaux de ruissellement urbain lorsque celles-ci sont collectées par un réseau d'assainissement séparatif ou encore les rejets directs d'effluents d'élevage.

En plus des apports par les sources ponctuelles, le milieu naturel reçoit également des micro-organismes fécaux par des sources diffuses de contamination, difficilement localisables dans l'espace et parfois très variables dans le temps.

Il n'existe pas dans la littérature de définition claire du terme « sources diffuses ». Nous considérerons ici le terme « sources diffuses » dans son sens le plus large, c'est-à-dire englobant à la fois des contaminations diffuses d'origine humaine (infiltration d'eau provenant de systèmes d'assainissement autonome comme les fosses septiques, fuites des réseaux d'assainissement défectueux...) et des contaminations diffuses d'origine animale (animaux sauvages et bétail) qui rejoignent le milieu aquatique via le ruissellement et le lessivage des sols ou l'infiltration vers les eaux souterraines.

L'importance relative de ces diverses sources est très variable à la fois dans l'espace et dans le temps.

Elle dépend bien entendu de l'environnement aquatique considéré, mais également des conditions hydrologiques et météorologiques.

Si les rejets localisés d'eaux usées traitées peuvent être facilement étudiés indépendamment des autres sources de contamination (et font d'ailleurs l'objet de la plupart des études sur les apports de bactéries fécales aux milieux naturels), il n'en va pas de même des sources diffuses qui peuvent être dominantes dans les bassins ruraux.

LES SOURCES PONCTUELLES

Les eaux usées domestiques contiennent des concentrations très importantes en micro-organismes d'origine fécale. Par exemple, les concentrations en coliformes fécaux (CF) dans les eaux usées brutes arrivant aux stations d'épuration sont dans une fourchette de 10^7 à 10^8 CF/100 ml.

Alors qu'il y a encore cinquante ans, ces eaux usées étaient le plus souvent rejetées sans traitement dans les milieux aquatiques, la plupart des rejets domestiques urbains sont aujourd'hui, dans les pays industrialisés, traités en stations d'épuration.

Bien que les eaux usées transportent de nombreux micro-organismes, parmi lesquels certains sont pathogènes, très peu de stations d'épuration sont cependant aujourd'hui équipées de traitements spécifiquement conçus pour éliminer les micro-organismes (traitement de désinfection).

Au niveau de la qualité microbiologique, il n'existe pas de norme sur la qualité bactériologique des eaux usées traitées rejetées en milieu naturel. C'est la sensibilité du milieu, fixée en fonction des usages de l'eau en aval (baignade, production d'eau potable, conchyliculture), qui impose le niveau de rejet.

En Seine, la station d'épuration « Seine-Aval » (figure 5 p. 24, schéma de fonctionnement 2006), à Achères en rive gauche du fleuve et à 60 kilomètres en aval de Paris, traite les eaux usées de plus de 6 millions d'habitants.

Tandis que celle de Colombes dite « Seine-Centre », en rive gauche de la Seine (figure 6 p. 25, schéma de fonctionnement par temps sec) traite les effluents de 800 000 habitants et inclut une triple biofiltration. Le premier biofiltre sert à éliminer la pollution carbonnée, le second à la nitrification et le troisième à la dénitrification. Par temps de pluie, les trois biofiltres sont utilisés en parallèle pour augmenter le volume traité dans cette station.



Quels traitements en station d'épuration ?

L'objectif prioritaire des traitements réalisés en stations d'épuration a été pendant longtemps d'éliminer les matières en suspension et la matière organique des effluents. Aujourd'hui, la Directive eaux résiduaire urbaine (Deru) exige un traitement minimum qui est fonction de la taille des agglomérations et de la sensibilité de la zone de rejet des effluents traités.

La totalité des eaux du bassin de la Seine a été classée comme sensible à l'eutrophisation (voir fascicule « L'eutrophisation des cours d'eau »), ce qui implique que toutes les stations d'épuration traitant les effluents de plus de 10 000 habitants traitent la pollution azotée et la pollution phosphorée.

Les stations d'épuration urbaines classiques comprennent, en général, après une étape de prétraitement (dégrillage, dessablage, déshuilage), un traitement primaire de décantation qui vise à retenir les matières en suspension (MES) responsables de la turbidité de l'eau. Celui-ci est le plus souvent suivi d'un traitement biologique faisant intervenir des bactéries qui vont consommer la matière organique biodégradable (mesurée par la Demande Biologique en Oxygène ou DBO) grâce à un apport d'oxygène (traitement secondaire). Le traitement biologique le plus souvent utilisé est celui des « boues activées ».

L'objectif de la réduction de la concentration en matière organique biodégradable en station d'épuration est de minimiser la consommation en oxygène dissout dans la rivière en aval du rejet des eaux traitées.

Dans la plupart des stations d'épuration, le traitement secondaire est complété d'un traitement biologique de l'azote ; il oxyde l'ammonium en nitrates (traitement de nitrification) et peut être complété par une élimination complète de l'azote (traitement de nitrification suivi de dénitrification). Un traitement biologique ou physico-chimique pour éliminer le phosphore peut également être inséré dans la filière d'épuration.

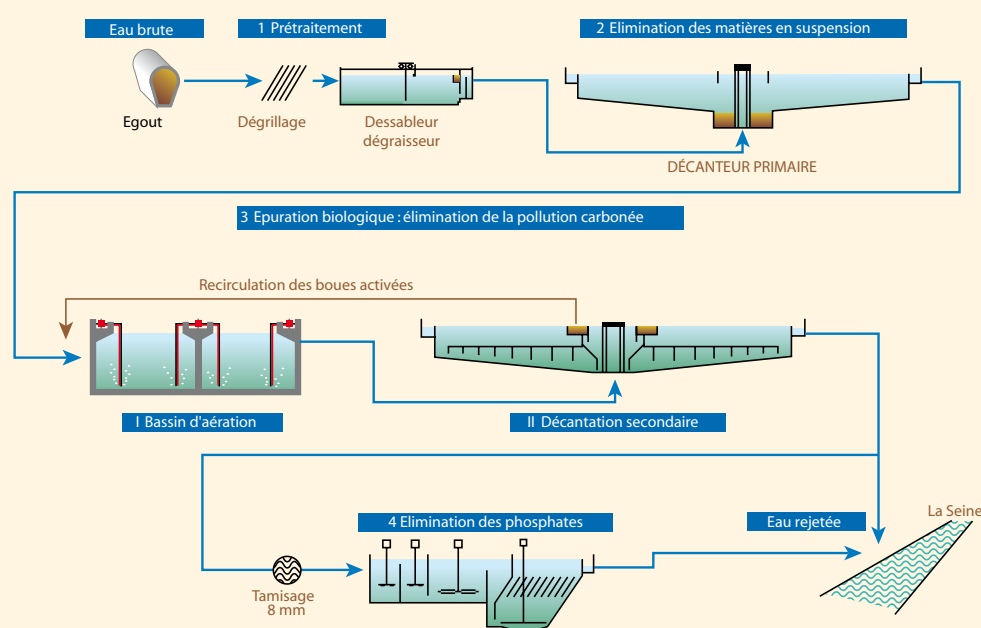


Figure 5 : Schéma de fonctionnement de la station d'épuration Seine-Aval (Achères) en 2006. Le traitement dans cette station inclut un prétraitement, une étape de décantation pour abattre les matières en suspension, un traitement biologique pour réduire la teneur en matière organique biodégradable (DBO) et une étape de clarifloculation pour retenir les phosphates (Schéma : SIAAP).

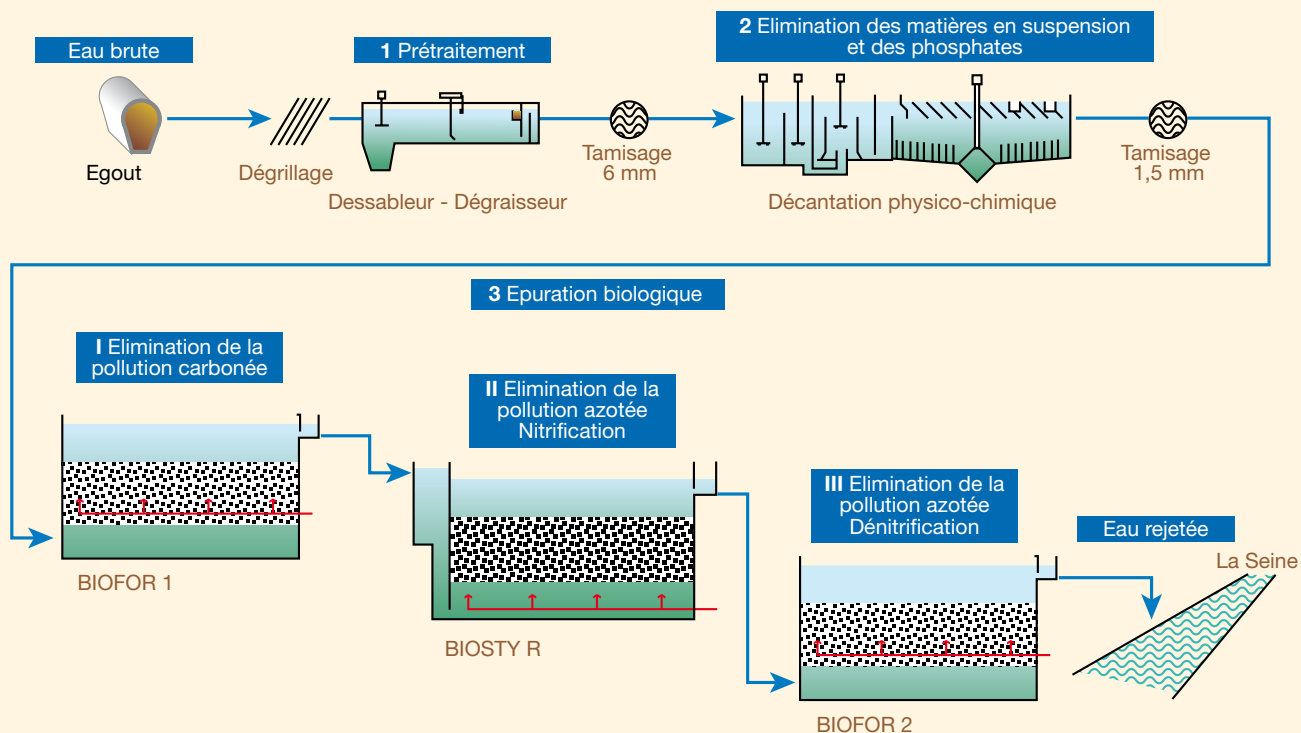


Figure 6 : Schéma de fonctionnement actuel de la station d'épuration Seine-Centre (Colombes) par temps sec. Le traitement dans cette station inclut un prétraitement, une étape de décantation pour abattre les matières en suspension, une triple biofiltration. Le premier biofiltre sert à éliminer la pollution carbonée, le second à la nitrification et le troisième à la dénitrification.



Figure 7 : Station d'épuration Seine-Centre située en rive gauche de la Seine à Colombes (Photographie : SIAAP).

Dans le cadre des travaux du PIREN-Seine, diverses stations d'épuration situées dans le bassin et caractérisées par des capacités très différentes (de 100 à plus de 6 millions d'équivalents habitants) ont été échantillonnées. Ces stations étaient aussi caractérisées par des traitements différents incluant le traitement primaire de décantation, le traitement

par boues activées, le traitement par boues activées prolongées avec nitrification et/ou dénitrification, une étape finale de désinfection aux rayons UV et du lagunage.

La **figure 8** présente les concentrations moyennes en CF à l'issue de ces différents traitements.

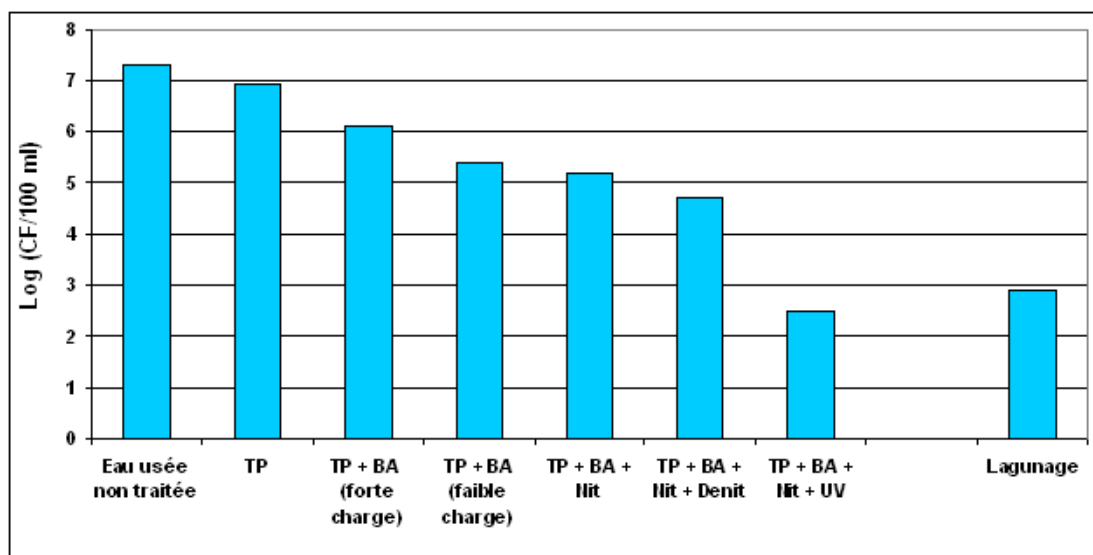


Figure 8 : Concentrations moyennes en CF (en unités logarithmiques) dans les eaux usées à divers stades de traitement (valeurs moyennes pour quelques stations du bassin de la Seine - d'après les données de George et al. (2002) et Servais et al. (2007a)). [(TP) traitement primaire de décantation, (BA) traitement par boues activées (forte charge et faible charge), (Nit) nitrification, (Denit) dénitrification et (UV) traitement final de désinfection aux UV].

Comme on peut le voir, les eaux brutes arrivant en stations d'épuration sont très chargées en bactéries fécales (en moyenne plus de 10^7 CF/ 100 ml). Il faut savoir que chaque habitant produit de l'ordre de 4×10^{10} coliformes fécaux par jour qui sont évacués via les matières fécales. L'étude de l'élimination des bactéries fécales dans les stations d'épuration montre que celle-ci est fonction du type de traitement. Ainsi, le simple traitement primaire est peu efficace (abattement de l'ordre de 0,4 unité logarithmique). Dans les stations qui comprennent une décantation primaire suivie d'un traitement par boues activées, on observe des taux d'abattement de l'ordre de 2 unités logarithmiques pour les stations à faible charge, soit une rétention de 99 % des CF. Les stations à boues activées fortes charges, comme la station Seine-Aval, sont moins efficaces (**figures 8 et 9**). Lorsque certains traitements tertiaires de l'azote ou du phosphore sont ajoutés, on observe en général une amélioration de l'élimination des bactéries fécales (**figures 8 et 9**). C'est le cas lorsque le temps de rétention de l'eau dans les ouvrages de traitement par boues activées

est largement accru pour permettre la nitrification et la dénitrification ou lorsque des étapes de biofiltration sont utilisées à cet effet, comme à la station Seine-Centre (**figure 7**) (taux d'abattement des CF jusqu'à 2,6 unités logarithmiques).

L'élimination des bactéries fécales débute lors du traitement de décantation où les bactéries attachées aux MES sédimentent. Elle se poursuit lors du traitement biologique où les bactéries fécales peuvent être consommées par des protozoaires ; elles peuvent aussi être retenues dans les filtres lors des étapes de biofiltration. Une part des bactéries fécales est aussi éliminée par sédimentation avec les floccs lors de la clarification suivant le traitement par boues activées. À côté des traitements d'épuration intensifs rapidement décrits ci-dessus et utilisés en zones urbaines, il existe une large gamme de traitements extensifs qui peuvent être utilisés en zones rurales, comme le lagunage. Ce type de traitement est assez efficace vis à vis de la pollution microbienne (**figure 8**). L'efficacité dépend néanmoins de la saison (plus faible par temps froid et peu ensoleillé).

Il existe dans la région Seine-Normandie de nombreuses installations de traitement par lagunage (plus de 600) qui épurent en traitement complet les eaux usées de petites collectivités (moins de 2 000 habitants) ou viennent en complément d'installations de taille plus importante.

Les mesures présentées à la **figure 8** sont confirmées par les données du suivi de la qualité microbiologique des eaux usées brutes et traitées effectué par le SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne) sur les trois principales usines d'épuration de la région parisienne situées en bord de Seine (Seine-Amont à Valentigney une dizaine de kilomètres en amont de Paris, Seine-Centre à Colombes en aval de Paris et Seine-Aval à Achères). La **figure 9** présente les teneurs moyennes en CF à l'entrée et à la sortie de ces trois stations d'épuration pour la période 2003-2006.

Elle montre que le traitement, vis-à-vis des bactéries fécales, était moins performant à Seine-Aval que sur les deux autres usines qui sont de conception plus récente. D'autre part, les stations Seine-Amont et Seine-Centre disposaient déjà aux moments des mesures présentées à la **figure 9** d'unités de traitement de l'azote par nitrification et dénitrification (soit par boues activées (Seine-Amont), soit par biofiltration (Seine-Centre)) (voir **figures 5 et 6**) au contraire de la station Seine-aval.

Malgré les abattements des bactéries fécales observés dans les stations d'épuration, les eaux usées domestiques en sortie des stations d'épuration contiennent encore des concentrations importantes de bactéries fécales. Les rejets des eaux usées traitées en station d'épuration entraînent donc bien souvent une diminution significative de la qualité microbiologique des eaux des rivières en aval des rejets comme nous le verrons dans le chapitre suivant.

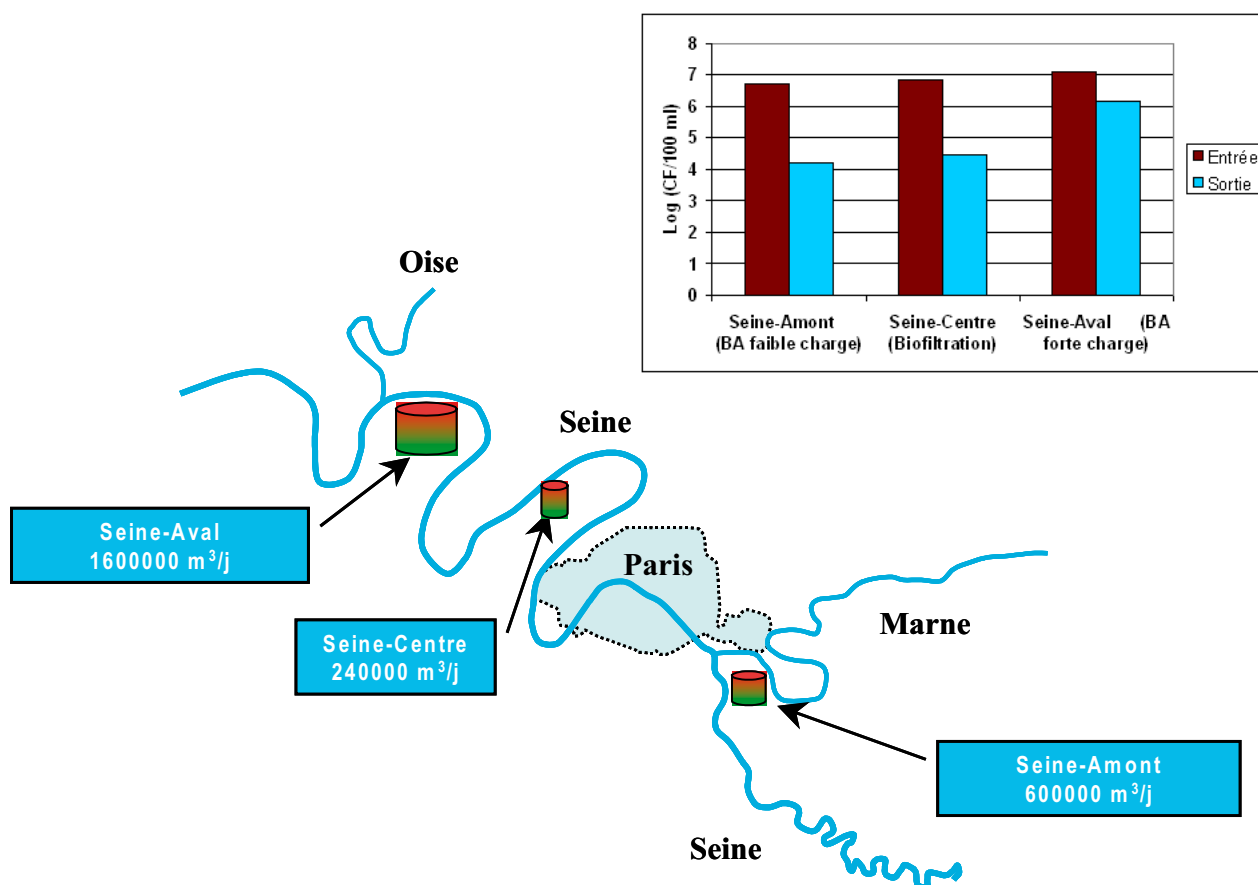


Figure 9 : Localisation des trois principales usines d'épuration de la région parisienne avec leur capacité journalière de traitement et concentrations moyennes en CF (en unités logarithmiques) dans les eaux usées brutes et traitées de ces stations d'épuration pour la période 2003-2006. (Sources : données SIAAP).



LA DÉSINFECTION DES EAUX USÉES

La plupart des stations d'épuration ne sont aujourd'hui pas conçues avec un objectif de qualité microbiologique de l'effluent traité. Néanmoins, certaines stations d'épuration, rejetant leurs eaux en amont de zones où une bonne qualité microbiologique est exigée pour certains usages disposent d'un traitement spécifique qui vise à éliminer les micro-organismes pathogènes et indicateurs. Il s'agit en général de stations dont le milieu récepteur est utilisé pour la baignade, la conchyliculture ou comme ressource pour la production d'eau potable.

Le traitement extensif par lagunage est relativement efficace vis-à-vis de la pollution microbienne. Certaines stations d'épuration sont équipées en fin de filière de traitement d'un bassin de lagunage dit de maturation ; il s'agit d'un bassin de faible profondeur qui permet aux rayonnements solaires d'inactiver efficacement les micro-organismes.

La filtration constitue un traitement physique qui permet également de retenir une fraction significative des micro-organismes pathogènes et indicateurs ; cette filtration s'effectue, en général, sur un lit de sable.

Il existe un traitement efficace vis-à-vis de la pollution microbienne qui associe activité biologique et filtration à travers des membranes de très faible porosité (bioréacteur à membranes).

Les possibilités de désinfection des eaux usées domestiques incluent encore des traitements d'oxydation par des agents chimiques (comme la chloration et l'ozonation) et l'irradiation aux rayons ultraviolets (UV).

La chloration des effluents a été et est toujours largement utilisée aux États-Unis. Ce traitement est, par contre, déconseillé voire interdit dans d'autres pays en raison de la formation de sous-produits dangereux lors de la chloration des eaux usées en fin de filière de traitement. En effet, le chlore réagit avec certaines matières organiques contenues dans les eaux usées traitées pour former des sous-produits organochlorés, dont certains sont potentiellement cancérigènes et mutagènes.

L'ozonation offre l'avantage d'une action très rapide et efficace sur les bactéries et les virus, ainsi que sa faible propension à générer des produits secondaires indésirables mais présente l'inconvénient d'entraîner des coûts élevés d'investissement et d'exploitation.

L'irradiation aux rayonnements UV est également utilisée pour la désinfection des eaux usées. Les principaux avantages de cette technologie sont l'absence de formation de produits secondaires indésirables, de même que la simplicité et la sécurité d'exploitation comparativement aux méthodes chimiques.

L'efficacité de l'irradiation aux UV dépend du type de rayonnement (monochromatique à 254 nm ou polychromatique), de la diffusion du rayonnement à travers l'effluent (dépendant de la concentration en matières en suspension (MES) et de l'absorption du rayonnement par des substances dissoutes) et bien évidemment du type de micro-organismes.

Il est donc essentiel pour utiliser le traitement aux UV que les étapes en amont de celui-ci aient permis une bonne élimination des MES. Un rayonnement monochromatique de 40 mJ/cm² (tel que classiquement appliqué en traitement des eaux usées) permet une élimination de l'ordre 99,9 % (3 unités logarithmiques) des *E. coli* cultivables.

Dans les stations d'épuration, comme le traitement UV s'applique à la suite du traitement biologique, l'abattement dû aux UV s'ajoute à celui dû au traitement biologique. Cependant, des études ont montré que certaines bactéries fécales qui perdent leur capacité à se multiplier juste après irradiation aux UV pouvaient la récupérer après quelques heures d'incubation à la lumière ; ce phénomène est connu sous le nom de photoréactivation. Par ailleurs, on sait que l'irradiation à une dose UV donnée conduit à une diminution plus importante de l'abondance des indicateurs de contamination fécale (*E. coli*, entérocoques) que de celle de certains pathogènes (virus, kystes de protozoaires). En raison de ces observations (phtoréactivation et modification du rapport pathogène/indicateurs par l'irradiation UV), il existe aujourd'hui des discussions quant au bien-fondé de l'utilisation à grande échelle de cette technique de désinfection des eaux usées.

Les rejets urbains de temps de pluie (RUTP)

Les apports de micro-organismes pathogènes par les eaux usées domestiques ne se limitent pas aux rejets des effluents de station d'épuration. En effet, à l'heure actuelle même dans les pays industrialisés, la totalité des eaux usées n'est pas encore traitée en stations d'épuration et des rejets d'eaux usées non traitées sont effectués directement dans le milieu récepteur. C'est particulièrement le cas par temps de pluie.

Lors d'événements pluvieux, dans le cas des villes possédant un réseau d'assainissement unitaire, les eaux de ruissellement urbaines se mélangent aux eaux usées accroissant considérablement le débit arrivant aux stations d'épuration. Celles-ci peuvent se révéler incapables de traiter la totalité du débit et des rejets d'eaux non traitées ou partiellement traitées (by-pass de certaines étapes du traitement d'épuration) sont effectués.

Dans le cas de l'agglomération parisienne, des efforts importants ont été réalisés en vue de limiter les déversements d'eaux usées non traitées. Ainsi, différents ouvrages permettent de stocker momentanément les eaux de ruissellement et certaines stations d'épuration comme Seine-Centre à Colombes (figure 7) peuvent modifier leur configuration de traitement par temps de pluie pour faire face aux volumes accrus arrivant à la station.

Au niveau de la contamination microbienne, les RUTP sont, en général, moins chargés que les eaux usées de temps sec en raison de la dilution, par temps de pluie, des eaux usées domestiques par les eaux de ruissellement moins chargées en micro-organismes. Cet effet de dilution peut parfois être partiellement compensé par une remise en suspension des matières riches en micro-organismes fécaux accumulées dans les canalisations du réseau d'assainissement par temps sec, causée par l'augmentation de débit parfois brutale durant la pluie. Le type de situation rencontrée dépend à la fois des caractéristiques du réseau (taille, pente...) et de celles de l'événement pluvieux (intensité, durée...). En moyenne, les teneurs en CF des RUTP des zones d'assainissement unitaire sont comprises entre 10^5 et 10^6 CF/100 ml.

Dans le cas des zones urbaines possédant un réseau d'assainissement séparatif, les eaux de ruissellement sont communément rejetées directement dans le milieu récepteur sans traitement. La teneur en CF de celles-ci est, en général, de l'ordre de 10^3 à 10^4 CF/100 ml. Dans tous les cas, on voit que le flux d'apport de micro-organismes pathogènes augmente par temps de pluie. Les problèmes de qualité microbiologique des eaux de baignade rencontrés par certaines stations balnéaires, suite à des orages estivaux, est une illustration bien connue de cette problématique.

LES SOURCES DIFFUSES

Les apports de micro-organismes d'origine fécale via les sources diffuses sont relativement difficiles à quantifier. Néanmoins, dans le cadre du PIREN-Seine, les concentrations en bactéries indicatrices ont été mesurées dans des ruisseaux en amont de tout rejet domestique, pour estimer grossièrement quels sont les niveaux de contamination résultant du ruissellement et du lessivage de sols. Ces études ont montré que les concentrations mesurées étaient très différentes en fonction de l'usage du sol du bassin versant du ruisseau étudié (Servais et al., 2007a). Ainsi, les ruisseaux dont le bassin versant est principalement recouvert de pâtures présentent des niveaux de contamination d'un ordre de grandeur plus élevé que les ruisseaux dont le bassin versant est recouvert principalement de forêts ou de cultures sans épandages animaux.

À titre d'exemple, dans notre étude sur diverses zones du bassin de la Seine, des moyennes géométriques des concentrations en CF de l'ordre de 1000 CF / 100 ml ont été mesurées dans des ruisseaux des zones de pâtures alors qu'elles étaient de l'ordre de 100 CF / 100 ml dans les ruisseaux des zones de forêts et de cultures de la même région (figure 10 p. 30). Ceci met clairement en évidence l'importance des déjections animales des animaux d'élevage pâturant comme source de contamination des eaux de surface des zones agricoles.

Les apports de bactéries fécales par les zones de pâtures dépendent de l'intensité des précipitations ; ainsi on peut passer de teneurs de l'ordre de 200 CF/100 ml par temps sec à des teneurs de l'ordre 2000 à 3000 CF/100 ml lors de périodes de fortes précipitations. Une étude menée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) sur un petit bassin versant de Normandie, le bassin du Saultbesnon dont la couverture végétale est dominée par les pâtures, a montré des flux de bactéries fécales exportés largement supérieurs (jusqu'à 150 fois) lors de période de crues par rapport aux périodes de temps sec. En période pluvieuse, le flux exporté vers les systèmes aquatiques s'accroît en raison de la contribution plus importante des eaux de ruissellement qui sont plus riches en micro-organismes fécaux que le débit de base alimenté par des eaux qui se sont infiltrées à travers le sol. Effectivement, la percolation des eaux à travers le sol entraîne une épuration naturelle de la contamination bactérienne. La technique consistant à faire s'infiltrer des eaux à travers des horizons de sols est d'ailleurs utilisée dans certains pays pour la production d'eau potable.

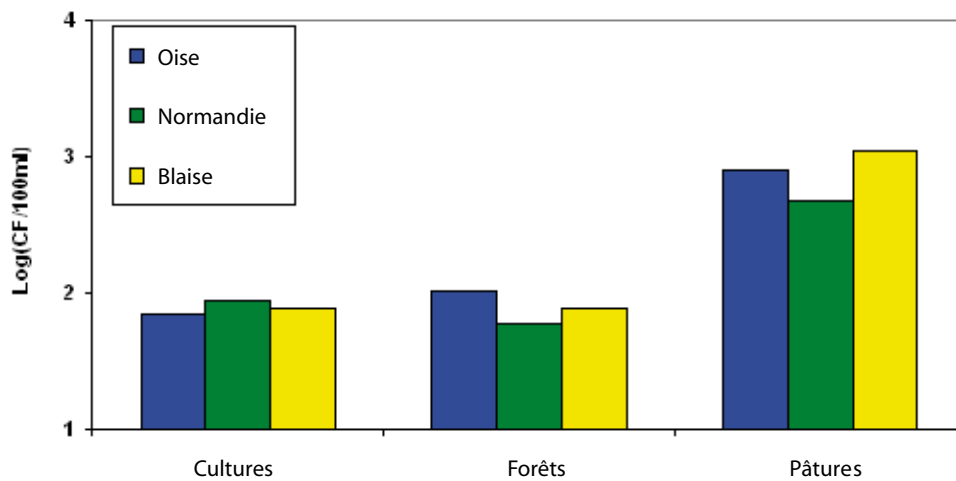


Figure 10 : Moyennes géométriques des concentrations en CF résultant du lessivage des sols et du ruissellement dans diverses zones du bassin (sous bassin de l'Oise, sous bassins de la Risle, l'Andelle et l'Eure en Normandie et sous bassin de la Blaise en Haute Marne) et pour différents types d'occupation du sol (Servais et al., 2007a).

CONTRIBUTION RESPECTIVE DES APPORTS PONCTUELS ET DIFFUS PAR TEMPS SEC

Une comparaison grossière des contributions respectives des sources ponctuelles et diffuses à la contamination microbiologique des eaux a été réalisée à l'échelle de l'ensemble du bassin versant de la Seine pour des situations de temps sec.

Ce calcul a pris en compte pour le calcul des apports par les sources diffuses, la proportion de forêts (27%), de cultures (55%) et de pâtures (18%) dans les zones non urbaines du bassin de la Seine. La *figure 10* illustre les concentrations moyennes en bactéries fécales mesurées dans les eaux de ruissellement en fonction de la couverture végétale et les flux d'eau amenés aux rivières.

diffuses peuvent en être la principale origine.

Les résultats obtenus ici concernent uniquement les situations de temps sec. En effet, l'impact par temps de pluie, des rejets d'eaux usées brutes par les réseaux unitaires, celui des eaux de ruissellement en zones urbaines issues des réseaux séparatifs ainsi que l'augmentation des concentrations en contaminants microbiens dans les eaux de ruissellement des zones pâturées, ne sont pas pris en compte.

Ces apports spécifiques des situations de temps de pluie peuvent dégrader considérablement la qualité microbiologique des rivières par rapport à celle observée par temps sec.

Pour calculer les apports ponctuels de bactéries par les stations d'épuration, nous avons considéré les teneurs en bactéries mesurées en sortie des usines de traitement (*figures 8 et 9 p. 26 et 27*) et la capacité totale de traitement des eaux usées de la population du bassin.

Ce calcul des apports à l'échelle de l'ensemble du bassin montre la très large prédominance (un facteur 100 environ) des sources ponctuelles de contamination fécale. Néanmoins à l'échelle locale, les sources

Que deviennent les micro-organismes d'origine fécale dans le milieu naturel ?

COMPORTEMENT GÉNÉRAL

Une fois rejetées dans les milieux aquatiques, les bactéries d'origine entérique disparaissent relativement rapidement de la colonne d'eau. La capacité des eaux de surface à éliminer progressivement ces bactéries résulte de divers processus naturels, hydrodynamiques, biotiques et physiologiques (figure 11).

Les processus hydrodynamiques incluent la dilution dans le milieu aquatique récepteur, la dispersion, la sédimentation et la remise en suspension. Les deux premiers processus dépendent uniquement de l'hydrodynamique du système, tandis que les deux derniers sont conditionnés par l'adsorption et/ou l'attachement des bactéries fécales à des matières en suspension.

Les processus biotiques sont la prédation par des protozoaires, la lyse* induite par des virus bactériophages et la compétition avec les flores autochtones. Les données de la littérature montrent que le broutage par les protozoaires, est le plus important des processus biotiques.

Les processus physiologiques font référence à la réponse cellulaire des bactéries fécales face aux conditions stressantes rencontrées après leur rejet dans l'environnement aquatique. Les paramètres environnementaux responsables des conditions de stress sont entre autres la température de l'eau, l'irradiation par la lumière solaire, la carence en nutriments et la salinité (lorsque que le rejet a lieu dans des eaux saumâtres ou marines).

Soumises à ces conditions de stress, les bactéries peuvent montrer des changements dans leur composition, leur taille, leur hydrophobicité et peuvent perdre leur capacité à se diviser tout en conservant leur viabilité (présence par exemple d'une activité métabolique, enzymatique ou respiratoire). Ces bactéries dites « viables mais non cultivables » ne sont pas dénombrées par les méthodes classiques basées sur la mise en culture qui impliquent une multiplication des cellules.

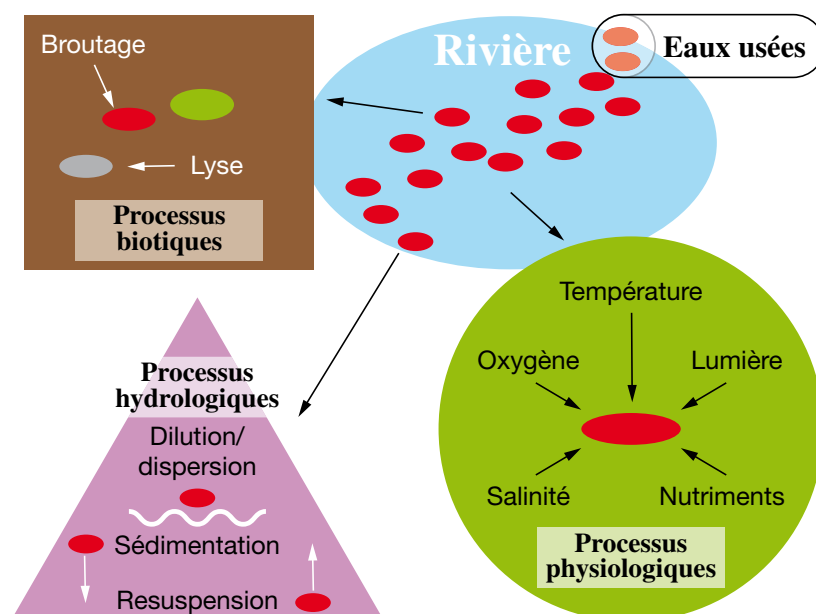


Figure 11 : Principaux facteurs environnementaux impliqués dans le devenir des bactéries fécales rejetées en rivières.

La vitesse de disparition des bactéries fécales est le plus souvent caractérisée par une constante cinétique de premier ordre (exprimée en h^{-1} ou j^{-1}) ou un T_{90} (c'est-à-dire le temps nécessaire pour que 90% de la population initiale ait disparu).

L'expérience classique visant à estimer la constante cinétique de disparition des bactéries fécales dans les milieux aquatiques consiste à suivre, au cours d'une incubation réalisée le plus souvent en bouteille, la disparition de bactéries fécales ajoutées à un échantillon naturel, par des énumérations sur milieu gélosé spécifique. Au départ de l'expérience, les bactéries fécales ajoutées soit sont issues d'une culture pure, soit proviennent d'un ajout d'eau usée. Ces expériences mesurent donc la disparition des bactéries cultivables qui peut être due à une réelle mortalité (lyse, broutage) ou à une perte de capacité à croître en culture. De nombreux travaux ont été réalisés pour estimer l'impact de diverses conditions environnementales sur les taux de disparition de divers types de bactéries fécales.

Ainsi, ont été étudiés les effets de l'intensité lumineuse (à laquelle les bactéries sont exposées durant l'incubation), de la salinité, des concentrations en nutriments organiques et minéraux et de la microflore de l'eau dans laquelle les bactéries fécales sont additionnées.

Les résultats sont très variables en fonction des bactéries et des conditions expérimentales testées. Ainsi, pour les *E. coli* dont les vitesses de disparition ont été beaucoup étudiées, les valeurs de T_{90} le plus souvent rapportées sont comprises entre 5 et 100 h (soit des vitesses de disparition dans la gamme 0,5 à 0,02 h^{-1}). Tel qu'expliqué plus haut, après leur introduction en milieu naturel, les bactéries fécales perdent rapidement leur capacité à croître sur milieu gélosé mais peuvent maintenir une intégrité cellulaire et certaines activités métaboliques pendant plusieurs jours. Les constantes cinétiques de disparition des bactéries fécales estimées lors des expériences décrites ci-dessus sur base de dénombrements sur milieu gélosé peuvent donc surestimer la mortalité réelle.

DEVENIR DANS LE BASSIN DE LA SEINE

Dans le cadre des travaux menés sur la dynamique des bactéries fécales dans le bassin de la Seine, une technique originale consistant à suivre la décroissance de la radioactivité associée à l'ADN de cellules d'*E. coli* préalablement marquées a été utilisée.

Ces *E. coli* marqués sont inoculés dans des microcosmes d'eau de rivière. En ajoutant les *E. coli* marqués à de l'eau de rivière non filtrée, on peut estimer la constante cinétique de mortalité totale.

Si on retient ensuite par filtration ($2\mu\text{m}$) les protozoaires brouteurs de bactéries, la constante cinétique de mortalité due uniquement à la lyse est estimée. Par différence, la part de la mortalité due au broutage peut être calculée.

Cette méthode mesure en fait la mortalité comme étant la perte d'intégrité du matériel génétique des bactéries ; elle ne prend donc pas en compte la perte de capacité à cultiver des bactéries fécales liées aux facteurs de stress décrits ci-dessus.

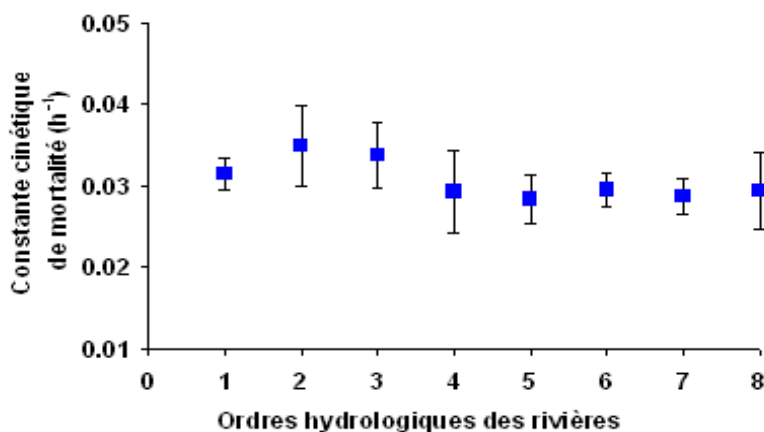


Figure 12 : Constante cinétique de mortalité des *E. coli* dans des rivières du bassin de la Seine en conditions estivales (18 à 22°C).

Les mesures de constantes cinétiques de mortalité ont été effectuées dans une série de rivières de chaque ordre hydrologique (deux à six rivières par ordre). Les valeurs moyennes par ordre sont présentées avec leur déviation standard (Servais et al., 2007a).

Cette approche expérimentale a été employée pour mesurer des cinétiques de mortalité en conditions estivales dans des rivières d'ordres hydrologiques différents (ordres hydrologiques compris entre 1 et 7) du bassin de la Seine. Les résultats montrent qu'il n'y a pas d'influence majeure de l'ordre de la rivière sur les constantes cinétiques de mortalité ainsi estimées [figure 12].

Les résultats obtenus durant ce suivi ont aussi montré que le broutage est le processus dominant la mortalité des *E. coli* dans les eaux de rivières ; en moyenne, sur l'ensemble des échantillons analysés le broutage par les protozoaires, était responsable de 75 % de la mortalité des *E. coli*. La lyse y contribuait pour 25% seulement.

Cette technique a également été utilisée pour mesurer l'effet de la température sur la mortalité bactérienne. La figure 13 montre que la mortalité des *E. coli* est maximale à 25°C.

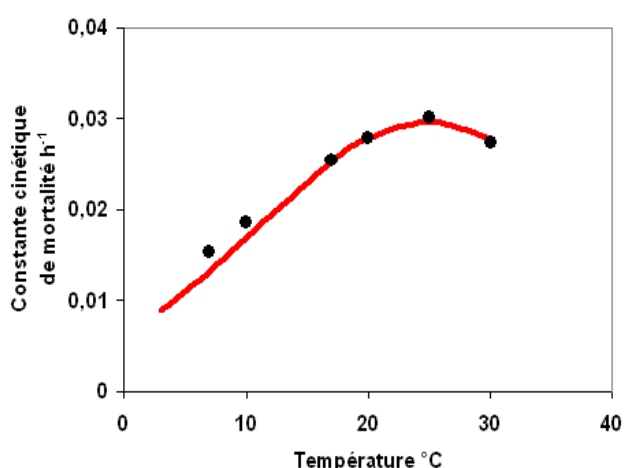


Figure 13 : Effet de la température sur la mortalité des *E. coli* mesurée dans une eau de Seine (résultats expérimentaux (•) et relation sigmoïdale caractérisant l'effet de la température sur la mortalité des *E. coli* (courbe en rouge)).

La mortalité des *E. coli*, mesurée avec la technique basée sur le suivi de la décroissance de la radioactivité associée à l'ADN des *E. coli* utilisée pour acquérir les résultats des figures 12 et 13, correspond à la disparition des bactéries viables par broutage et lyse. Elle ne prend pas en compte la perte de capacité à cultiver des bactéries, après leur rejet dans l'environnement aquatique, liée aux stress lumineux, de température ou nutritif.

Quand on compare le devenir des bactéries *E. coli* viables et des *E. coli* cultivables en rivière, on observe une disparition significativement plus rapide des *E. coli* cultivables que des *E. coli* viables.

Ceci est bien mis en évidence à la figure 14 : les vitesses de disparition en Seine des *E. coli* viables, mesurés par la technique DVC-FISH (voir: Énumération des *E. coli* viables par hybridation *in situ*, au premier chapitre) et des *E. coli* estimés par dénombrement, ont été estimées dans la rivière, pour la zone comprise entre la confluence de la Seine et de l'Oise et le barrage de Poses. Dans cette zone, il n'y a pas de gros rejet de bactéries fécales en Seine, ni de processus important de dilution par les eaux d'un affluent.

La vitesse de disparition *in situ* calculée à partir des dénombrements de bactéries viables sont très proches des constantes cinétiques de mortalité mesurées dans nos expériences de décroissance de la radioactivité en microcosmes [figure 12]. La vitesse de disparition *in situ* calculée à partir des dénombrements de bactéries cultivables est environ 1,5 fois plus élevée. La différence entre les deux cinétiques nettes de disparition est due à une perte de cultivabilité.

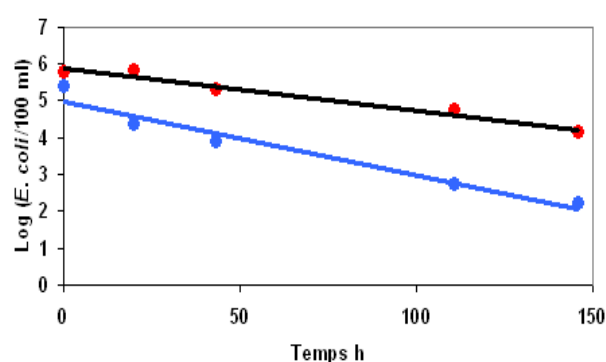


Figure 14 : Décroissance, en échelle semi-logarithmique, des concentrations en *E. coli* cultivables (mesurés par la méthode « microplaques ») (•) et des *E. coli* viables (estimés par la méthode DVC-FISH) (•) portés en fonction du temps de séjour des masses d'eau dans un tronçon de la Seine, en aval de la confluence avec l'Oise.

Modélisation de la dynamique des bactéries indicatrices dans le bassin de la Seine

Les connaissances acquises sur les sources et le devenir des bactéries fécales en rivière ont été intégrées dans l'un des modèles biogéochimiques et écologiques du bassin hydrographique de la Seine.

Plus précisément, un compartiment décrivant la dynamique des coliformes fécaux (CF) a été intégré au modèle SENEQUE (Ruelland et al., 2007). Le logiciel SENEQUE développé dans le cadre du programme PIREN-Seine, résulte du couplage intégré d'un Système d'Information géographique (SIG) avec un modèle décrivant le transfert des masses d'eau dans le bassin en fonction des conditions météorologiques et les principaux processus biogéochimiques influençant la qualité de l'eau.

Le modèle SENEQUE permet de calculer, au pas de temps décadaire, les principales variables de qualité des eaux de surface à l'échelle d'un bassin versant, à partir des contraintes que constituent la morphologie du réseau hydrographique, la météorologie, la lithologie, l'usage du sol et les rejets ponctuels liés aux activités humaines.

Ce modèle est aujourd'hui opérationnel sur l'ensemble du bassin de la Seine.

L'addition d'un module décrivant la dynamique des CF cultivables dans le modèle SENEQUE appliqué au bassin de la Seine permet la prédiction de la concentration des CF cultivables dans toutes les rivières du bassin à diverses échelles spatiales et temporelles. La structure du modèle est représentée de manière schématique à la [figure 15](#).

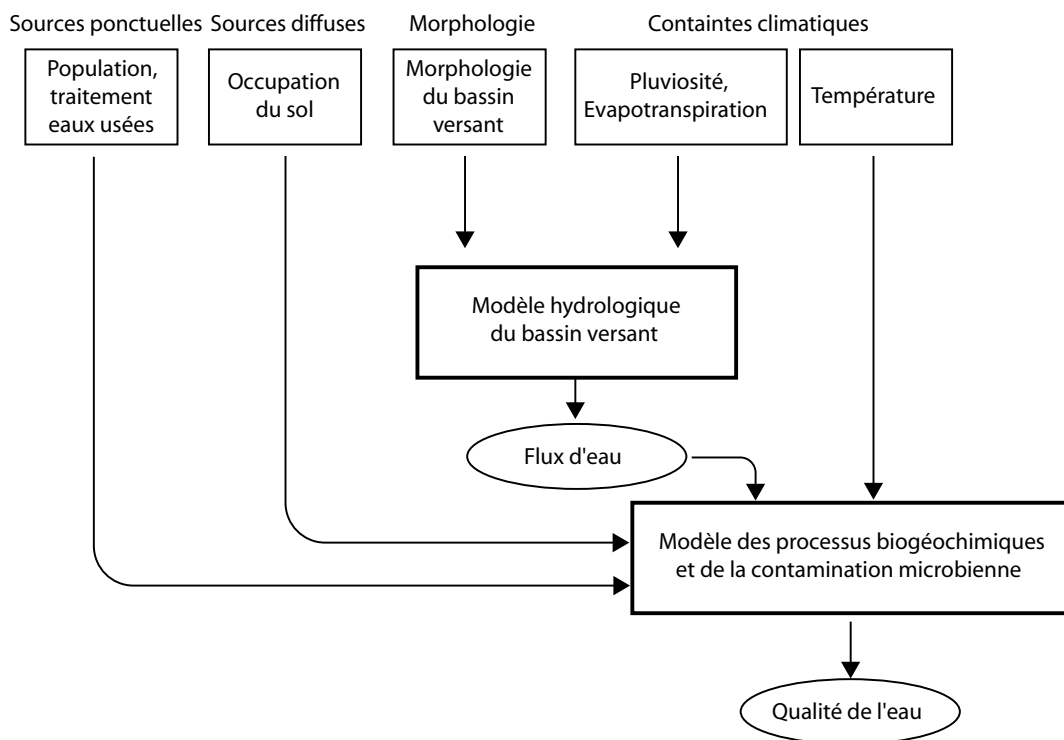


Figure 15 : Représentation schématique de la structure du modèle SENEQUE incluant un module décrivant la dynamique des coliformes fécaux.

Le logiciel SENEQUE vise à rassembler, au sein d'une interface commune, les diverses fonctions d'un système intégré d'information géographique pour la gestion de la qualité de l'eau. Ce système permet à la fois de visualiser et d'intégrer les bases de données géographiques, d'en extraire les informations pour un projet de modélisation défini, de piloter le déroulement de ce projet, de simuler des scénarios prospectifs et enfin de visualiser les résultats de la modélisation sous forme graphique et cartographique. Une fois validé, ce type de modèle peut être utilisé comme un outil d'aide à la décision en matière d'assainissement. Il permet en effet de tester, à l'échelle de l'ensemble du réseau hydrographique, différents scénarios prédictifs comme, par exemple, l'impact de modifications des systèmes de traitement des eaux usées.

Les CF cultivables sont considérés dans le modèle SENEQUE comme une variable d'état. La façon dont les sources et les processus sont pris en compte est décrite ci-dessous (Servais et al., 2007b). Le modèle SENEQUE considère des sources ponctuelles et diffuses de CF.

Pour calculer les apports diffus, une concentration en CF a été associée aux eaux de ruissellement pour chaque usage du sol en fonction des résultats présentés à la section. Une concentration très faible en CF (20 CF / 100 ml) est associée au débit de base.

Les apports ponctuels provenant des stations d'épuration sont calculés sur la base d'un fichier de l'AESN qui reprend la localisation, la capacité nominale et le type de traitement de chaque station d'épuration.

Ainsi, le flux de CF par jour apporté à la rivière par chaque station d'épuration est-il calculé en multipliant la capacité de la station par la charge spécifique en CF par habitant et par jour, laquelle dépend du type de traitement. Celle-ci a été calculée sur la base des résultats présentés aux figures 8 et 9 p. 26 et 27. Le modèle ne tient pas compte des possibles apports supplémentaires de bactéries fécales liés aux rejets urbains par temps de pluie et à l'accroissement des concentrations en bactéries fécales dans les eaux de ruissellement des pâtures lors des événements pluvieux intenses.

Les processus de mortalité et de sédimentation sont pris en compte dans le modèle par l'équation ci-dessous. Comme le modèle vise à décrire les fluctuations spatiales et temporelles de la teneur en CF cultivables, la vitesse de mortalité considérée est celle des CF cultivables qui inclut donc la perte de cultivabilité.

Équation intégrant les processus de mortalité et de sédimentation :

$$\frac{dCF}{dt} = - (kd_{CF20} \times CF) - ((v_{DEC} / Prof) \times CF)$$

$$\text{Avec } kd_{CF20} = 45 \times 10^{-3} \text{ h}^{-1} \text{ et } v_{DEC} = 0,02 \text{ m h}^{-1}$$

Le premier terme de l'équation décrit la cinétique de mortalité du premier ordre. La valeur de la constante cinétique de mortalité dépend de la température selon une relation sigmoïdale établie sur la base des résultats d'impact de la température sur la mortalité des *E. coli* présentés à la [figure 13 p. 33](#). Le second terme de l'équation décrit la sédimentation. La vitesse de sédimentation v_{DEC} est divisée par la profondeur de la rivière (Prof) pour donner la constante de premier ordre de sédimentation. Une vitesse de sédimentation expérimentale résultant de mesures de vitesse de décantation de bactéries fécales est utilisée ($0,02 \text{ m h}^{-1}$).

L'importance relative de ces deux termes est très différente selon l'ordre hydrologique des rivières ([figure 16](#)). Ainsi, dans les petits tributaires, la sédimentation est le principal processus responsable de la disparition des bactéries fécales alors que dans les grandes rivières du bassin, ce processus devient négligeable par rapport à la mortalité. Les T90 correspondant aux taux de disparition présentés à la [figure 16](#) fluctuent entre 7 h (pour les plus petits ruisseaux) et 50 h pour les rivières d'ordre 7 (comme la Marne et l'Oise dans leur partie aval) et 8 (comme la Seine après la confluence avec l'Oise).

Une étude des taux de disparition *in situ* (somme de la mortalité dans la colonne d'eau, la perte de cultivabilité, le broutage par les organismes benthiques et la sédimentation) dans des petites rivières normandes (Beaudeau et al., 2001) avait montré des valeurs de T90 comprises pour 90 % des mesures entre 3 et 50 h avec une valeur médiane de 10 h. Ces valeurs sont donc pratiquement dans la même fourchette que celles prises en compte dans le modèle. Néanmoins, les valeurs de T90 les plus faibles mesurées *in situ* par Beaudeau et al. (2001) sont inférieures à celles prises en compte dans le modèle pour les plus petits ruisseaux (7 h pour les ruisseaux d'ordre 1). Ceci peut s'expliquer par le fait que le modèle néglige le broutage par les organismes benthiques et sous-estime vraisemblablement un peu la perte de cultivabilité due au rayonnement solaire dans les plus petits ruisseaux de faible profondeur et de transparence élevée.



Baignade dans un plan d'eau.

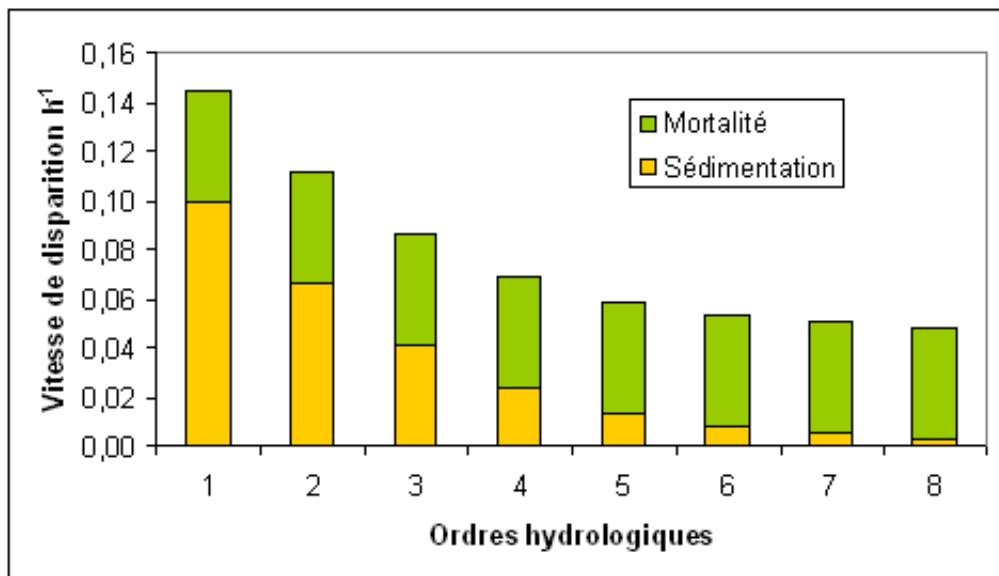


Figure 16 : Importance relative de la mortalité et de la sédimentation dans la vitesse de disparition des bactéries fécales dans des rivières du bassin de la Seine de différents ordres hydrologiques.



Apport de bactéries fécales dans une zone de pâture.



Le niveau de contamination du bassin de la Seine

Les données d'observation montrent l'impact sur le milieu récepteur de la région parisienne et, d'une manière plus générale, des stations d'épuration qui concentrent la pollution microbienne. Grâce au modèle SENEQUE – à la fiabilité contrôlée – on peut calculer la distribution des concentrations en CF dans l'ensemble du réseau hydrographique de la Seine à un moment donné mais aussi dans le temps. Le modèle SENEQUE est dès lors utilisé comme un outil de prédiction pour tester l'impact des investissements envisagés en matière d'assainissement collectif, en particulier dans le cadre de la directive relative aux eaux résiduaires urbaines.



Répartition de la pollution fécale dans le bassin

Ce chapitre est consacré à la présentation des résultats de mesures de qualité microbiologique (concentrations en CF cultivables) sur différentes rivières du bassin ainsi que des résultats obtenus avec le modèle SENEQUE décrit dans le chapitre précédent.

La plupart de ces données concernent l'année 2003, choisie comme année de référence. Elle est caractérisée par des débits assez faibles et des températures estivales élevées.

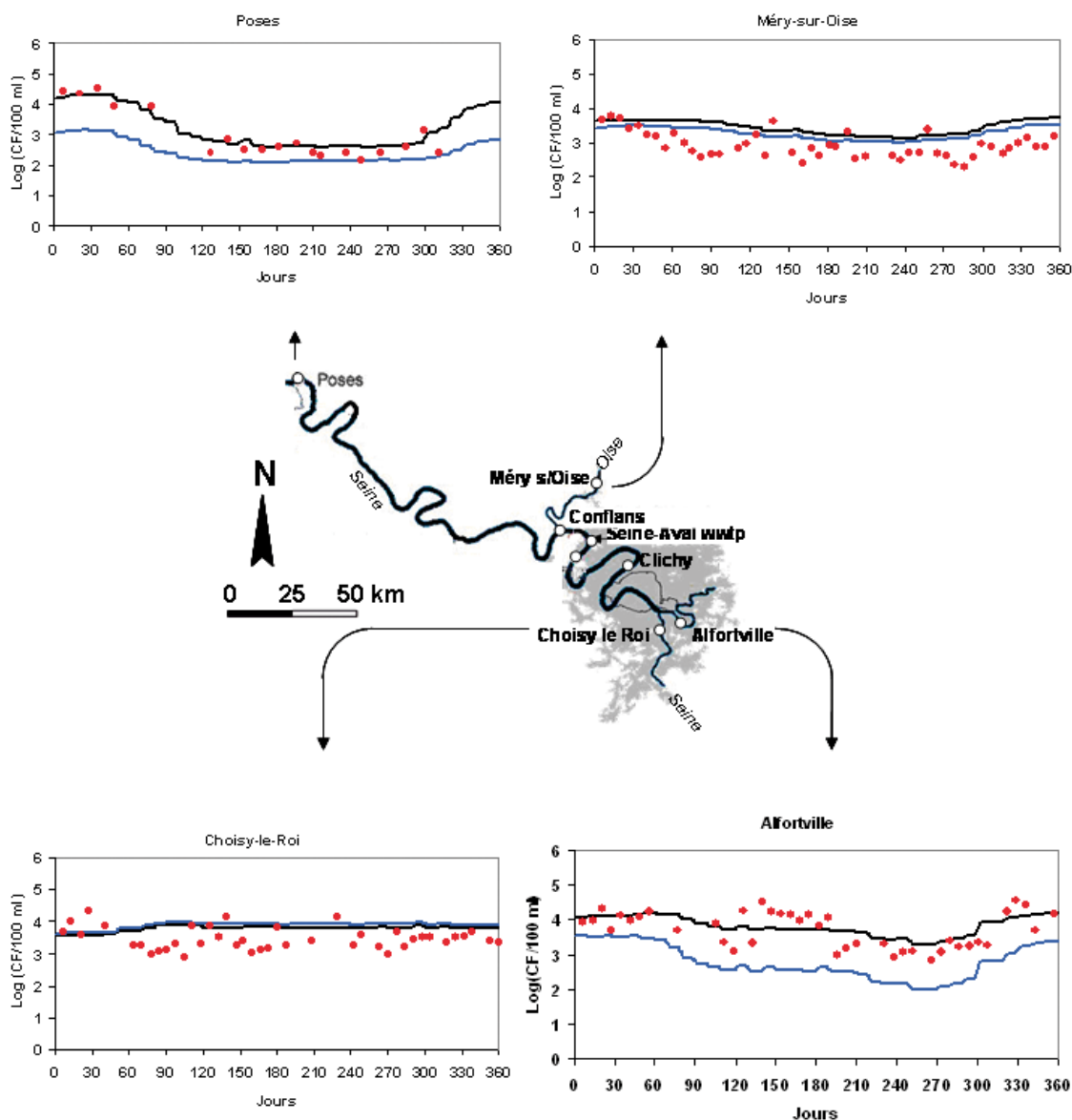


Figure 17 : Variations saisonnières de la concentration en CF cultivables en 2003 à l'emplacement de quatre stations du bassin : la Seine à Choisy-le-Roi ; la Marne à Alfortville ; l'Oise à Méry-sur-Oise (ces trois stations se situent sur chacune des rivières à l'entrée de l'agglomération parisienne) et la Seine à Poses (à l'entrée de l'estuaire).

Les points expérimentaux (•) proviennent des bases de données du SIAAP, du SEDIF-CGE et du SNS. Le trait noir représente sur chacun des graphes, les concentrations en CF calculées par le modèle SENEQUE pour la situation de 2003. Le trait bleu représente des concentrations en CF calculées par le modèle SENEQUE pour une situation prospective de 2012 (Servais et al., 2007b).

Les teneurs en coliforme fécaux, en 2003, à l'emplacement des stations de Choisy-le-Roi, Alforville, Méry-sur-Oise et Poses apparaissent sur la [figure 17](#). En 2003, à l'entrée de l'agglomération parisienne, la contamination microbienne était plus élevée dans la Marne (moyenne géométrique des dénombrements de CF : 4900 CF/100 ml) que dans la Seine (moyenne géométrique des dénombrements de CF : 2750 CF/100 ml) et dans l'Oise (moyenne géométrique des dénombrements de CF : 780 CF/100 ml).

CONTAMINATION À LA SORTIE DES STATIONS D'ÉPURATION

Un profil longitudinal en Seine, depuis la confluence avec l'Yonne jusqu'à l'entrée de l'estuaire à Poses (point kilométrique* de référence 202 par rapport au pont Marie à Paris), au cours de l'été 2003, est présenté à la [figure 18](#). La concentration en CF augmente lors du passage dans l'agglomération parisienne.

Un premier accroissement est dû aux rejets de la station d'épuration Seine-Amont à Valenton (point kilométrique – 9).

L'impact négatif majeur sur la qualité microbiologique est cependant lié aux rejets de la station d'épuration Seine-Aval à Achères (point kilométrique 63). Les rejets de cette station d'épuration qui traite les eaux usées de plus de 6 millions d'habitants de Paris et de son agglomération, entraînent des concentrations en CF très élevées à l'aval des rejets avec des valeurs atteignant en Seine 8×10^4 CF/100 ml.

Les modifications entreprises depuis 2003 à la station d'épuration Seine-Aval (introduction d'un traitement par biofiltration de nitrification et de dénitrification sur une fraction du débit traité) ont cependant permis de constater en 2007 une amélioration de la qualité microbiologique dans la Seine en aval.

Il est à noter qu'une partie de l'augmentation de la contamination microbienne observée dans la région parisienne peut aussi être liée aux rejets par temps de pluie de certains déversoirs d'orage.

À l'aval d'Achères, la concentration des CF décroît, en partie en raison de la dilution des eaux plus contaminées de la Seine par celles moins contaminées de l'Oise (confluence située 9 km en aval d'Achères).

Durant le transit de l'eau jusqu'à l'entrée de l'estuaire à Poses, on observe encore une diminution importante du niveau de pollution.

QUALITÉ DE LA SEINE ET ACTIVITÉS DE LOISIRS

Les concentrations en CF mesurées en Seine ont été comparées aux normes de qualité microbiologique des eaux de baignade en vigueur actuellement ([Tableau 2 p. 14](#)). Tout le long du profil, les concentrations dépassent toujours largement les valeurs maximales requises.

La qualité de la Seine - à l'amont de l'agglomération parisienne ainsi qu'à l'entrée de l'estuaire - est néanmoins plus proche de la norme.

Des activités récréatives telles que le ski nautique sont cependant pratiquées en aval de l'agglomération parisienne dans une zone où la qualité microbiologique de l'eau est franchement médiocre.

À la station de Poses, la [figure 17](#) montre clairement une fluctuation saisonnière marquée de la concentration en CF avec des valeurs plus faibles durant la période de bas débit. La contamination observée à cet endroit provient essentiellement de la région parisienne et plus précisément des rejets traités de la station d'épuration Seine-Aval tel que le montre le profil de la [figure 18](#).

La décroissance après le maximum observé à l'aval des rejets de Seine-Aval est plus importante dans les situations de bas débits qu'à hauts débits. Ceci s'explique par le fait que le temps de résidence des masses d'eau entre Paris et Poses est plus élevé à bas débits ce qui permet aux processus contribuant à l'autoépuration (mortalité, sédimentation) d'agir sur une période plus longue et d'entraîner un niveau de contamination à Poses plus faible.

Le profil longitudinal des concentrations en bactéries fécales en Seine, dans la région parisienne en situation estivale, illustre très clairement la dégradation de la qualité microbiologique de l'eau due aux rejets d'eaux usées traitées en stations d'épuration ([figure 18](#)).

L'importance de cette dégradation est directement reliée, d'une part, à la concentration en bactéries fécales des eaux rejetées (qui dépend du type de traitement appliqué) et, d'autre part, au rapport des débits des effluents et de la rivière.

La distance sur laquelle la qualité de l'eau est affectée par un rejet (zone d'influence du rejet) dépend de l'importance du débit du rejet, du débit de la rivière, qui conditionne le temps de séjour des masses d'eau dans un tronçon de rivière donné, et de la vitesse de disparition des bactéries fécales.

La [figure 19](#) présente un autre exemple, pris dans le bassin de la Seine, d'un effet négatif significatif sur la qualité microbiologique de rejets d'une station d'épuration. Cet exemple concerne l'impact de la

station d'épuration de Reims (470 000 équivalents - habitants) sur la Vesle, une rivière d'ordre hydrologique 4 du bassin de l'Oise en Champagne.

En situation estivale, une augmentation importante de la concentration en CF est observée à l'aval des rejets.

Plus en aval encore, la concentration en CF diminue rapidement pour atteindre à la confluence de la Vesle avec l'Aisne (60 km à l'aval de Reims) des valeurs proches de celles mesurées à l'amont de Reims.

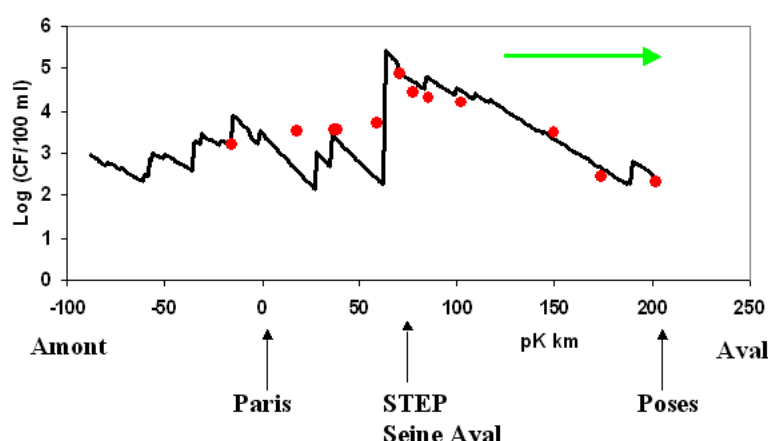


Figure 18 : Profil longitudinal de la concentration en CF cultivables dans la Seine en conditions estivales (année 2003). La figure présente à la fois des moyennes des mesures de terrain (•) (Données SIAAP, données SNS et données PIREN-Seine) et les concentrations en CF calculées par le modèle SENEQUE (trait noir) en fonction des points kilométriques (pK)*. Pour la Seine, le zéro se trouve au Pont Marie dans le centre de Paris et les valeurs augmentent de l'amont vers l'aval (à l'amont de Paris les valeurs sont donc négatives). La flèche verte indique le sens d'écoulement des eaux.

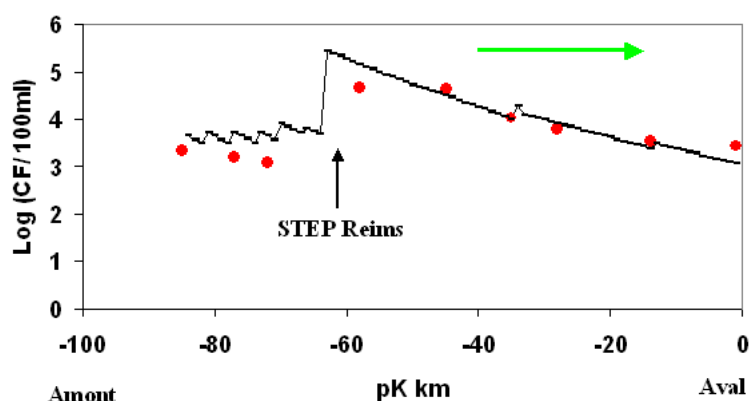


Figure 19 : Profil longitudinal de la concentration en CF cultivables dans la Vesle (rivière d'ordre 4 à cet endroit) en conditions estivales (année 2003). La figure présente à la fois des moyennes des mesures de terrain (•) et les concentrations en CF calculées par le modèle SENEQUE (trait noir). Pour la Vesle, le pK zéro se trouve à la confluence avec l'Aisne. La flèche verte indique le sens d'écoulement des eaux. Au pK -64, la Vesle reçoit les eaux usées de la station d'épuration (STEP) de Reims (470 000 équivalents - habitants).

Les données expérimentales acquises sur différentes rivières du bassin de la Seine au cours du programme PIREN-Seine ont été comparées aux calculs effectués avec le modèle SENEQUE afin de valider celui-ci. Les figures 17, 18 et 19 présentent de telles comparaisons.

- La figure 17 montre que le modèle reproduit bien les niveaux de concentrations en CF observés aux 4 stations. Le modèle simule également les fluctuations saisonnières observées à Poses avec des concentrations plus faibles en situations d'étiage. À chaque station, on voit que les mesures en rivières présentent des fluctuations autour de la simulation. Ceci s'explique par le fait que le modèle calcule, d'une part, des moyennes par décade (débit constant sur 10 jours) et considère des rejets ponctuels moyens et constants. La variabilité des rejets qui est observée dans toutes les stations d'épuration et les fluctuations rapides de débit entraînent une variabilité plus grande des mesures de terrain par rapport aux calculs du modèle.

- La figure 19, consacrée à la Vesle entre l'amont de Reims et la confluence avec l'Aisne, confirme ce bon accord entre les simulations et les valeurs de terrain. Ces quelques exemples de comparaison de simulations et de données expérimentales montrent que le modèle est tout à fait à même de décrire correctement les grandes tendances des fluctuations des bactéries indicatrices de contamination fécale que sont les coliformes fécaux dans le bassin de la Seine.

Grâce au modèle SENEQUE, il est donc possible de calculer la distribution des concentrations en CF dans l'ensemble du réseau hydrographique de la Seine à

un moment donné. Ainsi, la figure 20 présente-t-elle cette distribution pour une situation estivale (année 2003) par gamme de concentrations.

Des eaux de très bonne qualité microbiologique (en bleu et vert sur la carte) correspondant à des valeurs de concentrations en CF sous la valeur guide des normes de baignade en vigueur actuellement (tableau 2) sont observées dans certaines petites rivières des têtes de bassin. Celles-ci doivent être caractérisées par une contribution importante au débit en été d'eaux souterraines non ou très peu contaminées et une absence de rejets ponctuels.

Les eaux dans la plupart des zones amont ont des concentrations comprises 100 et 2000 CF/100 ml (en jaune sur la carte). Ces concentrations ne sont pas surprenantes puisqu'elles peuvent résulter du ruissellement sur les sols agricoles comme nous l'avons vu à la figure 10 p. 30.

De nombreux tronçons de rivières des ordres hydrologiques intermédiaires (3 à 5) appartiennent également à la catégorie jaune sur la carte, ce qui indique que des activités de baignade peuvent y être pratiquées conformément à la norme actuelle de qualité des eaux de baignade. D'autres, sous l'influence de rejet d'eaux usées domestiques, présentent une mauvaise qualité microbiologique (concentration en CF > 2000 CF/100 ml). La carte montre encore que certaines très petites rivières sont également de mauvaise qualité, spécialement en Île-de-France. Cela tient à la densité élevée de population qui entraîne des débits relativement importants de rejets d'eaux usées traitées dans de petits cours d'eau de faible débit. Dans certaines situations en Île-de-France, de petits cours d'eau ont même comme source le rejet d'une station d'épuration.

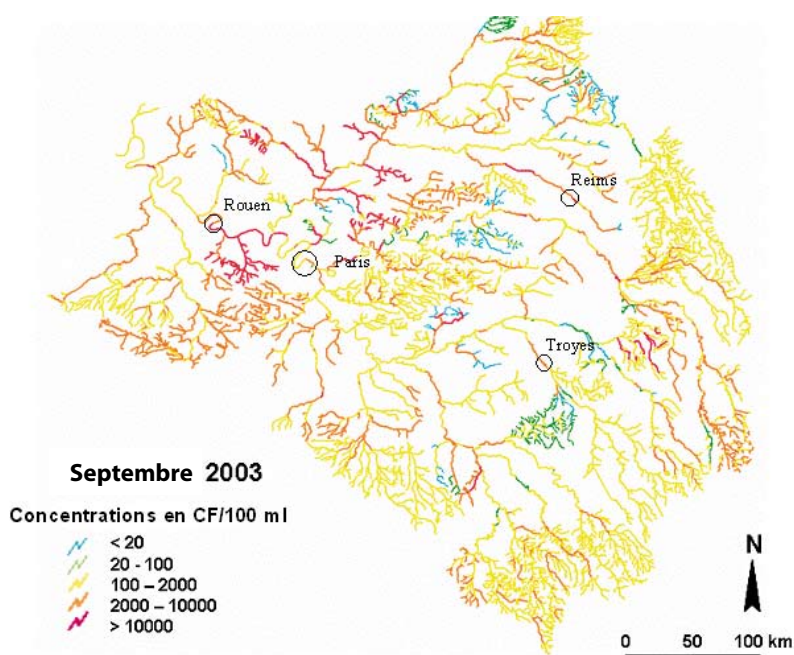


Figure 20 : Carte de la distribution des gammes de concentrations en CF cultivables dans les rivières du bassin versant de la Seine calculées par le modèle SENEQUE pour la situation estivale de 2003.

La qualité des eaux de la Seine, hier et demain

Actuellement, les tronçons à l'aval de la Seine, la Marne et l'Oise ne sont pas utilisés pour des activités de baignade mais il existe une pression de divers groupes sociaux qui souhaitent un retour de la baignade dans ces zones, comme cela fut le cas dans le passé.

Ceci implique clairement une amélioration de la qualité microbiologique des grandes rivières du bassin de la Seine.

Ce serait également important pour la production d'eau potable en région parisienne, la Seine, la Marne et l'Oise étant utilisées à cet effet. Même si les usines de production d'eau potable possèdent des filières de traitement très complètes, les concentrations en CF aux prises d'eau des usines de potabilisation de la région parisienne sont parfois proches, voire supérieures, à la valeur des normes guides de qualité des eaux à potabiliser (20000 CF/100 ml dans le cas des filières du type de celles installées en région parisienne, voir [Tableau 3 p. 16](#)).

D'autre part, et comme nous l'avons déjà mentionné, les concentrations en bactéries indicatrices observées à l'aval d'Achères semblent peu compatibles avec la pratique de certaines activités nautiques.

La question, aujourd'hui, est de voir comment les modifications de traitement des eaux usées urbaines, envisagées dans les prochaines années, vont modifier la qualité microbiologique des grandes rivières du bassin.

Le modèle SENEQUE peut être utilisé comme outil de prédiction pour tester l'impact des modifications de l'assainissement sur la qualité microbiologique des eaux. Le scénario étudié visait à calculer l'impact des modifications envisagées à l'horizon 2012 dans les stations d'épuration, notamment dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive eaux résiduaires urbaines.

À cet horizon, toutes les stations d'épuration de plus de 10 000 équivalents - habitants du bassin de la Seine seront équipées au minimum d'un traitement de nitrification et d'un traitement de déphosphatation.

D'autres modifications importantes sont prévues à la station Seine-Aval d'ici à 2012.

D'une part, le volume traité sera réduit. Une partie du volume aujourd'hui traité à Seine-Aval le sera à Seine-Amont et dans une nouvelle station (Les Grésillons sur la Seine au point kilométrique 100). D'autre part, le traitement à Seine-Aval sera significativement amélioré par rapport à la situation de 2003 avec l'addition des traitements de nitrification, de dénitrification et un traitement de clarifloculation pour retenir le phosphore.

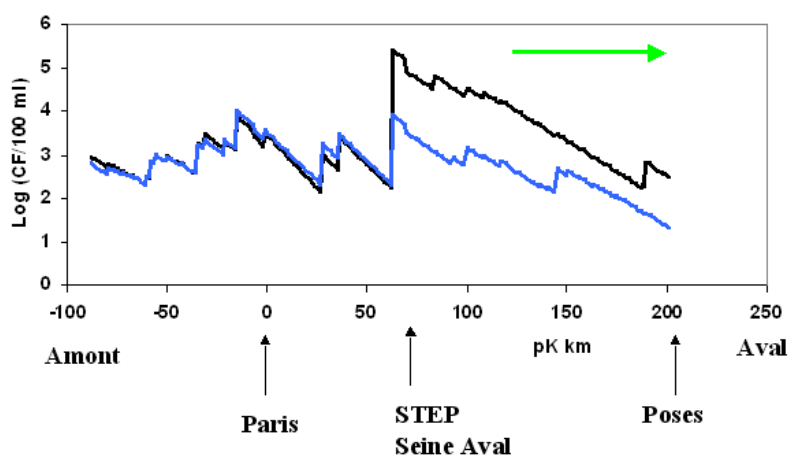


Figure 21 : Profil longitudinal des concentrations en CF cultivables dans la Seine en conditions estivales calculées par le modèle SENEQUE pour la situation de référence de 2003 (trait noir) et pour un scénario prospectif pour 2012 (trait bleu).

La flèche verte indique le sens d'écoulement des eaux.

La [figure 17 p. 39](#) permet une comparaison aisée du niveau de contamination actuel de celui prévu par le modèle pour la situation de 2012 en 4 stations du bassin. Pour sa part, la [figure 21 p. 43](#) compare les niveaux de concentrations en CF calculés pour 2003 et 2012 le long du profil en Seine en situation estivale.

Sur la Marne à l'amont de Paris, une amélioration significative est prédite par rapport à la situation 2003 alors que cette amélioration est faible sur l'Oise et nulle sur la Seine.

La différence prédite sur la Marne résulte de la mise en service d'une unité de désinfection aux UV à la station d'épuration de Noisy-le-Grand, quelques kilomètres en amont d'Alfortville. L'effet des UV sur les bactéries fécales tel que considéré dans ce scénario ne prend pas en compte une possible réactivation dans la rivière des bactéries fécales qui auraient perdu momentanément leur cultivabilité suite à l'irradiation aux UV ([voir encadré sur la désinfection des eaux usées p. 28](#)).

Le profil en Seine montre que ce scénario ne modifie en rien la qualité microbiologique - à l'amont - de la station d'épuration Seine-Aval à Achères. En effet, l'amélioration du traitement à Seine-Amont (Valenton) compense simplement l'augmentation du volume traité et le flux de bactéries fécales sortant de cette station d'épuration reste identique.

Par contre, une augmentation très significative de la qualité est observée à l'aval de la station d'épuration Seine-Aval à Achères, amélioration qui est due à la diminution du volume traité et à l'amélioration significative du traitement. Il est important de garder à l'esprit que les simulations calculées aussi bien pour 2003 que 2012 avec le modèle SENEQUE ne prennent pas en compte les rejets urbains de temps de pluie (RUTP) qui peuvent, de manière temporaire, dégrader considérablement la qualité microbiologique des eaux.

Par ailleurs, une modélisation rétrospective de la qualité microbiologique des eaux de la Seine a été entreprise. Ceci nécessite de pouvoir quantifier, de manière rétrospective, les sources de contamination des eaux de rivières par les bactéries fécales.

Aujourd'hui, dans le bassin de la Seine, ce sont très nettement les sources ponctuelles (apports via les eaux usées) qui dominent les apports de contaminants microbiens par temps sec. Nous avons supposé qu'il en était de même dans le passé. Autrefois les eaux usées urbaines en effet étaient traitées en moindre proportion (voire pas traitées du tout) et les traitements d'épuration, quand ils existaient, étaient moins efficaces que maintenant.

Dans ces conditions, il apparaissait essentiel, pour ce travail de modélisation rétrospective, de reconstituer le plus correctement possible les apports ponctuels en bactéries fécales dans le passé.

Pour ce faire, nous nous sommes basés sur le travail de reconstitution historique des apports de matières organiques par les eaux usées, effectué par Billen et al. (2007). Cette reconstitution a été réalisée à la fois sur la base d'une compilation des données de population et d'une reconstitution des capacités et du type de traitement d'épuration.

Les [figures 22 et 23](#) présentent l'évaluation de la population et de la capacité de traitement d'épuration, respectivement pour la partie amont du bassin de la Seine (bassin limité à l'entrée de l'agglomération parisienne) et pour l'agglomération parisienne.

Afin de calculer les apports en coliformes fécaux par les eaux usées, nous avons considéré, en première approximation, un rapport constant entre les rejets de matières organiques biodégradables (DBO : demande biologique en oxygène) issus de la reconstitution historique de Billen et al. (2007) et les rejets en coliformes fécaux.

Ce rapport constant de $1,2 \times 10^9$ CF/g DBO a été établi sur la base de mesures parallèles de DBO et de concentrations en coliformes fécaux cultivables effectuées sur des eaux usées brutes et traitées de diverses stations d'épuration du bassin dans le cadre du PIREN-Seine.

L'utilisation d'un tel rapport implique que, lors des traitements d'épuration, les coliformes fécaux soient retenus avec la même efficacité que la DBO.

Si ceci semble vraisemblable pour les traitements d'épuration simples (primaire et boues activées), on sait que les traitements tertiaires et, évidemment les traitements de désinfection, sont beaucoup plus efficaces sur les bactéries fécales que sur la DBO ([figure 8 p. 26](#)). Néanmoins, cette approximation ne devrait pas être trop gênante pour la reconstitution historique, l'introduction du traitement tertiaire n'étant intervenue qu'assez récemment.

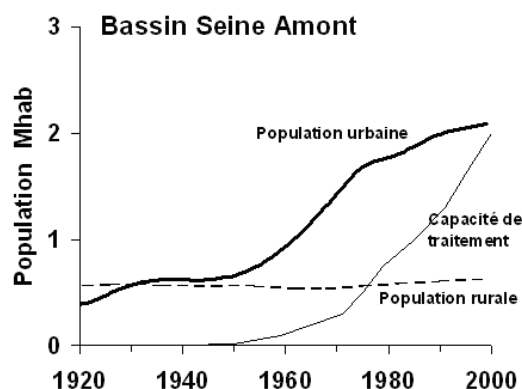


Figure 22 : Reconstitution historique, pour la période 1920-2000, des population urbaine et rurale (millions d'habitants) ainsi que la capacité de traitement des eaux usées (millions d'équivalents – habitants) dans le bassin amont de la Seine (bassin limité à l'entrée de l'agglomération parisienne) (Billen et al., 2007).

Une simulation historique pour la période 1920-2000 de la concentration moyenne annuelle en coliformes fécaux à l'entrée de l'agglomération parisienne est présentée par la figure 24.

Elle a été effectuée avec le modèle SENEQUE sur la base de la reconstitution des apports d'eaux usées. La simulation est comparée aux moyennes des résultats expérimentaux de deux suivis de la qualité de l'eau à Choisy-le-Roi. Le premier concerne les années 1935-1965 et provient des travaux de Mangerel (1969).

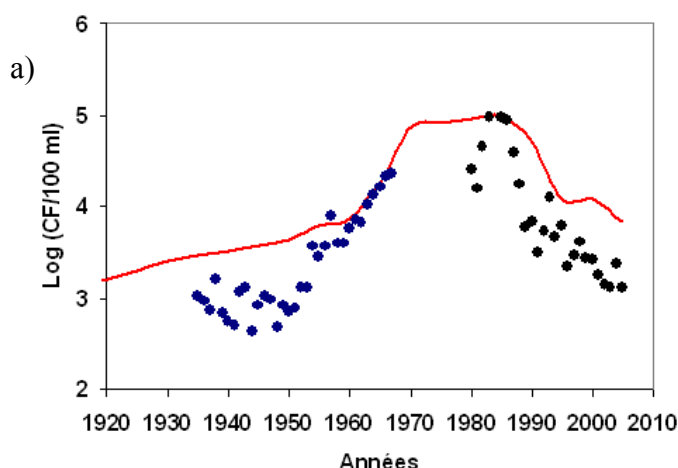


Figure 24a : Simulation historique, pour la période 1920-2005, de la concentration en CF cultivables (moyenne annuelle) à l'entrée de l'agglomération parisienne (-) par le modèle SENEQUE et données expérimentales à la station de Choisy-le-Roi. Les données expérimentales sont des moyennes annuelles ; pour la période 1935-1965 (•), elles proviennent de Mangerel (1969) [#] et pour la période 1980-2005 du suivi réalisé à la prise de l'usine de production d'eau potable de Choisy-le-Roi par le SEDIF et la CGE (•) (Servais et al., 2007b).

Figure 24b : Simulation par le même modèle, de la concentration moyenne en ammonium à l'entrée de l'agglomération parisienne (-) et données moyennes observées à la station d'Ivry-sur-Seine (•).

[#] Ces données sont en fait exprimées en concentration d'*Escherichia coli* et ont été converties en concentration en CF en tenant compte du rapport *E. coli* / CF de 0,77 déterminé sur des échantillons de rivières du bassin dans le cadre du programme PIREN-Seine.

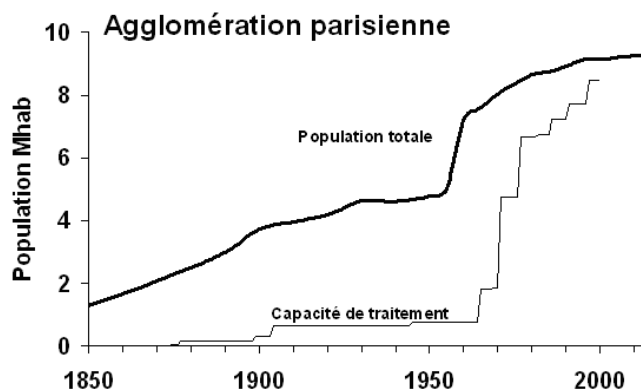
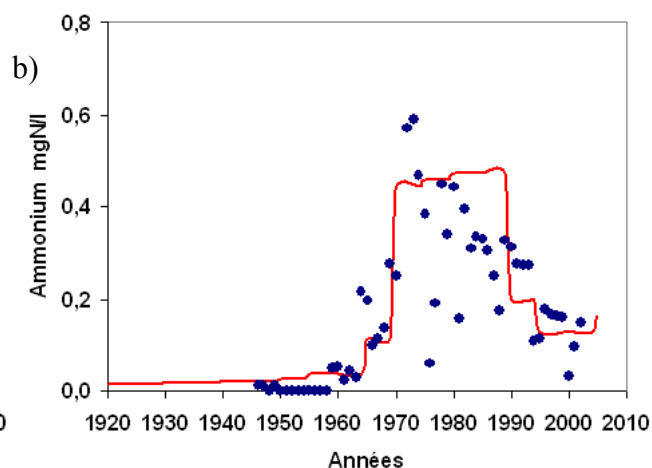


Figure 23 : Reconstitution historique, pour la période 1850-2000, de la population (millions d'habitants) ainsi que la capacité de traitement des eaux usées (millions d'équivalents – habitants) dans l'agglomération parisienne (Billen et al., 2007).

Le second concerne les années 1980-2005 et provient du suivi de la qualité de l'eau brute à la prise d'eau de l'usine de production d'eau potable de Choisy-le-Roi (données SEDIF-CGE). Les teneurs en ammonium, calculées par le même modèle, et celles mesurées à la station d'Ivry-sur-Seine, quelques kilomètres en aval de Choisy-le-Roi, sont également présentées, car la teneur en ammonium de la rivière est un bon indicateur des apports d'eaux usées non traitées vers le milieu naturel.



Pour les périodes où des données de terrain existent (figure 24), les calculs de la concentration en CF effectués par le modèle sont en assez bon accord avec les valeurs expérimentales. On voit un accroissement assez lent de la pollution fécale en amont de Paris entre 1920 et 1960, qui correspond à une augmentation lente de la densité de population sur le bassin amont (figure 22 p. 45). À cette époque, les teneurs en ammonium sont très faibles dans la Seine. L'urbanisation rapide du secteur de la Seine en amont immédiat de l'agglomération parisienne dans les années 60 explique l'accroissement rapide de la contamination ammoniacale et bactériologique observée. L'augmentation de la capacité de traitement des eaux usées et l'amélioration des performances des traitements d'épuration appliqués ont progressivement permis de contenir le phénomène au cours des années 1970, puis d'améliorer la qualité de l'eau à partir de la seconde moitié des années 80.

Il est important de noter que l'ensemble des valeurs présentées à la figure 24 (aussi bien celles calculées par le modèle que les mesures de terrain) constituent des moyennes annuelles. Il existe de très grandes variations autour de ces moyennes. Ces variations résultent, d'une part, des situations de temps de pluie où des rejets de surverses de réseaux unitaires et d'eau de ruissellement viennent s'ajouter aux apports de temps sec et, d'autre part, des variations des conditions hydrologiques (débit de la Seine). Les moyennes annuelles, si elles permettent de mettre en évidence les tendances à long terme de la pollution microbienne, ne permettent pas de conclure sur la fragilité du système lors d'épisodes de temps de pluie.

La figure 25 présente la simulation historique, effectuée avec le modèle SENEQUE, pour diverses années de la période 1870-2003, des profils longitudinaux de concentration en coliformes fécaux dans la région parisienne. Les valeurs calculées à l'amont immédiat de Paris confirment les observations faites à la figure 24 avec les teneurs en CF les plus élevées dans les années 1880.

En 1870, on simule un premier accroissement de la concentration en CF dans la traversée de la ville de Paris, lié au rejet direct d'eaux usées dans Paris. L'essentiel des rejets a néanmoins lieu en aval de Paris (zone de Clichy).

À cette époque, une part très significative des eaux usées de la capitale est déjà collectée par le réseau d'assainissement conçu par Haussmann et Belgrand et évacuée par temps sec vers l'aval de Paris où les eaux sont soit épandues (champ d'épandage à Gennevilliers, d'abord, à Achères ensuite) ou rejetées en Seine. Par temps de pluie, de nombreux déversoirs d'orage rejettent des eaux usées du réseau unitaire dans Paris.

En 1930, l'augmentation de la pollution fécale dans Paris est moins forte qu'en 1870, en raison de la diminution des rejets dans Paris intra-muros. Le maximum de pollution est toujours simulé à l'aval du rejet de Clichy. C'est en 1960 que l'on observe la situation la plus dégradée à l'aval de Clichy. Ceci s'explique à partir de la figure 23 qui montre que c'est vers les années 1960 que l'écart entre la population de l'agglomération parisienne et la capacité de traitement des eaux usées en région parisienne est le plus élevé, ce qui signifie que c'est aussi à cette époque que la quantité d'eau usée non traitée, très riche en bactéries fécales, est la plus importante.

À partir de 1980, le maximum de pollution fécale se trouve à l'aval des rejets de la station d'épuration d'Achères. En 2003, le pic de contamination simulé à l'aval d'Achères est significativement plus faible qu'en 1980. Ceci est dû à l'augmentation de la capacité de traitement (traitement de l'ensemble des rejets, par temps sec, et d'une bonne partie de ceux-ci par temps de pluie) et aussi à l'amélioration des performances du traitement sur certaines unités.



Kayac sur la Seine.

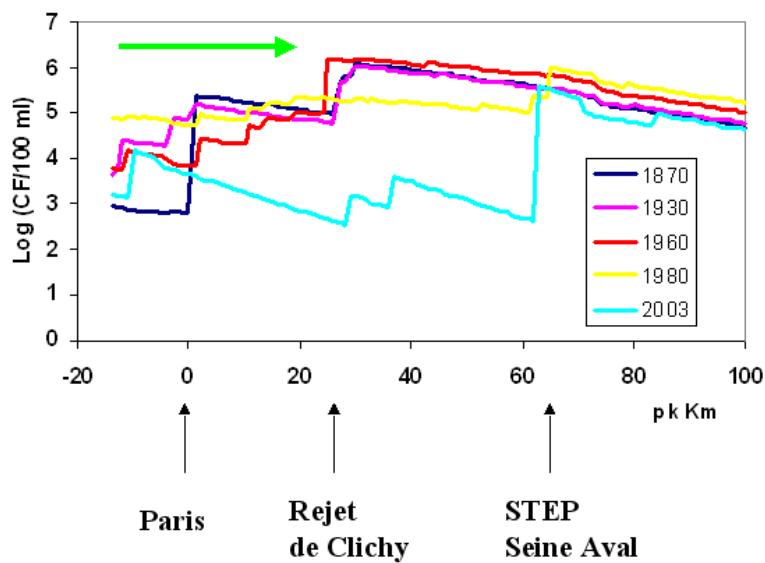


Figure 25 : Simulation historique, effectuée avec le modèle SENEQUE sur la période 1870-2003, des profils longitudinaux de concentration en coliformes fécaux dans la région parisienne.

LES
NOTIONS
CLÉS

L'eau trouble des impressionnistes

Dans les années 1870, les impressionnistes peignaient les parisiens se livrant à des activités récréatives en Seine (canotage et même baignade) dans la zone Chatou-Bougival (figure 26)... soit à une vingtaine de kilomètres en aval du déversement des eaux usées à Clichy.

Nos calculs de modélisation donnent dans cette zone une concentration en coliformes fécaux de l'ordre de 800 000 CF / 100 ml : 400 fois la valeur de la norme impérative de qualité des eaux de baignade actuelle !



Figure 26 : Activités nautiques sur la Seine à Chatou.

Ce tableau, intitulé « Les canotiers à Chatou », a été peint par Pierre Auguste Renoir en 1879.

Dans un bassin hydrographique comme celui de la Seine, la pollution microbiologique des rivières par les eaux usées est liée essentiellement à l'importance de la population et à la généralisation du recours aux eaux de surface pour l'évacuation des eaux usées.

En effet, nous avons montré qu'à l'échelle du bassin, les sources ponctuelles de contamination (rejets d'eaux usées) étaient largement prépondérantes par rapport aux sources diffuses. Néanmoins, à l'échelle locale, les sources diffuses peuvent être très importantes; le lessivage et le ruissellement sur les zones de pâtures peuvent être une source de contamination non négligeable en milieu rural.

Les stations d'épuration des eaux usées qui ont progressivement été installées, principalement au cours des 50 dernières années, avaient, dans un premier temps, comme objectif prioritaire, l'élimination de la pollution carbonée pour éviter les situations de désoxygénation et ses effets néfastes en rivière (mortalité piscicole).

Dans un second temps, les traitements d'épuration ont visé à réduire les teneurs en azote et phosphore des effluents afin de limiter le phénomène d'eutrophisation des rivières et des zones côtières. Même si ces traitements ne visent pas spécifiquement la pollution microbienne, ils contribuent néanmoins à la réduire significativement puisque, en général, de 90 à 99 % des bactéries fécales sont retenues dans les stations d'épuration « classiques ».

L'installation des stations d'épuration a donc permis de réduire le niveau de contamination par rapport aux situations observées dans le passé. En région parisienne, c'est dans la période 1960-1980 que les situations les plus critiques du point de vue de la qualité microbiologique ont été observées en raison d'une augmentation de la population qui n'a pas été suivie immédiatement d'un accroissement de la capacité de traitement des eaux usées.

Depuis, la situation s'est sensiblement améliorée. Malgré l'amélioration de la qualité, les résultats des analyses bactériologiques montrent que, aujourd'hui, les rivières du bassin de la Seine présentent des niveaux de contamination incompatibles en de nombreux endroits avec certaines utilisations de l'eau comme la baignade.

Dans les prochaines années, la généralisation des traitements de dénitrification et de déphosphatation dans toutes les stations d'épuration de plus de 10 000 équivalents - habitants (comme l'exige la réglementation européenne) permettra encore d'améliorer la situation actuelle, particulièrement dans la Seine en aval de l'agglomération parisienne comme l'ont montré les travaux de modélisation prospective de la qualité microbiologique des eaux. Néanmoins, cette amélioration attendue ne permettra vraisemblablement pas d'atteindre, dans les grandes rivières du bassin, une qualité microbiologique de l'eau compatible avec la nouvelle norme sur les eaux de baignade plus stricte que celle en application jusqu'à présent, alors qu'un nombre croissant de collectivités locales souhaitent la réouverture de zones de baignade dans ces rivières.

Actuellement, les traitements de désinfection, qui permettent une réduction très importante du niveau de contamination microbienne des eaux usées traitées, sont quasi exclusivement appliqués dans des situations où les effluents sont rejetés en zones côtières et là où il est capital, pour des raisons touristiques et donc économiques, de garantir une qualité microbiologique irréprochable de l'eau. Ainsi, dans le bassin de la Seine, une seule station d'épuration (Marne-Aval à Noisy-le-Grand) est équipée d'une unité de désinfection.

Aujourd'hui, il est techniquement possible de désinfecter les eaux usées, mais l'addition de cette étape supplémentaire de traitement entraînerait une augmentation du coût de l'épuration des eaux usées.

La mise en œuvre de la désinfection dans les stations d'épuration dépendra finalement du prix qu'attachera la société à la reconquête de la baignade dans les grandes rivières... Ou de l'introduction d'une norme de qualité microbiologique pour les zones où sont pratiquées les activités nautiques aujourd'hui non soumises à une réglementation sanitaire.

Il convient toutefois d'ajouter que le maintien d'une qualité microbiologique compatible avec la baignade nécessiterait également une maîtrise des rejets directs de temps de pluie.

Bibliographie

- Beaudeau P., Tousset N., Bruchon, F., Lefèbvre A. & Taylor, H.D. 2001. In situ measurement and statistical modelling of *Escherichia coli* decay in small rivers. *Wat. Res.* 35 : 3168-3178.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebillo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P. & Benoît, M. 2007. A long-term view of nutrients transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment*. 375 : 80-97.
- Fewtrell, L. & Bartram, J. 2001. *Water quality : guidelines, standards and health*. World Health Organization Water Series. IWA Publishing, London (U.K.).
- Garcia Armisen, T. & Servais, P. Enumeration of viable *E. coli* in rivers and wastewaters by fluorescent in situ hybridization. *Journal of Microbiological Methods*. 2004. 58 : 269-279.
- George, I., Crop, P. & Servais, P. 2002 Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. *Water Research* 36 (10), 2607-2617.
- Lebaron, P., Henry, A., Lepeuple, A.S., Pena, G., and Servais, P. (2005) An operational method for the real-time monitoring of *E. coli* numbers in bathing waters. *Marine Pollution Bulletin* 50 (6), 652-659.
- Mangerel, P. 1969. La pollution urbaine des eaux de la région parisienne. *Bull. section de Géographie*. Tome LXXX : 133-156
- Rompre, A., Servais, P., Baudart, J., de-Roubin, M.-R. & Laurent, P. (2002) Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches. *Journal of Microbiological Methods* 49 (1), 31-54.
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstin, D. & Garnier, J. 2007. SENEQUE : A multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of rivers systems. *Science of the Total Environment*. 375 : 257-273.
- Servais, P., Garcia Armisen, T., Lepeuple, A.S. & Lebaron, P. 2005. An early warning method to detect fecal contamination of river waters. *Annals of Microbiology*. 55 (2) : 67-72.
- Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I. & Billen, G. 2007a. Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France) : sources, fate and modelling. *Science of the Total Environment*. 375 : 152-167.
- Servais, P., Billen, G., Goncalvez, A. & Garcia-Armisen, T. 2007b. Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network: past, present and future situations. *Hydrology and Earth System Sciences*. 11 : 1581-1592.
- Straub, T.M. & Chandler, D.P. 2003. Towards a unified system for detecting waterborne pathogens. *Journal of Microbiological Methods* 53 (2), 185-197.

Glossaire

ADN : acide désoxyribonucléique, molécule que l'on retrouve dans toutes les cellules vivantes. L'ADN est composé de séquences de 4 nucléotides. L'ADN est le support de l'information génétique, il constitue le génome des êtres vivants et se transmet en totalité ou en partie lors des processus de reproduction.

Ammonium (NH_4^+) : forme ionisée de l'ammoniaque qui est présente en concentration importante dans les eaux usées domestiques et certaines eaux usées industrielles.

Bactérie : organisme vivant unicellulaire procaryote. Une bactérie mesure de 1 à quelques micromètres de long et peut se présenter sous différentes formes dont les plus courantes sont la sphère (coque) et le bâtonnet (bacille).

Biogéochimie : qui concerne les processus de transfert des éléments chimiques entre l'environnement et les micro-organismes.

***E. coli* entéro-toxiques** : ces *Escherichia coli* pathogènes se caractérisent par leur production de toxines lorsqu'ils sont présents dans le tube digestif. Ces bactéries sont notamment responsables de la diarrhée du voyageur.

Enzymatique : se dit d'une réaction accélérée par une enzyme, qui est un catalyseur biologique.

Indicateurs de contamination : groupes de bactéries présentes en très grand nombre dans les matières fécales humaines et animales. La concentration de ces bactéries indique à quel point une eau a été souillée par des matières fécales et donc le niveau de risque de présence de pathogènes dans cette eau.

Lyse : la lyse désigne en biologie la destruction de l'intégrité physique de la membrane d'une cellule par l'action d'un agent physique, chimique ou biologique et menant à la mort de la cellule.

Microscopie à épifluorescence : technique de microscopie qui permet la détection d'évènements fluorescents (cellules marquées). Cette technique est utilisée pour le dénombrement des bactéries collectées sur un filtre après avoir marqué celles-ci (toutes ou une fraction spécifique de celles-ci) avec un composé qui les rend fluorescentes.

Ordre hydrologique des rivières : classification des rivières en fonction de leur position dans un schéma de confluences successives. Les petits ruisseaux sans affluent sont d'ordre 1. Lorsque deux cours d'eau d'ordre identique X confluent, ils donnent naissance à un cours d'eau d'ordre X+1. La Seine en aval de la confluence avec l'Oise est un cours d'eau d'ordre 8, c'est l'ordre hydrologique le plus élevé rencontré dans le bassin de la Seine.

Pathogène : qui entraîne la maladie. Les micro-organismes pathogènes sont responsables de maladies.

Pathogène opportuniste : microorganisme qui normalement n'est pas responsable de maladie mais qui est susceptible de provoquer une affection chez des personnes ayant un système immunitaire très affaibli.

Percentile : le $x^{\text{ème}}$ percentile d'une série de valeurs correspond à la valeur pour laquelle x % des valeurs sont inférieures à celle-ci.

Point kilométrique : le point kilométrique (pK) est la distance curviligne (km) jusqu'à un point de référence.

Procaryote : cellule possédant un filament d'ADN qui contient l'information génétique qui n'est pas protégée par une membrane nucléaire alors que c'est le cas chez les eucaryotes. Les bactéries sont des procaryotes.

Protozoaire : organisme unicellulaire eucaryote comportant des organites tels : vacuoles, cils, flagelles. Leur taille est très variable de quelques microns jusqu'à 300 μm pour la paramécie. La plupart des protozoaires présents dans l'eau sont soit des flagellés, soit des ciliés.

Salmonelles : ensemble des entérobactéries du genre *Salmonella*.

Sonde moléculaire : séquence de nucléotides complémentaire d'une séquence de nucléotides de l'ADN d'un organisme. Cette complémentarité permet l'appariement (hybridation) de la sonde avec l'ADN. L'utilisation d'une sonde moléculaire liée à un fluorochrome va permettre de visualiser les organismes cibles, c.a.d. dont l'ADN est complémentaire de la sonde.

Thymidine tritiée : la thymidine est une molécule qui entre dans la synthèse de l'ADN. Le terme « tritiée » indique que cette molécule est marquée par un isotope radioactif de l'hydrogène, le tritium (^3H).

Virus : entités particulières qui se situent entre les êtres vivants et les macromolécules. D'organisation beaucoup plus simple qu'une cellule, ils sont incapables de se multiplier par eux-mêmes et se comportent comme des parasites obligatoires des cellules vivantes dont ils détournent le fonctionnement. Les virus sont constitués par un génome entouré ou protégé par une coque protéique, la capsid. Le génome est une molécule d'acide nucléique qui peut être selon les virus de l'ARN (acide ribonucléique) ou de l'ADN (acide désoxyribonucléique).



**eau
seine**
NORMANDIE

L'Agence de l'eau Seine-Normandie

est un établissement public du ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire. Sa mission est de financer les ouvrages et les actions qui contribuent à préserver les ressources en eau et lutter contre les pollutions, en respectant le développement des activités économiques. Pour ce faire, elle perçoit des redevances auprès de l'ensemble des usagers qu'elle redistribue sous forme d'aides financières aux collectivités locales, aux industriels, aux artisans, aux agriculteurs et aux associations qui entreprennent des actions de protection du milieu naturel. Ses actions s'expriment à travers un programme pluriannuel. Les études et recherches pilotées par l'Agence contribuent à la gestion équilibrée de la ressource en eau et de tous les milieux aquatiques.

Siège

51, rue Salvador Allende
92027 Nanterre Cedex
Tél. 01 41 20 16 00
Fax 01 41 20 16 09

www.eau-seine-normandie.fr

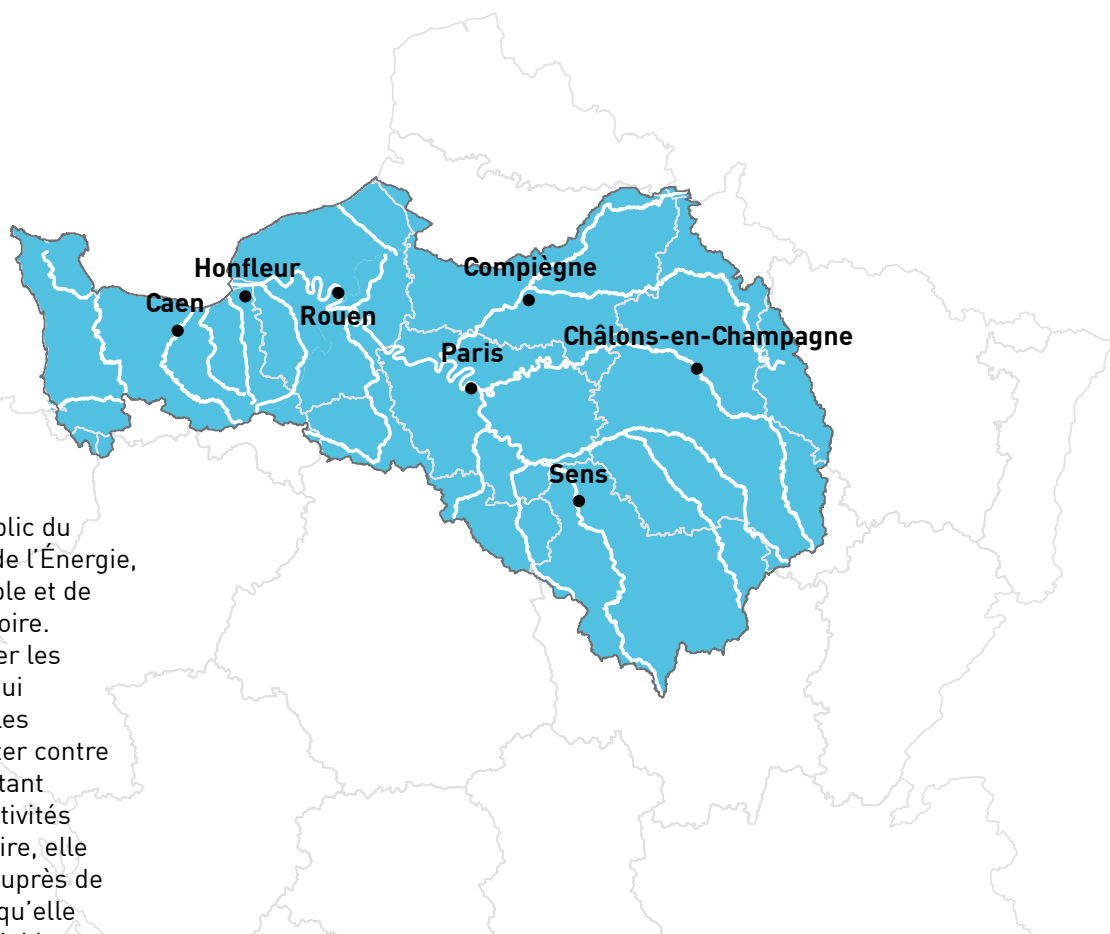
Programme PIREN-Seine

Direction et secrétariat :
UMR CNRS 7619 Sisyphe
Université Pierre et Marie Curie (Paris VI)
4, place Jussieu 75005 Paris
Tél. 01 44 27 74 24
Fax 01 44 27 45 88

www.piren-seine.fr

**ENSEMBLE
DONNONS
VIE À L'EAU**

Agence de l'eau



Les PARTENAIRES du PIREN-Seine

AGENCE DE L'EAU SEINE-
NORMANDIE (AESN)
www.eau-seine-normandie.fr

CENTRE NATIONAL DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE (CNRS)
www.cnrs.fr

DIRECTION RÉGIONALE DE
L'ENVIRONNEMENT
(DIREN ÎLE-DE-FRANCE)
www.ile-de-france.ecologie.gouv.fr

EAU DE PARIS
www.eaudeparis.fr

INTERNATIONAL ZINC ASSOCIATION
(IZA)
www.iza.com

LYONNAISE DES EAUX
www.lyonnaise-des-eaux.fr

LES GRANDS LACS DE SEINE :
INSTITUTION INTERDÉPARTEMENTALE
DES BARRAGES-RÉSERVOIRS DU
BASSIN DE LA SEINE (IIBRBS)
www.iibrbs.fr

SYNDICAT DES EAUX
D'ÎLE-DE-FRANCE (SEDIF)
www.sedif.com

SYNDICAT INTERDÉPARTEMENTAL
POUR L'ASSAINISSEMENT DE
L'AGGLOMÉRATION PARISIENNE
(SIAAP)
www.siaap.fr

UNION NATIONALE DES PRODUCTEURS
DE GRANULATS (UNPG)
www.unicem.fr

VOIES NAVIGABLES DE FRANCE
(VNF)
www.vnf.fr



Programme PIREN-Seine

Numéro ISBN : 978-2-918251-08-8
Dépôt légal : janvier 2009