



Mémoire de DESS
Qualité et Gestion de l'Eau
Présenté par Mlle Fanny Gauthier

**BIOFILMS ET QUALITE BIOLOGIQUE DE L'EAU
POTABLE AU COURS DE SA DISTRIBUTION**

Réalisé à l'Université de Picardie - Amiens
Année 2001 – 2002

Tuteur : M. Max Bugnicourt

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Mr Sylvain Fass, responsable de projet à NANCIE – Centre International de l'Eau, pour sa sympathie, sa disponibilité, et ses conseils.

Je tiens également à remercier Mr Gérard Touzé, de l'Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux, pour son aide.

RESUME

Le maintien de la qualité des eaux potables de la sortie de l'usine de traitement jusqu'au robinet du consommateur est une préoccupation majeure des traiteurs et distributeurs d'eau. D'un point de vue biologique, ce maintien doit se caractériser par une stabilité de la croissance bactérienne. Or les réseaux de distribution d'eau potable sont continuellement exposés à un flux de matière organique biodégradable et de microorganismes provenant de l'usine de traitement, mais également d'incidents (cassures, réparations) survenant sur le réseau lui-même. Une partie de ces microorganismes (bactéries hétérotrophes en particulier) s'adapte à cet environnement oligotrophe, et peut ainsi coloniser l'ensemble d'un réseau de distribution d'eau potable, la plus forte densité de microorganismes se rencontrant à la surface des matériaux supports et s'organisant sous forme de microcolonies plus ou moins dispersées et mélangées à des produits de corrosion et des précipités inorganiques.

La dynamique bactérienne en réseau de distribution est complexe, car elle dépend de nombreux paramètres, notamment, le carbone organique dissous biodégradable, la présence d'un résiduel de désinfectant, la nature et l'état des parois de canalisations, la biomasse relative des cellules bactériennes libres et fixées et, enfin, les phénomènes de prédation, la fixation de biomasse bactérienne induisant la formation d'une chaîne alimentaire.

La diminution de la contamination microbienne et la limitation de la dégradation microbiologique nécessite l'emploi de techniques chimiques comme la désinfection, notamment par ajout de chlore qui agit sur les microorganismes eux-mêmes, ou bien l'emploi de techniques nouvelles permettant d'agir non plus sur les bactéries elles-mêmes, mais sur la cause de leur présence et de leur croissance, c'est à dire en diminuant fortement les concentrations en matière organique en entrée de réseau de distribution et dans l'eau circulante.

Mots clés : biofilm, eau potable, réseau de distribution, biodiversité bactérienne, stabilité biologique, désinfection.

ABSTRACT

The maintenance of drinking water quality from the treatment plant to the consumer tap is a major concern to water distributors. From a biological point of view, this maintenance must be characterized by a stability of bacterial growth. However, drinking water distribution systems are continuously exposed to a flow of biodegradable organic water and a flow of microorganisms, coming from the water treatment plant, but also from incidents (breaks, repairs) on the distribution network itself. A part of these microorganisms (heterotrophic bacteria, particularly) can grow in this oligotrophic environment, and can thus colonize the entire drinking water distribution system, the highest density of microorganisms being found on the surface of pipewalls and organized in dispersed microcolonies, mixed with corrosion products and inorganic precipitates.

Bacterial dynamic in distribution systems is complex, because it depends on different parameters, like the biodegradable fraction of organic carbon, the presence of a residual disinfectant, the nature and the state of pipewalls, the biomass of free and fixed bacteria, and the grazing activity of protozoan, the fixation of bacterial biomass resulting in the formation of a food chain.

The decrease of microbiologic contamination and the limitation of the microbiologic degradation require the use of chemical disinfectants, like chlorine, which act on the microorganisms themselves, or the use of new technologies, which act on the causes of the presence of bacteria by decreasing the concentration of organic matter in the distribution network and in the bulk phase of water.

Key words : biofilm, drinking water, distribution network, bacterial diversity, biological stability, disinfection.

SOMMAIRE

Introduction

Les réseaux de distribution

- 1 Les réseaux de distribution d'eau potable en tant que réacteur complexe
- 2 Réacteur biphasique / biologique
- 3 Evolution de la qualité de l'eau le long d'un système de distribution d'eau potable
- 4 Notion de biofilm

Biodiversité des Réseaux de Distribution d'Eau Potable

- 1 Développement d'un biofilm bactérien au sein des réseaux
- 2 Populations microbiennes des réseaux de distribution
- 3 Formation de chaîne trophique

Facteurs contrôlant la Reviviscence Bactérienne

- 1 Nature des matériaux de canalisations
- 2 La température
- 3 Les nutriments
- 4 La désinfection
- 5 Prévention de la reviviscence bactérienne en réseau de distribution d'eau potable

Réglementation

- 1 Réglementation vis-à-vis des matériaux en contact avec l'eau destinée à la consommation humaine
- 2 Réglementation vis-à-vis de l'eau destinée à la consommation humaine

Conclusion

Bibliographie

Table des matières

Table des tableaux

Table des figures

Annexes

INTRODUCTION

Une préoccupation majeure des traiteurs et distributeurs d'eau est de répondre à la demande des consommateurs et d'assurer le maintien de la qualité de l'eau potable au cours de sa distribution, dans le but d'un respect des normes nationales et européennes de potabilité, et dans un souci de préservation de la santé publique.

Les analyses de contrôle dont l'objectif est de s'assurer de la qualité de l'eau potable, reposent sur différents paramètres physiques, chimiques, mais également microbiologiques. En effet, le but du traitement de potabilisation n'est pas de produire une eau stérile, mais une eau ne présentant pas de risque du point de vue de la santé publique. Ainsi, un flux continu de microorganismes est observable en sortie d'usine.

Pour prévenir tout risque de reviviscence bactérienne, un résiduel de désinfectant (chlore, dioxyde de chlore, monochloramines) est maintenu dans le réseau.

Malgré la présence de ce résiduel et le milieu oligotrophe (voire ultraoligotrophe, avec $COD < 2 \text{ mg.L}^{-1}$, dans de nombreux réseaux) constitué par l'eau potable, certaines bactéries s'adaptent à ce milieu et prolifèrent.

La résistance des bactéries à ce milieu est due à leur organisation en biofilm, c'est à dire en microcolonies dispersées, situées à la surface des conduites d'adduction d'eau potable.

La présence de ce biofilm bactérien au sein des réseaux de distribution d'eau potable peut être à l'origine de non-conformité lors du décrochage de ces biomasses fixées et peut constituer un abri aux bactéries potentiellement pathogènes.

LES RESEAUX DE DISTRIBUTION

LES RESEAUX DE DISTRIBUTION

1 Les réseaux de distribution d'eau potable en tant que réacteur complexe

Il y a une trentaine d'années, les systèmes de distribution d'eau potable étaient considérés comme des ensembles inertes.

L'objectif premier de ces réseaux était l'acheminement de l'eau vers les consommateurs, afin de répondre en *quantité* suffisante et en tout point du réseau à leur demande. La gestion de ces réseaux a longtemps consisté en la gestion de simples outils de transport d'eau et les aspects quantitatifs étaient privilégiés par rapport aux aspects qualitatifs, entraînant ainsi des surdimensionnements de réseaux.

Aujourd'hui, cette notion de quantité apparaît incompatible avec l'objectif de *qualité*, fixé par la réglementation, pour qu'une eau soit conforme à la qualité requise pour une eau destinée à la consommation humaine.

En effet, un système de distribution d'eau potable ne doit pas être seulement considéré comme un système inerte, mais comme un réacteur complexe (cf. figure 1), siège d'interactions physico-chimiques et biologiques.

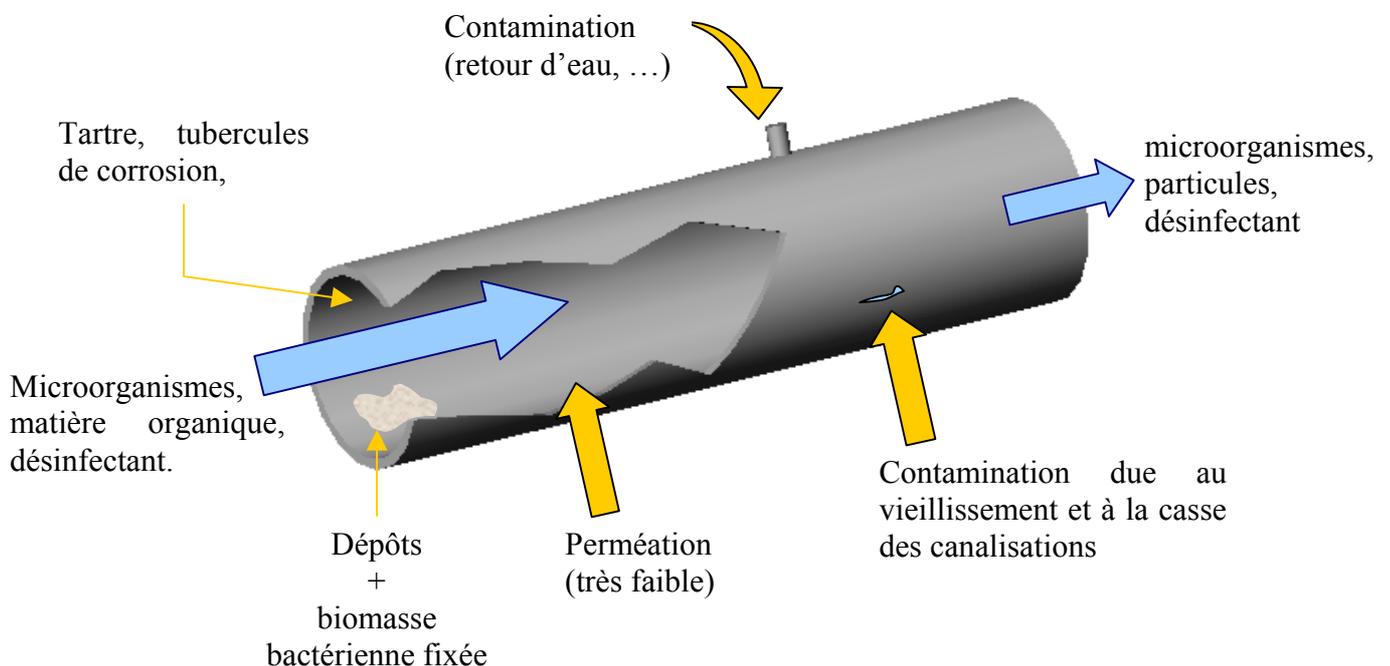


Figure 1 : Schéma d'un réseau réacteur (adapté d'après Levi, 1995)

Remarque : les travaux de réhabilitation sur réseaux ont pour but de limiter la formation de tubercules de corrosion, et un mauvais vieillissement des canalisations.

Ces réactions sont liées à l'interaction des conditions hydrauliques régnant au sein du réseau, de la nature des matériaux utilisés et de la qualité des eaux circulantes.

Ainsi, par exemple, les réactions liées à la qualité de l'eau entrant dans le réseau, sont :

- le type et la quantité d'oxydant utilisé (génération de sous-produits de désinfection),
- la teneur en matières organiques dissoutes biodégradables (recroissances bactériennes),
- les saveurs (H₂S, chlore),
- la quantité de particules minérales et organiques (algues, bactéries, charbon actif),
- les conditions d'agressivité et de corrosivité de l'eau (eaux rouges).

Des risques d'altération de la qualité de l'eau, par rapport à celle de l'eau issue du traitement de potabilisation, sont alors possibles au cours de sa distribution.

2 Réacteur biphasique / biologique

2.1 Réacteur biphasique

L'eau issue de l'usine de potabilisation contient des particules en suspension, qui peuvent provenir :

- de l'usine de traitement elle-même, par relargage de fines particules de charbon actif en grain (CAG),
- de l'eau brute utilisée,
- du système de distribution d'eau potable lui-même, par relargage de particules de corrosion métalliques, ou par précipitation d'éléments dissous (Fe, Ca, Mn, ...),
- de la croissance de micro et macroorganismes,
- du réservoir, où l'eau se trouve en contact avec l'air.

L'accumulation de ces particules au sein des réseaux de distribution est directement liée à leur profil de sédimentation et de transportabilité (taille, densité, forme) (Gauthier *et al.*, 1996).

Les particules présentes dans les réseaux de distribution d'eau potable peuvent s'accumuler sous forme de dépôts selon quatre voies :

- sédimentation des particules contenues dans l'eau potable produite,
- les matières dissoutes peuvent devenir particulaires dans les conditions du réseau (précipitation, floculation, croissance biologique),
- particules provenant des matériaux constitutifs de conduite (corrosion, érosion),
- sédimentation des particules provenant de contamination externe.

Ces dépôts sont transférables à la phase aqueuse si des changements du régime hydraulique interviennent (Gauthier *et al.*, 2001). Les particules ainsi remises en suspension peuvent avoir des conséquences importantes sur la qualité esthétique (augmentation de la turbidité, développement de couleurs), chimique (consommation du désinfectant, fortes concentrations en métaux) et microbiologique de l'eau, avec une augmentation du dénombrement bactérien.

L'eau véhiculée par les réseaux de distribution transporte alors de grandes quantités de minéraux (fer, silicates, aluminium, calcium, manganèse, principalement sous forme d'oxyde) et de la matière organique, en plus faible proportion (de 3 à 20% de la fraction minérale). Bien

que constituée principalement d'éléments dissous, une petite fraction peut sédimenter sous forme de dépôts dans le réseau de distribution.

Une étude menée sur le réseau de distribution de Nancy (France) a montré les résultats suivants (Gauthier *et al.*, 2001) :

- le taux de particules en suspension dans l'eau potable varie de 51 à 128 $\mu\text{g.L}^{-1}$, dont 64% de matière organique. La matière organique représente une part importante des matières en suspension (MES), mais elle est négligeable par rapport à la matière organique dissoute, la concentration en particules organiques représentant environ 1% du carbone organique total (COT) : 21,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ contre 1670 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Le haut contenu en matière organique dans les MES est du à la présence de matériaux biologiques tels que des bactéries et d'autres microorganismes.
- contrairement aux particules en suspension, les dépôts présentent une fraction de matière organique minoritaire. Les dépôts sont principalement composés de minéraux, dont les oxydes de fer (19%), des matériaux sableux insolubles (18%), d'hydroxyde d'aluminium (15%), de carbonates de calcium (10%), d'oxyde de manganèse (3%).

Le ratio entre matière organique et matière minérale contenues dans les dépôts sont de 10-20% contre 80-90%. La meilleure sédimentation des particules minérales est due à leur plus forte densité, en comparaison des particules organiques.

2.2 Réacteur biologique

Le traitement de l'eau pour la rendre potable ne signifie que celle-ci soit stérile. L'objectif de ces traitements est de la rendre agréable au goût et sans danger du point de vue sanitaire. De ce fait, plusieurs populations d'organismes vivent dans l'eau distribuée. Ces différents organismes peuvent être classés en 4 groupes (Block, 1992) :

- des *espèces indigènes*, composées essentiellement de microorganismes trouvés dans le sol, la nourriture, ... , tels que les bactéries, les levures et les champignons microscopiques,
- des *espèces non attendues* au robinet du consommateur, telles que des protozoaires ou des macroinvertébrés du genre *Asella*. Introduites accidentellement dans le réseau, elles peuvent y survivre et s'y multiplier à un taux de plusieurs milliers par m^3 ,
- des *espèces nuisibles*, qui peuvent aggraver les phénomènes de corrosion ou entraîner l'apparition de composés sapides. C'est le cas des bactéries du genre *Actinomycètes*, qui sécrètent des molécules appelées géosmine. Ces molécules confèrent un goût désagréable à l'eau même à faible concentration. L'autre problème associé à ces espèces est, si leur multiplication devient importante, la possibilité d'empêcher la détection d'espèces potentiellement dangereuses,
- des *espèces dangereuses* du point de vue sanitaire. Certaines espèces pathogènes pour les êtres humains peuvent être détectées dans les réseaux de distribution. Leur présence résulte alors d'une contamination accidentelle au cours du transport.

Cette biomasse bactérienne se retrouve principalement dans les dépôts, au niveau des réservoirs et des conduites d'adduction. En effet, ces derniers sont largement colonisés par des

microorganismes, ceux-ci constituant des milieux poreux qui permettent l'attachement et la croissance bactérienne, et notamment lorsque la fraction d'aluminium est importante (Gauthier *et al.*, 1996). Les dépôts fournissent en effet des nutriments organiques (la fraction de matière organique varie de 2 à 22% du poids sec du dépôt) aux microorganismes. Ainsi, ceux-ci peuvent être considérés comme des réservoirs de biomasse au sein des réseaux de distribution d'eau potable. La fraction minérale agit principalement comme un support pour les bactéries, un plus grand nombre de bactéries y étant observable. Cependant, la nature de ces éléments minéraux semble avoir une influence sur la survie et le développement des microorganismes.

Au sein des systèmes de distribution d'eau potable, cette biomasse peut se trouver sous deux états dans les réseaux :

- un état fixé, directement sur la surface des conduites, ou au niveau de tubercules de corrosion. Le terme de biofilm est alors utilisé.
- un état circulant, les bactéries sont alors qualifiées de planctoniques.

D'une manière générale, les densités bactériennes sont plus élevées au niveau du biofilm que dans la phase aqueuse. Ainsi, dans les canalisations dont le diamètre est inférieur à 10 cm, le nombre de bactéries impliquées dans des biofilms est en moyenne 50 à 100 fois supérieur à celui des bactéries circulantes (Block *et al.*, 1997).

Ces deux états sont schématisés sur la figure 2.

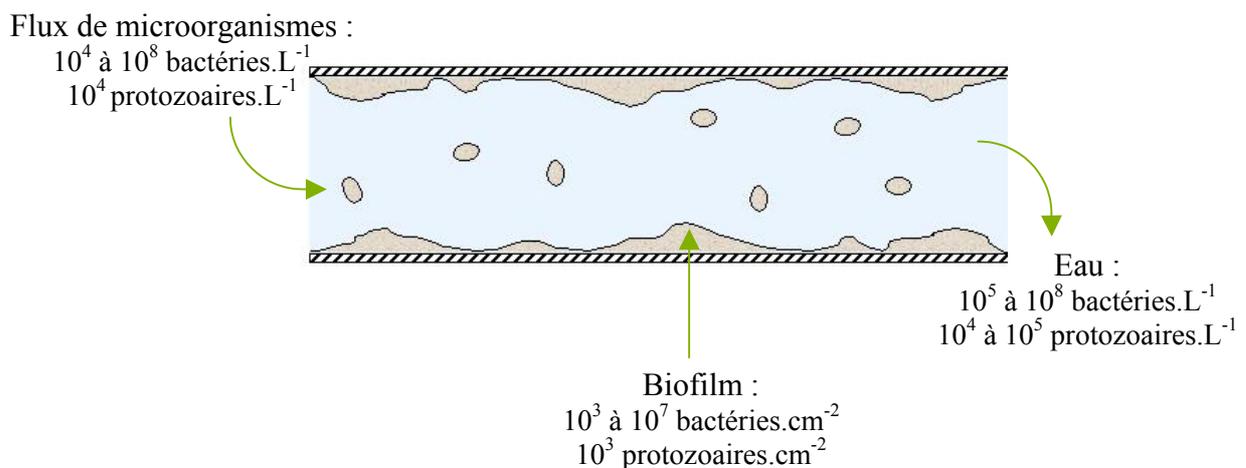


Figure 2 : Le réseau de distribution d'eau potable en tant que réacteur biologique biphasique.

3 Evolution de la qualité de l'eau le long d'un système de distribution d'eau potable

Des études réalisées sur des réseaux de distribution d'eau potable d'assez grande étendue, ont permis l'observation de variations de la qualité microbiologique des eaux transportées le long du système de distribution (Mathieu *et al.*, 1998; Servais *et al.*, 1995). Ces variations sont visualisables sur la figure 3.

L'augmentation du temps de séjour de l'eau dans le réseau s'accompagne de celle de la densité bactérienne (sauf quand présence de postes de rechloration sur le réseau), traduisant une dynamique bactérienne. De cette dynamique résulte l'instabilité biologique de certains réseaux de distribution d'eau potable.

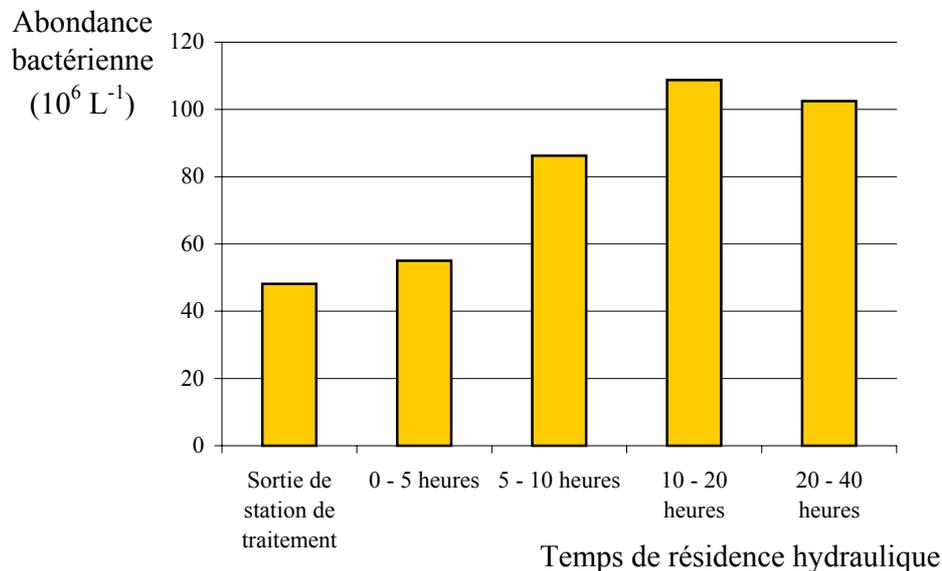


Figure 3 : Exemple de l'altération de la qualité microbiologique le long d'un système de distribution d'eau potable (Servais *et al.*, 1995).

4 Notion de biofilm

4.1 Définition

Les **biofilms** correspondent à des associations de microorganismes inclus dans une matrice d'exopolymères, qui sont généralement attachées à la surface de toutes sortes de matériaux, tels que les métaux, les plastiques, les particules de sols, tissus, ...

Au niveau des réseaux de distribution d'eau potable, les biofilms consistent, le plus souvent, en une association de plusieurs espèces : bactéries, champignons, algues, protozoaires, contenues au sein de dépôts de débris particuliers et de produits de corrosion.

Les réseaux de distribution d'eau potable, comme tout autre environnement aqueux, peuvent être colonisés par des biofilms, malgré les conditions qui y règnent : absence de lumière, présence d'un agent biocide circulant, une faible concentration en éléments nutritifs (milieu oligotrophe).

4.2 Origine des microorganismes

Le niveau de contamination microbiologique des eaux dans le réseau est fonction du flux de cellules issues de l'usine de traitement.

L'origine des bactéries dans les systèmes de distribution d'eau potable est souvent mal cernée :

- en sortie d'usine de potabilisation, l'eau destinée à être distribuée n'est pas stérile. En effet, il existe un flux continu de microorganismes. Les bactéries sont alors celles présentes initialement dans l'eau brute à traiter et qui ont résisté au traitement. Ce phénomène peut être amplifié lors de relargage de particules de CAG, lorsque la désinfection en sortie d'usine est inefficace. Une cause indirecte de la présence de ces microorganismes est la présence, en quantité permettant leur survie, de carbone organique dissous biodégradable (CODB),
- les réservoirs, où l'eau se trouve en contact avec l'air, et où les orifices, mal protégés, peuvent permettre le passage de poussières ou d'insectes apportant des contaminations,
- le temps de séjour de l'eau dans les réservoirs ou dans les canalisations, qui peut être plus ou moins important,
- des contaminations externes par retour d'eau (limité par la mise en place de clapets anti-retour) et l'intervention sur les réseaux, tels que les travaux, la pose de nouvelles conduites ou encore des erreurs de branchement.

Une fois les bactéries circulant dans les canalisations, celles-ci s'agrègent et se multiplient sur la surface interne des canalisations : elles forment alors un biofilm. Des phénomènes d'arrachage de bactéries depuis le biofilm, développé sur les parois internes des canalisations, peuvent alors avoir lieu et être à l'origine de remise en solution de microorganismes, et donc de la contamination microbiologique du réseau.

4.3 Conséquences du développement d'un biofilm dans les réseaux

Différents problèmes peuvent être directement reliés à la formation et au développement d'un biofilm sur les parois des canalisations d'adduction d'eau potable. Ces conséquences peuvent porter sur le réseau de distribution lui-même, ou sur la consommation de l'eau issue du réseau contaminé.

4.3.1 Conséquences de la présence d'un biofilm sur le réseau de distribution

Ces conséquences sont multiples et concernent aussi bien les populations bactériennes, que les caractéristiques physiques du réseau :

- les bactéries accumulées au niveau d'un biofilm constituent le premier maillon d'une chaîne alimentaire et ainsi favorisent le développement de macroorganismes,
- certains types bactériens peuvent induire, par leur présence ou leur activité métabolique, une augmentation de la turbidité, de la sapidité et de l'odeur de l'eau,
- certaines bactéries peuvent accélérer le phénomène de corrosion. Le terme de biocorrosion est alors utilisé,
- les capacités de distribution d'un réseau peuvent être diminuées par l'augmentation des forces de résistance, induites par la présence de biofilms,

- une augmentation du nombre de non-conformités par rapport aux critères microbiologiques de qualité de l'eau destinée à la consommation peut être observée au sein de réseaux abritant des biofilms (problème d'arrachement des biofilms). Le développement de bactéries nitrifiantes dans des zones d'anoxie, peut également entraîner des non-conformités, avec dépassement de la norme pour les nitrites.

4.3.2 Conséquences du développement de biofilm pour les consommateurs

L'entrée à flux constant de biomasse au sein des systèmes de distribution d'eau potable et sa prolifération au sein des réseaux posent une problématique du point de vue de la santé publique. En effet, le système est constammentensemencé par des germes dont la plupart sont inconnus (pathogènes opportunistes ?). De plus, les conditions régnant au sein des réseaux de distribution peuvent permettre le maintien ou la croissance de coliformes, et ainsi entraîner le non-respect des critères de potabilité.

Une fraction des microorganismes peut également représenter un risque potentiel pour les consommateurs, et ainsi, augmenter la fréquence de symptômes gastro-entériques (diarrhées, vomissement). Des travaux épidémiologiques ont montré que le taux moyen d'incidents à tropisme gastro-intestinal était de 0,1 par personne et par an, dans le cas d'une population générale, pour la consommation d'une eau respectant les critères de potabilité (Block *et al*, 2001). Pour des groupes d'enfants, population plus sensible, des valeurs plus élevées d'environ 4 troubles digestifs par personne et par an et un épisode diarrhéique par personne et par an, ont été mis en évidence.

Toutefois, ces troubles ne sont pas identifiés par le système médical et ne sont révélés que par la réalisation d'études épidémiologiques spécifiques.

La limitation de l'instabilité biologique des systèmes de distribution d'eau potable, et de la prolifération des microorganismes au niveau des biofilms relève d'un intérêt certain, aussi bien pour les utilisateurs, que pour les distributeurs, soulignant la nécessité d'une maîtrise de la qualité microbiologique des eaux au cours de sa distribution.

Cependant, il est utile de souligner que l'eau est un des produits alimentaires les plus surveillés et les plus sûrs de France, avec des taux de conformité dans les grandes villes souvent excellents (par exemple, 99% à Metz, 98,5% à Nancy).

BIODIVERSITE DES
RESEAUX DE DISTRIBUTION
D'EAU POTABLE

BIODIVERSITE DES RESEAUX DE DISTRIBUTION D'EAU POTABLE

Les réseaux de distribution d'eau potable sont constamment soumis à un flux entrant de microorganismes (bactéries, champignons, protozoaires, algues, nématodes,...).

L'eau potable qui transite dans les conduites de distribution présente une flore microbienne extrêmement diversifiée, ainsi que de la matière organique dont une fraction est biodégradable.

Même si cette fraction de matière organique est faible (inférieure à 0,5 mg COD.L⁻¹), dans le cas de l'eau nanofiltrée, exceptionnel en France), la multiplication et l'augmentation du nombre de microorganismes dans l'eau entraînent des difficultés de gestion des réseaux et de maintien de leur stabilité biologique. Ceci s'explique par trois faits :

- L'interface eau-matériau constitue un lieu privilégié de prolifération bactérienne, où s'accumulent cellules et matière organique. Sous les conditions hydrauliques du réseau, des décrochements ou arrachages des dépôts se produisent ; il y a alors remise en suspension des dépôts dans l'eau circulante.
- Certains de ces microorganismes viables s'adaptent à l'environnement oligotrophe, constitué par l'eau potable (matière organique biodégradable inférieure à 2 mg COD.L⁻¹ dans de nombreux cas). Ces populations sont donc difficiles à éliminer et même lorsque le flux de nutriments véhiculés est réduit, la biomasse bactérienne n'est que faiblement diminuée.
- Les biomasses fixées peuvent être autochtones ou importées. Elles sont à l'origine de la formation de chaînes alimentaires complexes, puis d'écosystème stable.

1 Développement d'un biofilm bactérien au sein des réseaux

1.1 Formation du biofilm

La prolifération bactérienne sous forme de biomasse fixée dans les réseaux de distribution d'eau potable est le résultat d'un ensemble de processus physique, chimique et biologique.

Ainsi, la formation d'un biofilm se réalise en plusieurs étapes faisant intervenir ces différents processus :

- le transport des microorganismes,
- l'attachement des microorganismes à la surface des conduites du réseau,
- la colonisation du support.

1.1.1 Transport des microorganismes

Toute adsorption de microorganismes suppose un rapprochement de ceux-ci vers le support. Quatre mécanismes peuvent alors être impliqués :

- la sédimentation, due aux seules forces de gravité,
- les bactéries entrent en contact avec la surface des conduites de manière aléatoire (mouvements favorisés par les tournants des canalisations),
- la turbulence de l'eau à l'intérieur du réseau amène les microorganismes jusqu'au support,
- la mobilité, pour les microorganismes mobiles, avec ou non des phénomènes de chimiotactisme.

1.1.2 Attachement des microorganismes

L'adsorption des bactéries à la surface des canalisations s'effectue le plus souvent au niveau de dépôts minéraux et organiques, ou à la surface de tubercules de corrosion.

La phase d'attachement des microorganismes peut être divisée en deux étapes principales :

- l'**adhérence**, qui correspond à une adsorption réversible des cellules : une fraction des bactéries planctoniques transportées par l'eau, se dépose au niveau de la surface des canalisations. Cette étape ne fait intervenir que des processus physiques (interactions électrostatiques, électrodynamiques), et dépend de la nature du support et de son conditionnement préalable (présence de tubercules de corrosion, par exemple). Les bactéries ne sont fixées que de manière réversible au support ; elles se détachent facilement sous l'action de contraintes hydrodynamiques imposées par le milieu. Cette phase est en général aspécifique et de courte durée (5 à 10 heures) (Gauthier *et al.*, 1989).
- l'**adhésion** ou fixation irréversible des bactéries : cette étape est plus lente que la précédente, l'irréversibilité de l'adhésion faisant appel au métabolisme bactérien. En effet, la sécrétion d'exopolymères par les microorganismes leur permet de consolider leur adhésion au support, formant autour de la bactérie, une enveloppe, appelée glyco-calix.

1.1.3 Colonisation du support

Dans des conditions favorables, lorsque les bactéries sont fixées de manière irréversible au support, les cellules peuvent se multiplier, selon la quantité de matière organique biodégradable disponible, et le taux d'oxydant résiduel. Il y a alors accroissement de la biomasse et production de métabolites sécrétés par les bactéries. Cette étape de croissance est divisée en trois phases :

- une phase dynamique de croissance,
- une phase linéaire de croissance, traduisant une évolution à taux constant et maximale du biofilm,
- une phase de ralentissement, qui correspond à un début d'équilibre du biofilm entre le taux de multiplication et d'accumulation des microorganismes et le taux de détachement de matière. Ceci met en évidence l'influence des facteurs hydrodynamiques sur le développement du biofilm.

En plus de la multiplication des cellules constitutives du biofilm, la croissance de ce dernier peut également être attribuée à des cellules planctoniques venant se greffer à sa surface.

Les différentes étapes de la formation, puis de l'évolution d'un biofilm, sont présentées sur la figure ci-dessous.

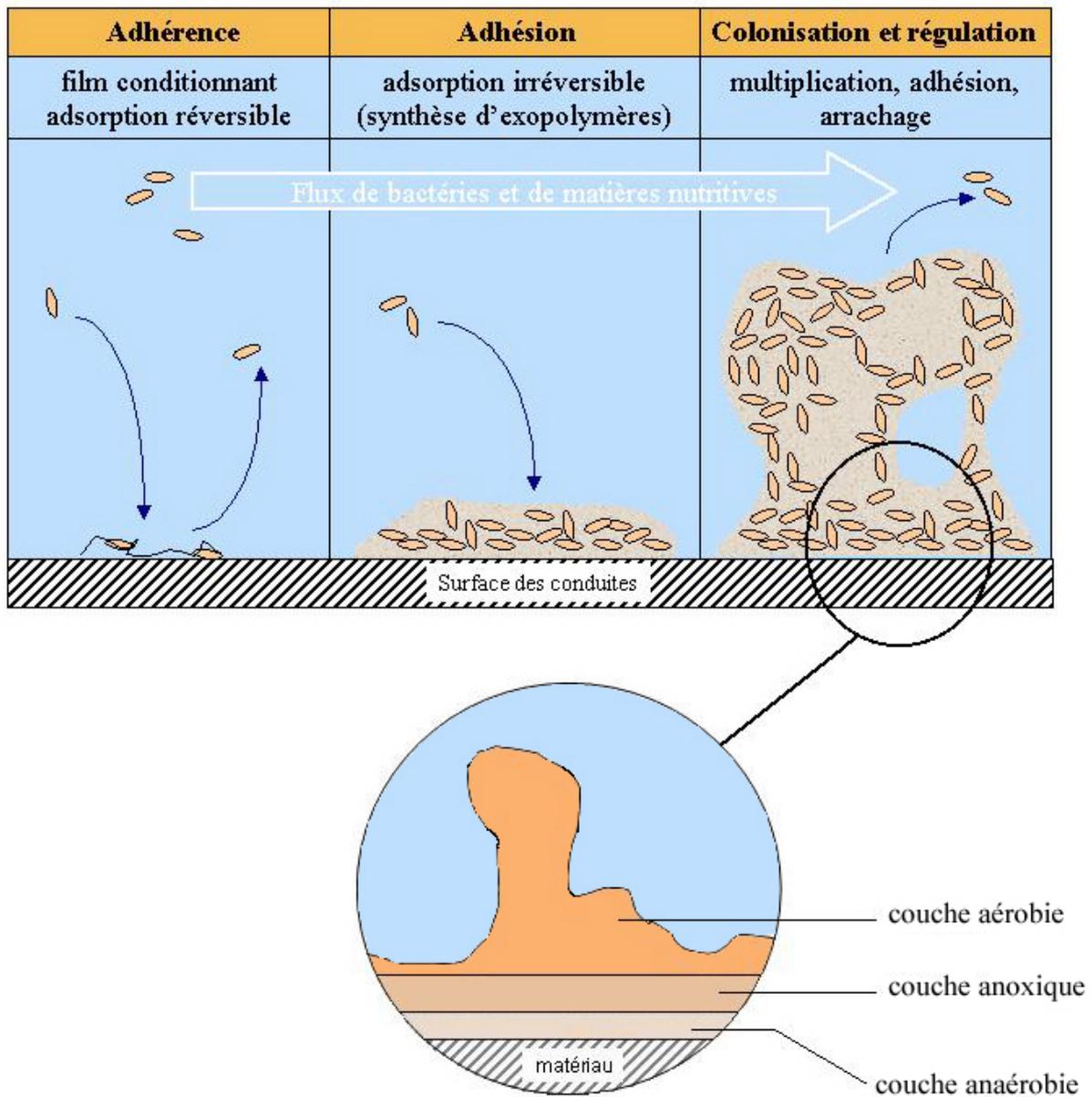


Figure 4 : Représentation schématique de la formation et de la structure d'un biofilm au sein d'un réseau de distribution d'eau potable (Center for Biofilm Engineering, Université du Montana).

1.2 Organisation des biofilms au sein des systèmes de distribution d'eau potable

1.2.1 Structure des biofilms

La structure des biofilms présents dans les réseaux de distribution d'eau potable est aujourd'hui incertaine. En effet, les conditions d'accès au biofilm, sans détérioration de celui-ci, sont difficiles, d'autant plus que la biomasse y est présente en faible quantité.

Cette difficulté est renforcée par la présence de débris, de produits de corrosion, de dépôts minéraux, de tubercules de corrosion, matériaux susceptibles d'offrir de nouvelles niches ou surfaces à coloniser.

Les descripteurs couramment utilisés, tels que l'épaisseur, la densité ou les dimensions fractales, sont obtenus à partir de biofilms générés en laboratoire, et semblent donc plus ou moins inadaptés à la problématique. Cependant, des analogies peuvent être faites (Block *et al*, 2001):

- Le biofilm présente une structure hétérogène et discontinue, marquant une dispersion non uniforme des colonies à la surface du matériau. Les agrégats qui se différencient au niveau des biofilms sont entourés par des canaux qui peuvent occuper jusqu'à 50% de volume total du biofilm. Par ces canaux, circulent eau, nutriments, particules et protozoaires.
- Les biofilms sont constitués d'un mélange de microorganismes d'activité variable en fonction de leur position dans l'agrégat, et des caractéristiques de celui-ci. Ainsi, lorsque les biofilms sont de faible épaisseur (< 40 μm), le transfert de nutriment et d'oxygène n'est pas limité. De plus, les grandeurs traduisant l'activité de l'ensemble (μ , K_s , Y) ne semblent pas modifiées par rapport aux bactéries circulantes. Lorsque le biofilm est plus épais (>80 μm), l'activité respiratoire est plus faible pour les couches les plus profondes.
- L'accumulation des biofilms à la surface des matériaux se réalise dans des zones où la circulation de l'eau est freinée par des frottements sur la paroi. Les transferts au travers de cette couche de différentes molécules (O_2 , oxydant, nutriment) sont limités par leur vitesse de diffusion, et une différenciation des métabolismes peut être observée (cf. figure 4).
- L'état stationnaire des biofilms n'est sans doute jamais atteint dans les réseaux de distribution réels, du fait des discontinuités fréquentes d'alimentation, et donc de la variation du régime hydraulique du système. Ceci peut également être attribué aux changements de la nature et des concentrations en nutriments et désinfectants, l'introduction de nouveaux organismes. Au cours de leur vieillissement, les biofilms de réseau de distribution d'eau potable doivent subir une réorganisation constante, avec la formation de nouveaux microagrégats, de nouveaux canaux, ...

1.2.2 Répartition le long d'un réseau de distribution

La dynamique du biofilm s'opère en fonction de la disponibilité en nutriments et de la capacité d'adaptation des bactéries. Ainsi, le long d'un réseau de distribution d'eau potable, le degré de colonisation bactérienne n'est pas uniforme et l'ensemble évolue sous l'action de deux paramètres principaux :

- le taux d'oxydant résiduel, plus important en tête de réseau et au niveau des postes de chloration, ne permet pas la non-implantation des biofilms, mais limite leur développement. Cependant, sa consommation le long du réseau de distribution ne permet plus, par la suite, ce contrôle.
- les éléments nutritifs sont plutôt consommés dans les premières parties du réseau. Aux extrémités, la mort des populations bactériennes s'accompagne d'un relargage des composés cellulaires en raison des conditions défavorables à leur survie. Ce flux de mortalité libère des composés qui servent alors de CODB aux autres organismes.

Ainsi, en tête de réseau, pas ou peu de biomasses fixées sont observables, du fait d'un taux de résiduel d'oxydant élevé (Mémento du gestionnaire de l'alimentation en eau potable, 1994). Le long du réseau, la consommation du chlore résiduel s'accompagne d'une augmentation de la densité des microorganismes. Cependant, la présence de microorganismes entraîne une consommation du CODB de l'eau, ce qui explique une légère diminution de l'abondance bactérienne lorsque les temps de résidence augmentent ou lorsque l'on atteint les fins de réseau.

1.3 Régulation physique de la croissance des biofilms

Deux phénomènes de régulation de l'épaisseur du biofilm sont observés :

- des phénomènes d'érosion, les pertes sont alors localisées à la surface du biofilm,
- des phénomènes de dépouillement, marqués par des pertes entières de portion de biofilm.

Des facteurs physiques tels que des facteurs hydrodynamiques (régime turbulent sous l'effet des variations rapides de vitesses d'eau, faces de cisaillement...), mais également sous des facteurs biologiques, telles que la lyse cellulaire, ou la formation de bulle de gaz (en condition anaérobie) peuvent entraîner un déséquilibre de la structure du biofilm et un décrochement d'une partie de celui-ci.

Le transport des nutriments et de l'oxygène à l'intérieur du biofilm sont des facteurs importants du décrochage du biofilm. L'existence d'un gradient de diffusion des nutriments est un facteur limitant pour la croissance du biofilm et oriente la composition du biofilm en terme de population bactérienne.

2 Populations microbiennes des réseaux de distribution

Dans les réseaux de distribution d'eau potable, malgré les conditions difficiles au développement bactérien (présence d'agent biocide circulant, milieu très pauvre en nutriments), plusieurs groupes d'organismes vivants sont traditionnellement rencontrés au niveau des biofilms ou dans l'eau circulante : bactéries hétérotrophes, virus, protozoaires, levures, champignons et algues.

2.1 Bactéries

Les systèmes de distribution d'eau potable sont colonisés par des bactéries hétérotrophes, saprophytes, dont un grand nombre ne sont pas identifiés. Une grande variété de ces bactéries, allant des bactéries potentiellement pathogènes, aux coliformes et différents types de bactéries aquatiques, a été isolée à partir des biofilms, dans des eaux ayant été chlorées ou non. Ces types bactériens trouvent des conditions favorables et prolifèrent dans ces systèmes.

Les densités bactériennes sont variables selon le type de biomasse considérée. Ainsi, pour (Block *et al.*, 1993 ; Servais *et al.*, 1995 ; Sibille *et al.*, 1997) :

- biomasse circulante : de $5 \cdot 10^3$ à 10^6 cellules.ml⁻¹ dont une fraction cultivable sur milieu gélosé variant de 0,0006 à 0,03% de la population totale,
- biomasse fixée : de $3 \cdot 10^6$ à $2 \cdot 10^7$ cellules.cm⁻², dont 6 à 9% cultivables sur gélose après 15 jours, par rapport au nombre de total de cellules (comptage au microscope après coloration).

Parmi les bactéries dénombrées, un grand nombre d'espèces ont été identifiées, aussi bien au niveau de la phase circulante, qu'au niveau du biofilm (cf. tableau I).

Tableau I : Quelques espèces bactériennes mises en évidence dans divers réseaux de distribution d'eau potable post-chlorée (0,2 - 0,4 mg Cl₂ libre) (LeChevallier *et al.*, 1987 ; LeChevallier, 1990).

| Espèces ou genres |
|--|
| Dans l'eau distribuée : <i>Pseudomonas. vesicularis</i> – <i>Pseudomonas Maltophilia</i> – <i>Pseudomonas diminuta</i> – <i>Pseudomonas paucimobilis</i> - <i>Flavobacterium</i> sp.– <i>Acinetobacter</i> sp. – <i>Moraxella</i> sp. – <i>Arthrobacter</i> sp. – <i>Micrococcus</i> sp. |
| Dans le biofilm : <i>Pseudomonas vesicularis</i> – <i>Pseudomonas cepacia</i> – <i>Pseudomonas picketti</i> – <i>Pseudomonas stutzeri</i> – <i>Flavobacterium</i> sp. – <i>Alcaligenes</i> sp. – <i>Acinetobacter</i> sp. – <i>Moraxella</i> sp. – <i>Agrobacterium radiobacter</i> – <i>Arthrobacter</i> sp. – <i>Corynebacterium</i> sp. – <i>Bacillus</i> sp. – <i>Enterobacter agglomerans</i> |

A ces bactéries hétérotrophes banales s'ajoutent des bactéries d'origine fécale ou pathogènes :

- Les coliformes

Les bactéries appartenant à la famille des coliformes, utilisées pour le contrôle de la qualité de l'eau distribuée, servent d'indicateur de contamination fécale. La présence de telles

bactéries au niveau des réseaux de distribution d'eau peut entraîner des risques de contamination du consommateur, par des microorganismes à tropisme intestinal.

Dans la plupart des eaux potables, leur fréquence d'isolement est très faible, l'objectif premier du traitement de potabilisation étant de les éliminer. D'où, leur faible représentativité par rapport aux bactéries hétérotrophes banales.

L'isolement sporadique de coliformes en période chaude et en absence de tout épisode de contamination externe laisse supposer que ces germes sont capables de survivre dans les réseaux de distribution et de se multiplier au sein du biofilm.

Les observations de coliformes sont généralement associées à de fortes concentrations en bactéries (supérieures à 5,2 log). La présence de coliformes serait également liée à la température de l'eau distribuée (supérieure à 15°C), sa teneur en matière organique biodégradable ($> 0,15 \text{ mg CODB.L}^{-1}$; $> 100 \mu\text{g COA.L}^{-1}$), son pH, la présence de tubercules de corrosion, et à l'absence ou la prévalence de très faibles concentrations en désinfectants résiduels tels que le chlore (LeChevallier *et al.*, 1994 ; Martin *et al.*, 1982 ; Volk *et al.*, 1994).

Plusieurs études (Fass *et al.*, 1996) ont montré que l'introduction expérimentale d'*Escherichia coli*, dans le réseau de distribution se traduit par un lessivage lent des bactéries introduites (cf. figure 5). Dès les premières heures, de 1 à 10% de la population introduite se fixent sur les surfaces des conduites. Durant cette période initiale, la densité d'*Escherichia coli* est plus élevée dans la phase eau que dans le biofilm. La multiplication des *Escherichia coli* survivants est observable, 7 à 8 jours après la contamination, sans toutefois obtenir une stabilisation de leur nombre. Après 10 jours, le biofilm contient environ 10 fois plus de *Escherichia coli* que la phase eau. Ce fait traduit une multiplication préférentielle au niveau du biofilm. Malgré leur capacité à se multiplier, la colonisation du réseau par *Escherichia coli* n'est que partielle et transitoire.

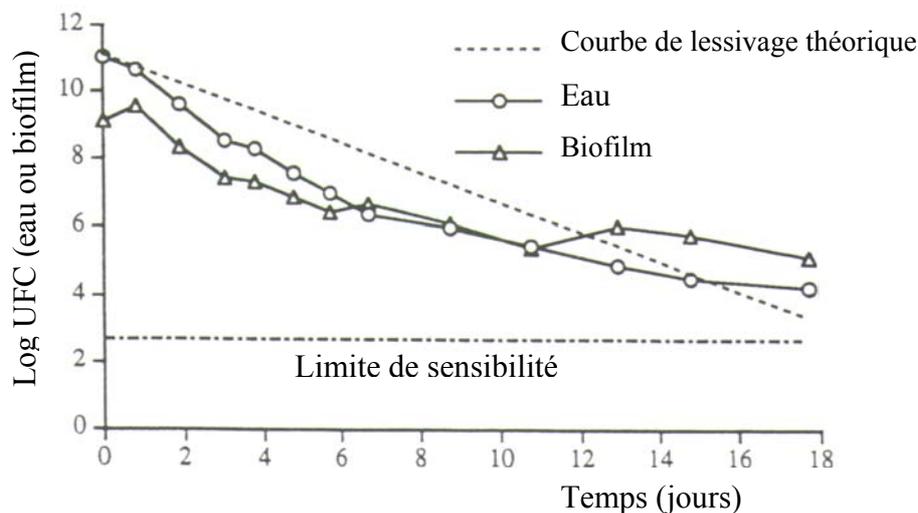


Figure 5 : Comportement d'*Escherichia coli* introduit expérimentalement dans un réseau de distribution d'eau (injection unique de 10^{11} UFC à t_0 ; température : 20°C). Les données sont exprimées comme le logarithme du nombre total d'UFC dans la phase eau (240 litres) ou à la surface du biofilm (Fass *et al.*, 1996).

- Les bactéries pathogènes

Les germes pathogènes véhiculés par l'eau sont essentiellement des bactéries et virus, voire des parasites. Ils proviennent, pour la plupart, de déjections humaines ou animales. Certains n'ont pas cette origine fécale et sont qualifiés d'opportunistes, c'est-à-dire qu'ils sont naturellement présents dans l'environnement et ne manifestent leur virulence que sur des personnes immunodéprimées.

L'exposition à une eau du robinet contaminée se produit essentiellement par ingestion. Le contact avec la peau ou l'inhalation (tout particulièrement lors de douches) sont aussi des voies de pénétration possibles.

Dans les pays développés, les progrès en matière d'hygiène et de vaccinations ont considérablement fait régresser les maladies d'origine hydrique ; la généralisation de la distribution publique d'eau de qualité a contribué à cette avancée. Néanmoins, dans certaines communes (surtout de petite taille), la qualité de l'eau distribuée n'est pas irréprochable et constitue encore un facteur de risque pour la santé.

Parmi la flore bactérienne introduite dans les réseaux de distribution, des microorganismes pathogènes ou potentiellement pathogènes peuvent être détectés sous forme de spores principalement, tels que *Legionella*, *Yersinia enterocolitica*, *Staphylococcus aureus*, *Campylobacter jejuni*, *Vibrio cholera*, *Shigella* sp., *Helicobacter pylori*, peuvent également être présents au sein des réseaux de distribution. Les symptômes associés à l'infection par ces pathogènes correspondent le plus souvent à des troubles gastro-intestinaux tels que des diarrhées, des crampes intestinales, des vomissements. De grandes fatigues peuvent également être ressenties.

Cependant, la résistance des biofilms à la colonisation de bactéries pathogènes, non autochtones, ne permet pas leur implantation de façon durable au niveau du réseau de distribution, ces bactéries pathogènes se trouvant dans un environnement défavorable, oligotrophe, et déjà colonisé par d'autres bactéries.

Remarque : Comme dans tout environnement oligotrophe, les bactéries se développant au sein des réseaux de distribution présentent des adaptations morphologiques et physiologiques. Une de ces adaptations consiste en la miniaturisation des cellules, qui peut atteindre 50% du volume bactérien. Cette miniaturisation permet une augmentation du rapport surface-volume, et par conséquent une augmentation de la capacité d'obtention de substrat. De plus, lorsque les concentrations en nutriments sont faibles, la division cellulaire se réalise sans croissance cellulaire, entraînant la formation de cellules miniatures.

2.2 Protozoaires

Des protozoaires ont été mis en évidence dans les réseaux de distribution d'eau potable, au niveau de la phase aqueuse, mais également au niveau du biofilm (Amblard *et al.*, 1996 ; Servais *et al.*, 1995, Sibille *et al.*, 1998) :

- phase aqueuse : la concentration en protozoaires varie de $5 \cdot 10^4$ à $7 \cdot 10^5$ protozoaires.L⁻¹,
- dans le biofilm : 10^3 protozoaires.cm⁻².

Quatre groupes de protozoaires sont mis en évidence dans l'eau circulante : ciliés, flagellés, amibes nues et thécamoebiens. Au niveau du biofilm, dans un réseau alimenté par une eau filtrée sur CAG, seuls les thécamoebiens et les ciliés ont pu être observés. En revanche, aucun protozoaire n'a pu être observé au niveau de biofilm dans des réseaux alimentés par une eau nanofiltrée. Cependant, le fait qu'ils n'aient pas été observés ne signifie pas leur absence. Un effort d'échantillonnage plus poussé permettrait peut-être de les mettre en évidence.

Les concentrations de protozoaires dans l'eau circulante et dans le biofilm, sont présentées dans le tableau II, et les différentes espèces dans le tableau III.

Tableau II : Concentrations en protozoaires, observables au sein de réseau de distribution alimenté par une eau filtrée sur CAG (Sibille *et al.*, 1998).

| | Eau circulante | Biofilm |
|---------------|-------------------------------|--------------------------------|
| Flagellés | 2.10^4 à 2.10^5 par litre | Non détectés |
| Ciliés | 7.10^2 à 3.10^3 par litre | 3.10^2 à 8.10^2 par cm^2 |
| Amibes nues | 10^2 à 2.10^3 par litre | Non détectés |
| Thécamoebiens | 10^3 à 3.10^3 par litre | 5.10^2 à 6.10^2 par cm^2 |

Tableau III : liste de genres et espèces de protozoaires rencontrés dans différents réseaux français de distribution d'eau potable (Sibille, 1998).

| | Espèces ou genres |
|--------------|--|
| Flagellés | <i>Monas - Bodo</i> sp. <i>Entosiphon sulcatum</i> , dinoflagellés |
| Ciliés | <i>Chilodonella</i> <i>Colpidium campilum</i> , scuticociliés |
| Amibes nues | <i>Hartmanella vermiformis</i> – <i>Vannella mira</i> – <i>Cochliopodium minutum</i> – <i>Naegleria</i> sp. - <i>Vahlkampfia</i> – <i>Acanthamoeba</i> |
| Thécamoebien | <i>Centropyxis</i> <i>Trinema lineara</i> , <i>Euglipha</i> |

Dans les réseaux de distribution, certains protozoaires peuvent jouer le rôle de réservoirs de bactéries potentiellement pathogènes, en développant des relations endosymbiotiques ou parasitaires. L'hôte protège alors involontairement les bactéries et leur permet de survivre au traitement de potabilisation et de se multiplier.

Ainsi, *Legionella* sp. peut être l'hôte de *Hartmanella* ou *Naegleria* (amibes), *Mycobacterium avium* et *Pseudomonas Aeruginosa*, de *Acanthamoeba* sp. (amibes nues) (Brown *et al.*, 1999).

La résistance des protozoaires est liée à la formation de kystes, qui leur permet de résister à des conditions environnementales défavorables, telles que des milieux oligotrophes, en présence d'un désinfectant résiduel.

Ces kystes de protozoaires peuvent être pathogènes, et certains d'entre eux ont été mis en évidence au sein de réseau de distribution :

- des kystes de *Giardia lamblia*, à de faibles concentrations variant de 1 à 167 kystes par 100 litres (DeLeon *et al.*, 1993 ; LeChevallier *et al.*, 1991 ; Rose *et al.*, 1991). *Giardia lamblia* est l'agent infectieux responsable de la giardiase ou lambliaose, infection asymptomatique dans la majorité des cas, mais provoquant parfois l'apparition subite de diarrhées intermittentes, accompagnées de crampes abdominales, de ballonnements, d'une fatigue et d'une perte de poids. La giardiase peut être contractée en avalant un nombre relativement peu élevé de spores de *Giardia* (de 10 à 100). Les personnes qui boivent de l'eau non traitée sont les plus exposées au protozoaire *Giardia*.

- des kystes de *Cryptosporidium parvum*, à des concentrations variant de 0,5 à 2 kystes par 100 litres (DeLeon *et al.*, 1993 ; LeChevallier *et al.*, 1991 ; Rose *et al.*, 1991). *Cryptosporidium* est l'agent infectieux responsable de la cryptosporidiose, dont les symptômes, qui apparaissent de 2 à 10 jours après la consommation d'eau contaminée, sont des diarrhées aiguës, des vomissements, des crampes abdominales et de la fièvre. Cette maladie peut être mortelle pour les personnes immunodéprimées, notamment les personnes atteintes du SIDA.

Remarque : La situation en matière de pathologie induite par la consommation d'eau est extrêmement contrastée selon les pays. En effet la transmission de maladies infectieuses par la voie hydrique a été maîtrisée dans la plupart des pays industrialisés par la mise en place d'installations de traitement et d'un contrôle sanitaire s'appuyant sur une réglementation abondante. A l'opposé la situation des pays en voie de développement reste souvent très mauvaise.

2.3 Autres microorganismes

En plus des bactéries et protozoaires, d'autres microorganismes peuvent être observés :

- *les algues* : observées au niveau des sédiments recueillis dans des réservoirs, ainsi que dans l'eau circulante, 65 espèces algales ont été identifiées (cf. tableau IV), avec une densité moyenne de $13,6 \cdot 10^3$ cellules.L⁻¹ (Amblard *et al.*, 1996). Cependant, à l'échelle du pilote ou du réseau réel, leur observation reste difficile (moins de 0,2 unité.mL⁻¹). De plus, la présence d'algues semble être caractérisée par une forte variation saisonnière dans certaines eaux superficielles, et parviennent à franchir parfois les filières de traitement notamment lorsque que la charge de la ressource est très élevée (printemps et automne, lors des blooms algaux).

- *Les champignons* : caractérisés par des spores abondantes et des membranes de cellules épaisses, ils peuvent résister aux traitements de potabilisation de l'eau. Leur concentration au sein des réseaux de distribution varie de 10 à 1000 unités.L⁻¹ (Kelley *et al.*, 1997 ; Rosenzweig *et al.*, 1986), et différents genres ont été observés (cf. tableau IV).

- *Les levures* : mises en évidence dans les réseaux de distribution, les levures peuvent y être présentes à des concentrations variant de 1 à 50 levures.L⁻¹ (Capellier *et al.*, 1992). Le genre le plus représenté est le genre *Candida*, avec des espèces telles que *C. famata*, *C. membranaefaciens*...

Tableau IV : Liste de genres d'algues et champignons dénombrés dans différents réseaux de distribution d'eau potable (Sibille, 1998).

| | Genres |
|-------------|---|
| Algues | <i>Euchlorophycées, Zygothycées, Dinophycées, Euglenophycées, Chrysophycées, Diatomophycées</i> |
| Champignons | <i>Penicillium, Aspergillus, Acnemonium, Alternaria, Botrytis, Clasdosporidium, Fusarium, Phoma, Trichoderma, Rhizopus, Mucar</i> |

2.4 Les macroinvertébrés

- *Les microcrustacés* : considérés comme non-dangereux, ils sont suspectés de fournir une protection contre la désinfection pour les bactéries dans leur tube digestif. Ils peuvent atteindre une longueur de plusieurs centimètres. Citons *Asellus aquaticus* et *Gammarus pulex*. Une étude d'organismes planctoniques à la sortie des stations de la Société des Eaux de Marseille a également recensé les crustacés suivants *Daphnia, Bosmina, Copépoda, Ostracoda*.

- *Les mollusques et les insectes* : Peuvent être présents sous forme de larves ou d'œufs (cas de chironomes pour les insectes) si elles franchissent les matériaux filtrants dans les filières de traitement. Bien qu'elles ne trouvent pas un milieu favorable à leur développement dans les réseaux, il est nécessaire de les réduire au maximum pour limiter l'apport de matière organique au réseau.

3 Formation de chaîne trophique

Le développement de communautés bactériennes dans les systèmes de distribution, conduit à la formation de chaîne alimentaire qui comprend le développement et la croissance de macroorganismes souvent incompatibles avec les exigences de qualité de l'eau potable.

3.1 Relation proies-prédateurs

Le mécanisme d'élaboration de la chaîne alimentaire :

- l'eau introduite dans le réseau n'est pas stérile ; bactéries, larves peuvent passer à travers la chaîne de traitement ne serait-ce qu'à l'état larvaire, ainsi que de la matière organique. La matière organique dissoute est utilisée par les bactéries présentes dans les réseaux et sert ainsi de nutriments. Dans les zones où le chlore est relativement inactif ou en trop faible dose, le CODB peut être utilisé par les bactéries qui se multiplient (surtout quand la température est supérieure à 10-15°C).

- les bactéries peuvent alors sédimenter puis se fixer sur la paroi interne des canalisations. La formation de colonies sous forme d'arbuscule constitue une forme de protection contre l'action du chlore et la croissance.

- cette biomasse fixée constitue la base de nutrition pour les unicellulaires (protozoaires, amibes) ou crustacés (Aselles), qui broutent les dépôts divers d'algues, de composés organiques, de biomasse, et contribuent ainsi à la diminution du nombre de bactéries.

La figure ci-dessous présente un type de chaîne alimentaire mis en évidence au niveau d'un réseau. Les différents composants de la chaîne sont présents : nutriments, proies, prédateurs.

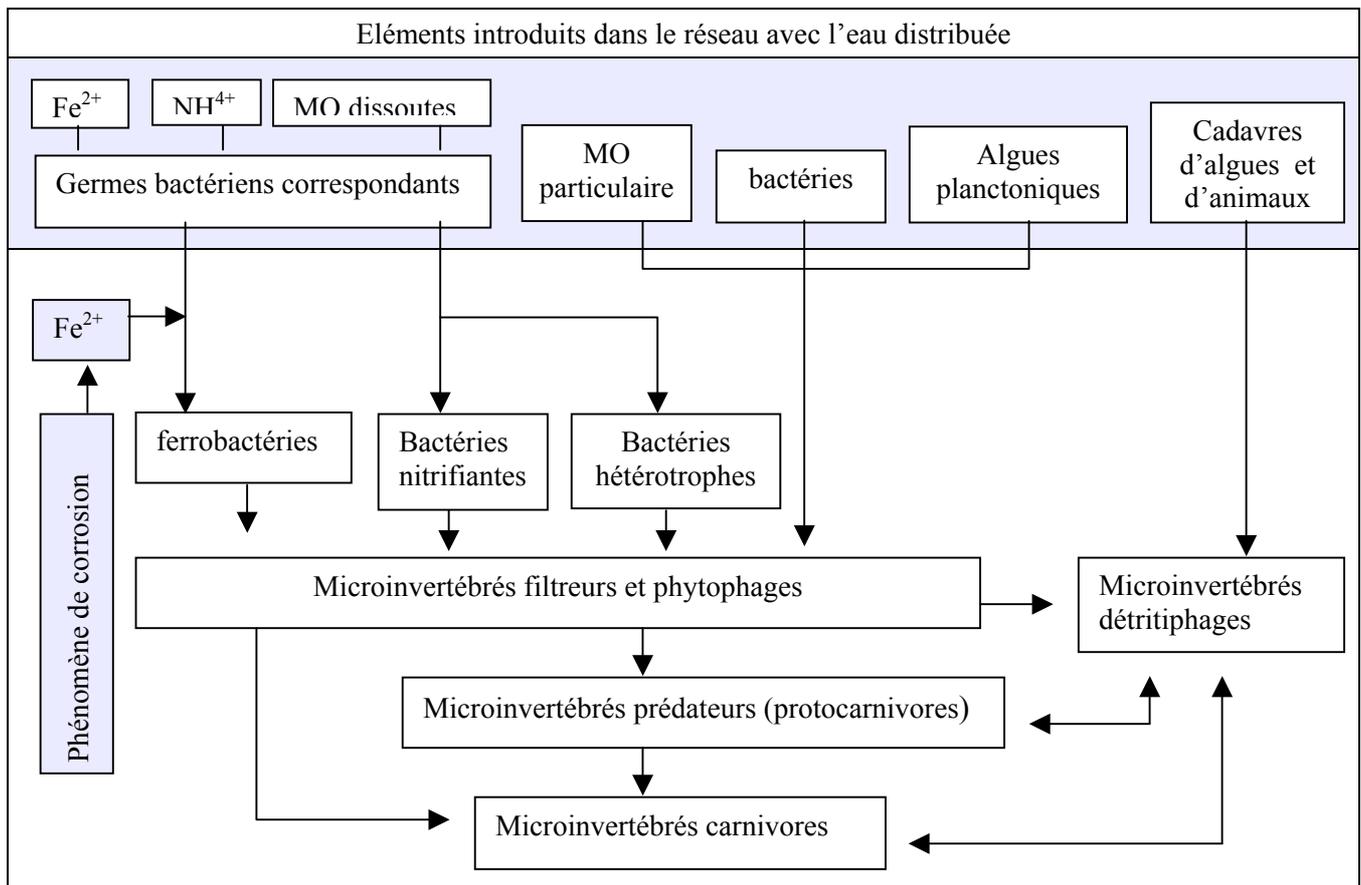


Figure 6 : Schéma de la chaîne alimentaire des réseaux de distribution, (d'après Mouchet *et al.*, 1992).

La détection systématique de biomasse bactérienne et de protozoaires dans les réseaux de distribution d'eau potable montre la maintenance d'un écosystème microbien bien diversifié, qui reste stable même quand des désinfectants sont utilisés.

3.2 Régulation biologique de la croissance du biofilm

La formation de chaîne alimentaire au sein des réseaux de distribution, présentées ci-dessus, induit la consommation des biomasses bactériennes fixées ou non, dont les principaux consommateurs sont les protozoaires. En effet, ces derniers présentent une activité bactéricide de "broutage" des bactéries fixées ou circulantes. Cependant l'intensité de ce broutage n'a pas encore été quantifiée. Les preuves de cette activité sont principalement indirectes.

Tout d'abord, des dénombrements sur réseau ont montré une concomitance des augmentations des bactéries et des protozoaires. De plus, dans les réseaux où la concentration bactérienne est inférieure à 10^7 cellules.L⁻¹, les protozoaires dénombrés sont en faible quantité. Il existerait

donc une densité bactérienne "minimale", permettant le maintien puis le développement des protozoaires.

L'importance des protozoaires dans la régulation de la croissance des microorganismes au sein des systèmes de distribution d'eau potable a également été démontrée, de façon indirecte, par l'étude de l'évolution de la quantité de bactéries *Escherichia coli*, introduites artificiellement au sein de réseaux alimentés par des eaux ayant subi des traitements de potabilisation différents : une eau filtrée sur charbon actif, et une eau nanofiltrée (Sibille *et al.*, 1998). Les résultats de cette étude sont présentés au niveau de la figure 7.

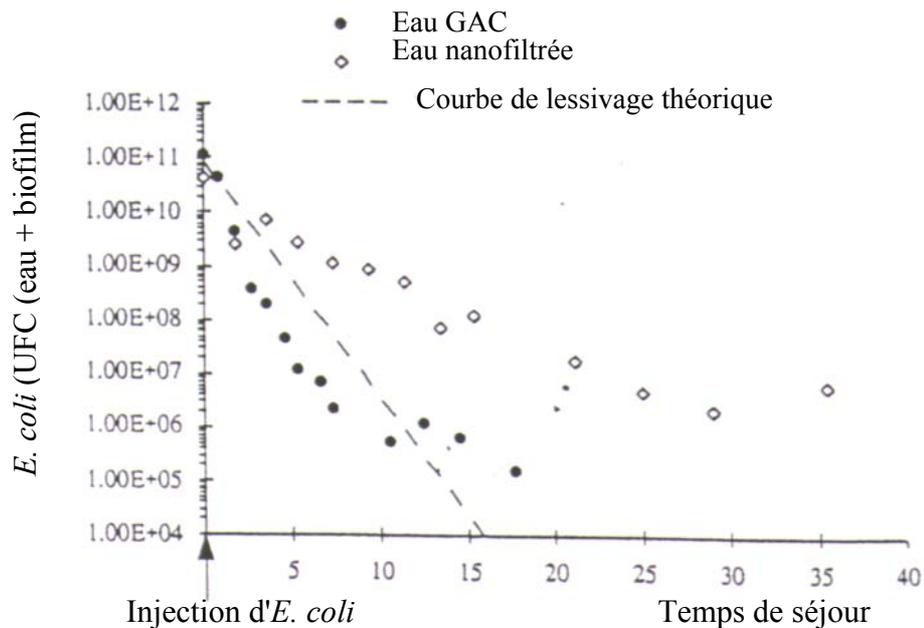


Figure 7 : densité d'*E. coli* dans des réseaux alimentés par une eau filtrée sur CAG et une eau nanofiltrée (Sibille *et al.*, 1998).

La courbe de lessivage représente le lessivage théorique de *E. coli* induit par la seule hydraulique du réseau. Si la courbe théorique de lessivage et la courbe expérimentale sont superposées, seul le phénomène de dilution influence la concentration en coliformes dans le réseau. Pour le réseau alimenté par l'eau nanofiltrée, la courbe expérimentale de lessivage des *E. coli* présente une pente plus faible que la courbe théorique, ce qui indique une adaptation voire une multiplication des coliformes dans le réseau. Par contre, dans le cas du réseau alimenté par une eau filtrée sur CAG, la pente de la droite de lessivage expérimentale est plus importante que la droite théorique, ce qui indique qu'un phénomène, autre que l'hydraulique du réseau, entraîne le lessivage des coliformes.

Donc, d'après la figure 7, *E. coli* est éliminée plus rapidement dans le réseau alimenté par l'eau filtrée sur CAG que dans celui alimenté par de l'eau nanofiltrée.

Ces résultats peuvent être expliqués par le fait que le procédé de nanofiltration, dont la taille des pores est de l'ordre de 10 nm, ne permet pas le passage des protozoaires dans le réseau. Au contraire, l'eau filtrée sur CAG, permettrait l'établissement d'une chaîne trophique plus importante, d'un écosystème plus varié. Les protozoaires peuvent alors brouter les bactéries, parmi lesquelles *E. coli*.

L'activité bactéricivore des protozoaires peut alors contribuer au contrôle des populations bactériennes fixées.

Les protozoaires ne doivent donc plus seulement être considérés comme des réservoirs de pathogènes potentiels (accumulation de microorganismes au niveau de leur tractus digestif), mais également comme des prédateurs, permettant l'élimination de microorganismes en grande proportion, qu'ils soient introduits ou produits dans le système de distribution d'eau potable.

FACTEURS CONTROLANT
LA REVIVISCENCE
BACTERIENNE

FACTEURS CONTROLANT LA REVIVISCENCE BACTERIENNE

La reviviscence bactérienne au sein des réseaux de distribution d'eau potable est le résultat de l'interaction de différents facteurs tels que :

- la nature des matériaux des conduites d'adduction,
- la température,
- les nutriments, présents au sein du réseau,
- le taux d'oxydant résiduel.

1 Nature des matériaux de canalisations

D'une manière générale, le choix d'un matériau est fonction de la nature du terrain, des coûts de fourniture et de mise en œuvre, de la facilité à réaliser les raccordements, les réparations,...

De nombreux types de tuyaux sont disponibles pour réaliser une conduite d'adduction d'eau potable. Ils sont classés en fonction du type de matériaux avec lesquels ils sont fabriqués :

- les matériaux métalliques : fonte grise ou ductile, acier, béton,
- les matériaux organiques : PVC, polyéthylène haute et basse densité.

Cependant, d'autres critères doivent être pris en compte. En effet, les interactions entre l'eau et les matériaux constitutifs des systèmes de distribution d'eau potable sont à l'origine de la dégradation de la qualité de l'eau. Ainsi les différents matériaux utilisés pour les conduites d'eau potable, influencent le développement de biofilms de diverses façons :

- la rugosité du matériau, qui offre une grande surface de contact avec l'eau ; celle-ci favorise alors l'adhésion des microorganismes sur les parois des conduites,
- le matériau relargue dans l'eau des éléments qui peuvent être métabolisés par les bactéries hétérotrophes présentes au niveau des biofilms : matière organique dans le cas des matériaux organiques, ions métalliques, dans le cas des matériaux corrodables, et ainsi favoriser leur développement,
- la stabilité du matériau : les tubercules de corrosion de certains matériaux peuvent constituer des sites préférentiellement colonisés par les bactéries.

1.1 Les matériaux métalliques

Les matériaux métalliques (ou inorganiques) influencent le développement des microorganismes à deux niveaux distincts :

- La corrosion des matériaux métalliques peut entraîner, selon la qualité de l'eau (eau agressive), la formation de tubercules de corrosion. Ces derniers constituent des niches où les microorganismes peuvent se développer. En effet, ces tubercules présentent une grande

surface de contact avec la phase aqueuse et permettent ainsi un piégeage plus important de la matière organique circulante, tout en offrant une protection contre la diffusion du désinfectant résiduel. La présence de ces tubercules conditionne l'efficacité de l'adhésion des bactéries pionnières.

▪ la corrosion de ces matériaux par les eaux agressives, ou moyennement à faiblement minéralisées, conduit à l'émission d'ions métalliques dans l'eau. Ces ions métalliques peuvent alors être utilisés par des bactéries dont le métabolisme est dépendant. Ces bactéries se développent et colonisent les parties du réseau qui se corrodent. Elles peuvent alors accentuer les phénomènes de corrosion. Les termes de biocorrosion ou de MIC (Microbially Influenced Corrosion) sont alors employés. En effet, la croissance bactérienne dans un réseau de distribution contribue à la corrosion en fournissant un milieu propice aux réactions corrosives. Les mécanismes impliqués dans les phénomènes de corrosion sont souvent une combinaison complexe de procédés physiques, chimiques, mais également biologiques. Ainsi, plusieurs types bactériens peuvent être responsables de biocorrosion :

- Les *ferrobactéries* : les ferrobactéries tirent l'énergie nécessaire à leur synthèse, de l'oxydation des sels ferreux (Fe^{II}) en sels ferriques (Fe^{III}). Or, dans les canalisations à base de métaux ferreux, la formation d'un biofilm en un point non protégé ou altéré de la surface, entraîne la formation d'hydroxyde ferreux. La présence de ferrobactéries au point d'attaque entraîne la mobilisation des ions ferreux et leur transformation en ions ferriques. Ceci a pour conséquence, la formation d'amas de "rouille", renfermant les corps bactériens, suivie d'une dissolution du métal.

- Les *bactéries sulfatoréductrices* : anaérobies strictes, ces bactéries sont présentes au niveau de la sous-couche du biofilm, en contact avec le métal. La réduction des sulfates entraîne la formation d'hydrogène sulfuré qui se combine avec les sels ferreux pour donner du sulfure de fer.

- Les *sulfobactéries* : aérobies, ces bactéries métabolisent le soufre à partir de composés réduits et le rejettent dans le milieu ambiant ou l'emmagasinent dans leurs cellules. Ceci entraîne la formation de boues. Les sulfobactéries peuvent également oxyder le soufre et former des produits acides (H_2SO_4) et ainsi provoquer une acidification corrosive avec modification importante du pH du milieu.

Dans ce cas, les matériaux utilisés pour l'adduction de l'eau peuvent constituer une source de nutriments ou de facteurs de croissance.

Dans le cas de ces métaux corrodables, la présence de produits de corrosion des matériaux ferreux amplifie l'activité et la production de biomasse. Ainsi, la production bactérienne peut être jusqu'à dix fois plus importante sur un matériau corrodable que sur un autre matériau (cf. figure 8).

1.2 Les matériaux organiques

Les matériaux organiques sont, pour certains, perméables à des produits organiques tels que des solvants ou des hydrocarbures, qui entraînent une contamination de l'eau. En plus, de ce risque de contamination chimique, ces contaminants organiques peuvent constituer, selon leur biodégradabilité, des nutriments pour la flore bactérienne.

Des nutriments peuvent également provenir du relargage de composés existant dans la structure même du matériau, d'adjuvants introduits au niveau du matériau (souvent de nature organique) ou provenant d'impuretés présentes dans les composants de base. Ces nutriments peuvent alors selon leur biodégradabilité constituer une source nutritive pour la biomasse fixée et favoriser le développement des biofilms (cf. tableau V).

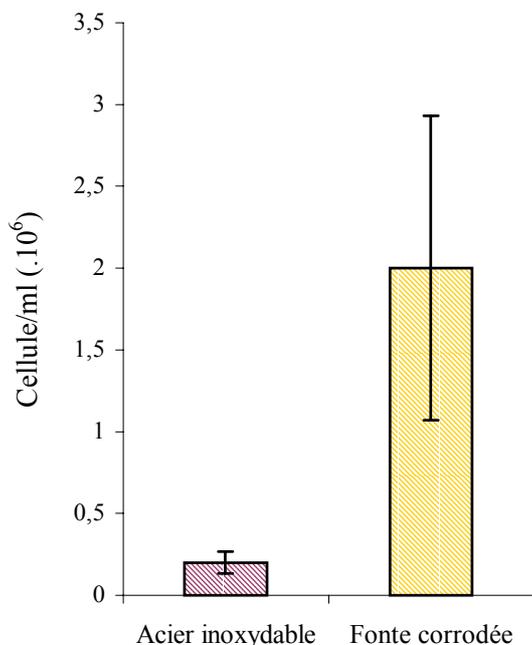


Figure 8 : Production bactérienne en millions de cellules par millilitre (TRH = 24 heures, température = 25°C) (adapté de Appenzeller *et al.*, 2001)

Cependant, ces relargages restent limités dans le temps. Ainsi, pour le PVC, le taux de COA relargué entre la première semaine de mise en service et le premier mois d'utilisation, est divisé par 20. D'où une influence limitée des matériaux inorganiques sur la reviviscence bactérienne. Toutefois, des études plus poussées sur le PVC plastifié permettraient d'apprécier son comportement à plus long terme.

Tableau V : Relargage de carbone assimilable pour différents matériaux organiques et incidence sur la croissance bactérienne (Hasley *et al.*, 1993)

| Matériaux | 1 ^{ère} semaine | | Après 1 mois | |
|---------------|--|---|--|---|
| | COA ($\mu\text{g de C/cm}^2/\text{j}$) | Croissance bactérienne ($10^4 \text{ UFC/cm}^2/\text{j}$) | COA ($\mu\text{g de C/cm}^2/\text{j}$) | Croissance bactérienne ($10^4 \text{ UFC/cm}^2/\text{j}$) |
| PE | 0,045 | 18,5 | 0,007 | 2,65 |
| PVC | 0,225 | 92,5 | 0,012 | 5,3 |
| PVC plastifié | 0,95 | 360 | 0,95 | 390 |
| Silicone | 0,465 | 192 | 0,02 | 1,5 |

Les matériaux utilisés pour le transport de l'eau potable, qu'ils soient synthétiques ou non, sont potentiellement générateurs d'un développement bactérien du fait de leur composition complexe : composés de base (polymère organique, matière minérale), adjuvants nécessaires à la stabilité des matériaux ... En plus de leur contribution à la croissance bactérienne, ils peuvent être à l'origine de saveurs, de couleur ou de turbidité.

2 La température

La température des eaux varie de plusieurs degrés pendant le transit en réseau. Les variations saisonnières de température affectent les eaux, surtout quand elles sont d'origine superficielle. En plus de favoriser le développement de goûts et odeurs désagréables, une température élevée accélère la plupart des réactions physico-chimiques et biologiques dans les réseaux et influence la croissance bactérienne (Documentation technique FNDAE, n°12).

Sur certains réseaux, en climat tempéré, le nombre de coliformes dans des réseaux de distribution varie de façon saisonnière, les plus hauts niveaux étant observés durant les mois d'été. L'activité bactérienne s'accroît nettement lorsque la température dépasse 15°C. Les services des eaux peuvent difficilement agir sur la température de l'eau. Les efforts doivent donc se porter sur d'autres paramètres qui évoluent en fonction de la température. L'ajustement de la concentration de désinfectant résiduel se fera, par exemple, en conséquence.

3 Les nutriments

Un des facteurs clés qui détermine la reviviscence bactérienne dans les réseaux de distribution d'eau potable est la biodisponibilité des nutriments. En effet, la présence de matière organique peut promouvoir la reviviscence bactérienne et ainsi conduire à la détérioration de la qualité de l'eau. Les substrats organiques en eau potable sont les premiers facteurs de la reviviscence des bactéries hétérotrophes dans les systèmes de distribution.

3.1 Les nutriments carbonés

Source nutritive essentielle pour la prolifération bactérienne, le contenu en éléments organiques carbonés est aujourd'hui considéré comme un facteur primordial dans la maîtrise de la qualité microbiologique de l'eau dans le réseau, une consommation de la matière organique s'accompagne d'un accroissement de la densité bactérienne présente au niveau du biofilm, tout comme dans l'eau circulante.

3.1.1 Composition de la matière organique des eaux de distribution

La matière organique présente dans l'eau potable, est constituée d'une fraction particulière et d'une fraction dissoute. Cette dernière est composée :

- des molécules organiques provenant de la décomposition d'organismes morts et/ou de végétaux,
- de microorganismes, comme les bactéries, constitués de polymères organiques.

La matière organique peut être divisée en deux groupes (Sibille, 1998) :

- les substances humiques, généralement réfractaires à la biodégradation
- Les substances non-humiques, représentées, pour la moitié, par des acides hydrophiles. Mal caractérisées, elles seraient composées de sucres, d'acides aromatiques simples et polymérisés, et d'acides aminés totaux libres ou combinés. Ces derniers présentent une forte biodégradabilité. Ils sont donc facilement assimilables, après hydrolyse, par les organismes.

3.1.2 Caractère de biodégradabilité de la matière organique

Le terme de biodégradabilité représente les propriétés de certaines molécules à être métabolisées en éléments plus simples, notamment par les microorganismes. Les mesures de carbone organique dissous biodégradable (CODB) et de carbone organique assimilable (COA) permettent de savoir si une eau peut favoriser le développement de microorganismes (Sibille, 1998) :

- Le carbone organique dissous biodégradable (CODB) représente la fraction de carbone organique dissous (COD) qui est à la fois minéralisée et assimilée par les bactéries hétérotrophes. Il est déterminé par différence entre la concentration initiale en COD et la concentration minimale en COD observée pendant une période d'incubation de 28 jours (Joret *et al.*, 1986 ; Servais *et al.*, 1987). Le CDOB représente de 10 à 30% du CODB contenu dans l'eau potable (Joret *et al.*, 1991).

La stabilité biologique est associée à une non-consommation du CDOB au cours de la distribution.

- Le COA représente la fraction de carbone organique total (0,1 à 0,9%) facilement assimilable par les bactéries et convertie en biomasse cellulaire (Van der Kooij, 1990). La méthode de mesure du COA utilise *Pseudomonas fluorescens* et *Spirillum*, bactéries indigènes des réseaux de distribution. La concentration en COA est calculée par comparaison du nombre de cellules incubées dans un milieu contenant des composés organiques à des concentrations standard (acétate) et le nombre de cellules incubées dans les échantillons d'eau potable (Van der Kooij, 1982 ; Kaplan *et al.*, 1993).

Le taux moyen de CDOB et de COA, dans l'eau potable, dépend de la source d'alimentation. Ainsi, l'eau potable produite à partir d'eau de surface présente un taux de CDOB et COA plus important que l'eau produite à partir d'eau souterraine.

Des études réalisées sur l'utilisation microbienne de la matière organique dissoute ont permis de distinguer deux pools de composés organiques :

- un pool qualifié de labile (20% du COD) qui présente une vitesse d'élimination rapide, de l'ordre de l'heure ou du jour ; il serait principalement composé de sucre, d'acides aminés, de protéines ou de molécules de faible masse moléculaire apparente (Matsumoto, 1983 ; Meyer *et al.*, 1987).
- un pool réfractaire à la biodégradation (Meyer *et al.*, 1987), dont l'élimination est plus lente (de l'ordre de la semaine, du mois, ou plus). Les composés formant ce pool sont assimilés aux substances humiques. Seule une faible fraction de ces composés influencerait sur le développement des microorganismes en réseau.

3.1.3 Reviviscence microbienne

La présence de matière organique peut favoriser la reviviscence bactérienne et ainsi induire la détérioration de la qualité de l'eau potable. Les substrats organiques en eau potable constituent le premier facteur de la reviviscence des bactéries hétérotrophes dans les réseaux de distribution.

En effet, la croissance bactérienne en réseau se réalise au détriment de la matière organique dissoute (cf. figure 9).

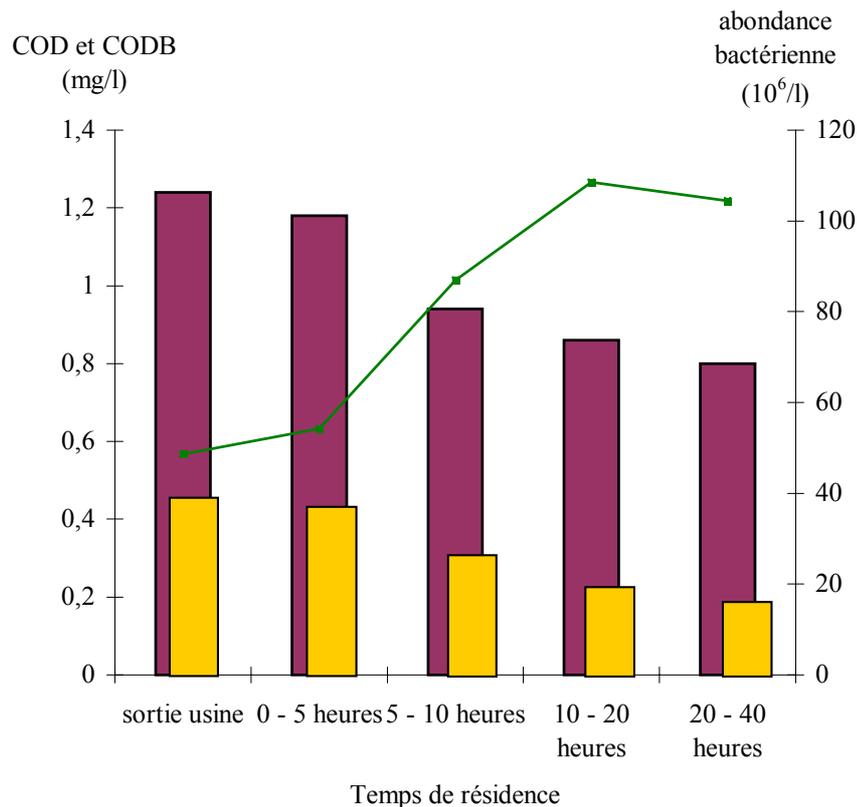


Figure 9 : Fluctuations des concentrations en COD et CODB (en orange sur la figure), et des abondances en bactéries en suspension (dénombrement par épifluorescence), en fonction du temps de résidence hydraulique dans un réseau de distribution d'eau potable de la ville de Toulouse (France) (Servais *et al.*, 1995)

Cela se traduit par une relation linéaire : plus la concentration en CODB augmente, plus le nombre de bactéries libres et fixes augmente (cf. figure ci-dessous).

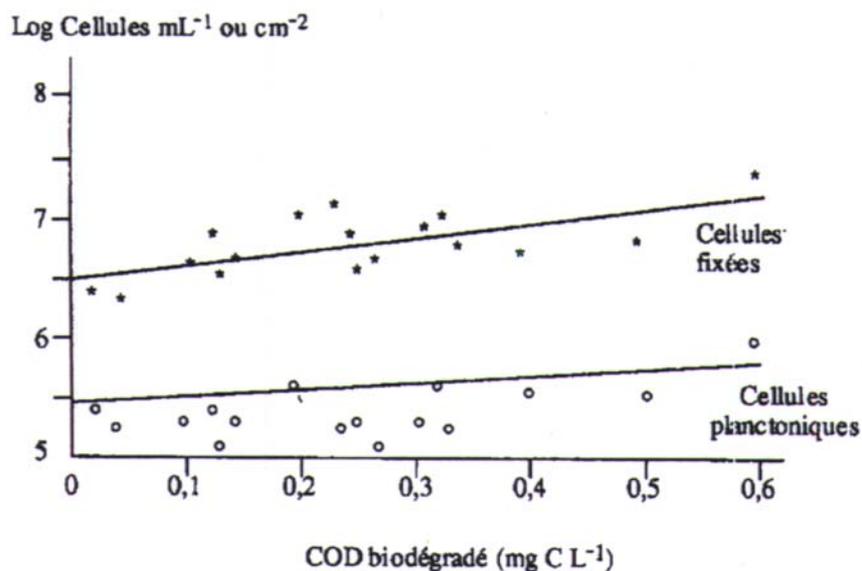


Figure 10 : Relation entre la teneur en CODB (mg C.L⁻¹) et les cellules bactériennes fixées (log cellules.cm⁻²) ou planctoniques (log cellules.mL⁻¹) (Mathieu *et al.*, 1992).

Cette corrélation a également été mise en évidence entre la concentration en COA et la densité de bactéries hétérotrophes dans les réseaux de distribution (Van der Kooij, 1982 ; LeChevallier *et al.*, 1987).

Plusieurs mesures de potentiel nutritif carboné ont été effectuées, afin de déterminer des valeurs guides indicatives pour assurer une croissance bactérienne limitée dans le réseau. Les valeurs minimales théoriques de nutriments, communément admises, pour limiter le développement d'un biofilm sont présentées dans le tableau VI. A titre de comparaison, les eaux traitées contiennent de 1 à 5 mg.L⁻¹ de COD, dont 30% sont biodégradables. Cependant, pratiquement, des concentrations aussi faible que 100 µg.L⁻¹ ou 40 µg.L⁻¹ peuvent permettre la croissance cellulaire.

Tableau VI : Valeurs guides indicatives pour minimiser le potentiel nutritif (Levi, 1995)

| Paramètres | Valeur guide estimée |
|-----------------------------------|---------------------------|
| COA | < 10 µg.L ⁻¹ |
| CODB pour biofilm | < 0,2 mg.L ⁻¹ |
| CODB pour bactéries en suspension | < 0,16 mg.L ⁻¹ |

3.2 Autres nutriments

Des facteurs, autres que la biodisponibilité du carbone, affectent la croissance bactérienne dans les eaux potables, le ratio molaire du carbone, de l'azote et de phosphore nécessaire pour la croissance bactérienne étant d'environ 100C/10N/1P.

Ainsi, l'addition de phosphore à l'eau potable augmente fortement la croissance des bactéries hétérotrophes pour les eaux produites à partir d'eau superficielle ou souterraine (Chandy *et*

al., 2001). Le phosphore (sous forme de phosphate) peut donc également être considéré comme un facteur limitant.

Cependant, alors que le phosphore est limitant à des concentrations inférieures à $2\mu\text{g.L}^{-1}$ pour la croissance bactérienne en phase aqueuse, ce n'est pas le cas pour les biofilms où un turnover du phosphore semble avoir lieu, depuis les cellules lysées ou depuis une accumulation de phosphore au sein de la matrice du biofilm.

L'addition d'autres nutriments tels que l'azote, le potassium, le magnésium et le calcium ont des effets négligeables sur la croissance bactérienne.

La croissance bactérienne est la somme de plusieurs facteurs tels que la concentration en différents nutriments et en agents oxydants.

Si plusieurs études ont montré que la matière organique contribue au maintien dans le réseau d'une population bactérienne vivante et stable, même en présence de chlore, il reste très délicat de faire une prévision des numérations de bactéries sur cette seule indication. Le désinfectant résiduel, l'état du réseau et d'autres conditions environnementales sont aussi des facteurs tout aussi déterminants.

4 La désinfection

4.1 Principe

La désinfection est l'étape ultime de la filière de traitement de l'eau destinée à la consommation humaine. Son but est l'élimination des germes pathogènes, des virus, de la majeure partie des germes banals, dans un souci de respect des normes de potabilité de l'eau.

La désinfection des eaux comporte deux critères importants, correspondant à deux effets différents d'un désinfectant donné :

- un effet bactéricide, qui correspond à la capacité à détruire les germes en une étape donnée du traitement,
- un effet rémanent, qui correspond au maintien du désinfectant dans le réseau de distribution. La rémanence d'un oxydant au sein du système de distribution permet de garantir la qualité bactériologique de l'eau au cours de la distribution. Il s'agit à la fois d'un effet bactériostatique contre les reviviscences bactériennes en réseau et d'un effet bactéricide contre des pollutions faibles et ponctuelles survenant sur le réseau.

Ces deux effets doivent être pris en compte pour assurer la stabilité biologique le long du réseau. L'effet rémanent de l'oxydant sélectionne les désinfectants pouvant être utilisés en désinfection finale. Seuls le chlore, le dioxyde de chlore et les monochloramines présentent un effet rémanent et permettent ainsi d'assurer un résiduel de désinfectant en réseau, le traitement par l'ozone et l'irradiation UV ne présentant qu'un effet bactéricide.

4.2 La demande en désinfectant

La réaction de l'oxydant au sein du réseau de distribution entraîne la diminution de sa concentration résiduelle. Cette consommation dépend de différents facteurs : la température, la concentration en désinfectant, le temps de résidence hydraulique, le régime hydraulique régnant dans le réseau, le diamètre des canalisations.

Le chlore réagit également avec la matière organique présentes dans la phase aqueuse, avec la surface des conduites, et les dépôts présents sur les parois des conduites (Parent *et al.*, 1996) :

- réaction au niveau de la phase aqueuse, avec la matière organique contenue dans l'eau ; la réaction dépend alors de la concentration en désinfectant et de celle en matière organique,
- réaction à la surface des conduites, avec les matériaux constitutifs des conduites, qui dépend du rapport surface/volume et de la concentration en chlore,
- réaction avec le biofilm, qui dépend du nombre de sites actifs de celui-ci, de la consommation de chlore, de la concentration en chlore, ainsi que de sa surface spécifique.

D'où un maintien de résiduel de désinfectant en réseau de distribution difficile à assurer.

4.3 Oxydants utilisés en désinfection de l'eau potable

Afin d'évaluer la performance de la désinfection, trois groupes d'organismes cibles sont testés. Il s'agit des virus entériques, des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium*. Le choix de ces organismes repose sur les constats suivants :

- ils sont détectés couramment dans les eaux de surface des lacs et des rivières et parfois même dans les eaux souterraines,
- ils ont été à l'origine d'épidémies confirmées, certaines touchant des dizaines de milliers d'individus,
- ils offrent une grande résistance à la désinfection. Leur élimination permet donc de supposer qu'il en va de même pour tous les autres micro-organismes pathogènes moins résistants.

L'évaluation de l'efficacité de la désinfection repose sur le concept de CT, lequel précise que l'inactivation d'un micro-organisme donné est proportionnelle au produit du temps de contact effectif et de la concentration résiduelle de désinfectant mesurée à la sortie du réservoir.

Le tableau VII présente les CT requis pour l'inactivation des organismes cités ci-dessus.

Cinq choix sont possibles pour améliorer l'efficacité de la désinfection :

- augmenter la concentration de désinfectant résiduel à la sortie des bassins de contact,
- augmenter le temps de contact dans les bassins en augmentant le volume et, par conséquent, le temps de contact dans les bassins,
- changer de type de désinfectant puisque certains désinfectants, ont une efficacité relative plus importante,

- changer les conditions d'application du désinfectant (pH et température de l'eau) afin de travailler dans les meilleures conditions possibles d'efficacité du désinfectant utilisé.

Tableau VII : Liste des CT (mg.min.L⁻¹) requis, selon le type d'oxydant, pour l'inactivation d'un organisme cible (*Source* : USEPA, 1999).

| Désinfectant | Virus 2 log d'inactivation | <i>Giardia</i> 2 log d'inactivation | <i>Cryptosporidium</i> |
|--------------------------------|-------------------------------|--|---|
| Chlore ¹ | 3 | 69 | 7 200 (2 log) |
| Monochloramines ² | 643 | 1 230 | Les monochloramines ne sont pas efficaces pour inactiver <i>Cryptosporidium</i> |
| Dioxyde de chlore ³ | 4,2 | 15 | 249 (1 log) |
| Ozone | 0,5 | 0,95 | 9,9 (1 log) |

¹ Valeurs obtenues à 10°C, pour une gamme de pH de 6 à 9, et un chlore libre résiduel de 0,2 à 0,5 mg.L⁻¹.

² Valeurs obtenues à 10°C, pour une gamme de pH de 8.

³ Valeurs obtenues à 10°C, pour une gamme de pH de 6 à 9.

4.3.1 Irradiation UV

L'effet bactéricide des rayonnements UV est provoqué par le peroxyde d'hydrogène ou les radicaux d'oxygène produits par les réactions photochimiques pendant l'irradiation des substances présentes dans l'eau. L'avantage de l'irradiation UV est qu'elle n'entraîne pas la formation de sous-produits de désinfection ou de résidus. L'effet germicide optimum correspond au spectre d'UV allant de 245 à 285 nm.

D'une manière générale, une dose comprise entre 20 et 25 mW.s.cm⁻² semblerait suffisante pour obtenir une désinfection efficace du point de vue de la potabilisation (cf. tableau VIII).

Tableau VIII : Dose nécessaire pour l'inhibition d'organismes cibles par irradiation UV.

| Organismes cibles | Dose pour l'inactivation des organismes cibles (mJ.cm ⁻²) | |
|------------------------|---|---------------|
| | 2 log | 3 log |
| <i>Cryptosporidium</i> | Non déterminé | 20-30 |
| <i>Giardia</i> | 30-40 | Non déterminé |
| Virus | 21 | 36 |

(*Source* : Guide de conception des installations d'eau potable, 2001)

Cependant les rayons UV se dissipent rapidement dans l'eau pour être absorbés ou réfléchis par les substances qui s'y trouvent. Comme l'ozone, ils ne présentent pas d'effet rémanent, ce qui implique un emploi réservé à la désinfection d'eau dont le réseau est court et bien entretenu. Dans d'autre cas, il est nécessaire de compléter la désinfection par injection d'un désinfectant (chlore, dioxyde de chlore ou chloramines) ce qui réduit considérablement leurs avantages en tant que bons agents bactéricides.

De plus, la désinfection par l'irradiation UV (également comme l'ozone) est un procédé oxydatif qui augmente la formation de carbone organique dissous facilement biodégradable dans l'eau. En effet, l'utilisation de l'ozone et des radiations UV sur des eaux contenant des molécules organiques complexes conduit à la production de substances organiques de plus faibles masses molaires, donc plus facilement biodégradables et pouvant promouvoir la formation de biofilm dans les réseaux de distribution.

4.3.2 Chlore

Le chlore est un désinfectant très efficace pour l'inactivation des bactéries et notamment des bactéries pathogènes telles que *E. coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella typhi* et *Shigella dysenteriae*. Cependant, il présente une pénétration limitée dans le biofilm et le maintien d'un résiduel de chlore approprié à un effet limité sur la croissance bactérienne. De plus, il présente une efficacité limitée pour l'inactivation des protozoaires. Ainsi, des CT de 30 à 3 600 mg.min.L⁻¹ de chlore ne permet qu'une inactivation de 40% (0,2 log) des *Cryptosporidium* (Finch *et al.*, 1994). L'utilisation du chlore a donc peu d'impact sur la viabilité de *Cryptosporidium*, aux doses habituellement appliquées en traitement de désinfection.

De plus, la réaction du chlore avec les composés organiques conduit à la formation de sous-produits, les trihalométhanes (THM), supposés être cancérogènes.

4.3.3 Monochloramines

L'utilisation de monochloramines présente plusieurs avantages par rapport au chlore. Elles ne réagissent pas autant que le chlore avec la matière organique telle que les sucres et les polysaccharides extracellulaires, mais réagissent plus spécifiquement avec les acides nucléiques, tryptophane et acides aminés soufrés. Les monochloramines présentent donc une meilleure rémanence dans les réseaux de distribution.

De plus, comme les monochloramines sont moins réactives, la formation de sous-produits est amoindrie.

Cependant, un inconvénient des monochloramines est qu'elles nécessitent des CT plus longs ou des concentrations plus importantes pour obtenir des résultats similaires à ceux obtenus avec le chlore. Ainsi, une concentration de monochloramines de 0,3 mg.L⁻¹ nécessite 240 minutes de temps de contact pour 3 log d'inactivation d'*E. coli*, contre 0,14 mg.L⁻¹ de chlore libre pendant 5 minutes pour obtenir le même niveau d'inactivation, à température et pH égaux (Wattie *et al.*, 1944). La même observation est faite pour l'inactivation des virus (Kelley *et al.*, 1960) et des protozoaires (Stringer *et al.*, 1970).

4.3.4 Dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore est un oxydant et un désinfectant puissant, efficace pour l'inactivation des bactéries, virus et protozoaires pathogènes. Cependant les mécanismes qui gouvernent son action désinfectante ne sont pas encore bien connus et ils semblent différer selon le type de microorganisme. Le dioxyde de chlore ClO₂ présente plusieurs avantages comparativement au chlore et aux autres désinfectants.

Tout d'abord, contrairement au chlore, il demeure sous sa forme moléculaire dans les limites de pH typiques des eaux naturelles.

De plus, plusieurs études indiquent que le dioxyde de chlore est autant voire plus efficace que le chlore pour inactiver certaines bactéries, telles que *B. subtilis*, *B. mesentericus*, et *B. megatherium* (Ridenour *et al.*, 1949), et les cystes de protozoaires (Chen *et al.*, 1985 ; Sproul *et al.*, 1983). Cependant, le CT requis pour une inactivation de 2 log des protozoaires est supérieur à ceux habituellement appliqués en désinfection (0,07 à 2,0 mg.L⁻¹).

Cependant, bien que l'utilisation du dioxyde de chlore permette de réduire la formation de THM, il entraîne la formation d'autres sous-produits de désinfection, tels que les chlorites et chlorates. De plus, la désinfection au dioxyde de chlore est généralement plus cher et plus compliquée à effectuer que celle du chlore, celui-ci devant être synthétisé sur place.

4.4 Phénomènes de résistance aux désinfectants

La résistance des biomasses fixées aux oxydants s'explique par :

- la consommation de l'oxydant par le biofilm lui-même, du à son pouvoir réducteur, de la matière organique fixée,
- une pénétration limitée du chlore jusqu'aux couches basales du biofilm, à l'origine d'un gradient de concentration en désinfectant depuis les couches superficielles vers les couches plus profondes,
- la densité cellulaire du biofilm,
- la nature du matériau support.

En plus de la protection mécanique apportée par la structure en biofilm (faible diffusion de l'oxydant vers les couches basales), les bactéries présentent différents moyens de résistance à la désinfection, de réponse à ce stress oxydant. L'exposition des bactéries du biofilm à ces stress oxydants sublétaux entraîne une défense cellulaire marquée faisant intervenir différentes enzymes et systèmes enzymatiques :

- élimination de l'oxydant : superoxyde dismutase, catalase,
- protection vis-à-vis de l'oxydant : glutathion (GSH),
- réparation des dommages : système SOS, système Heat Shock.

Ces phénomènes de résistance sont notamment observables avec l'utilisation de chlore comme désinfectant. En effet, un résiduel de chlore total de 2,3 à 3,4 mg.L⁻¹, en continu pendant 14 jours, sur un biofilm âgé de deux mois (10⁶ cellules/cm²) ne permet l'élimination que de 1 log des cellules totales, la proportion de cellules cultivables fixées n'étant pas modifiée (cf. figure 11).

Cette résistance aux désinfectants est également observable pour les protozoaires véhiculés par l'eau. Ainsi, *Tetrahymena pyriformis* (cilié) résiste à l'exposition à une dose de désinfectant résiduel allant jusqu'à 4 mg.L⁻¹ (pH = 7, 25°C), pendant 30 minutes. Celui-ci reste cultivable après une exposition pendant 24 heures à un résiduel de chlore variant de 0,5 à 2 mg.L⁻¹ (Sibille, 1998).

Les amibes, pour résister aux agressions environnementales, peuvent s'enkyster. Ce phénomène est observable pour des concentrations en chlore de l'ordre de 4 mg.L⁻¹ (King *et al.*, 1988). Ainsi, *Acanthamoebae castellanii* (amibe) survit à des doses de chlore résiduel de l'ordre de 10 mg.L⁻¹.

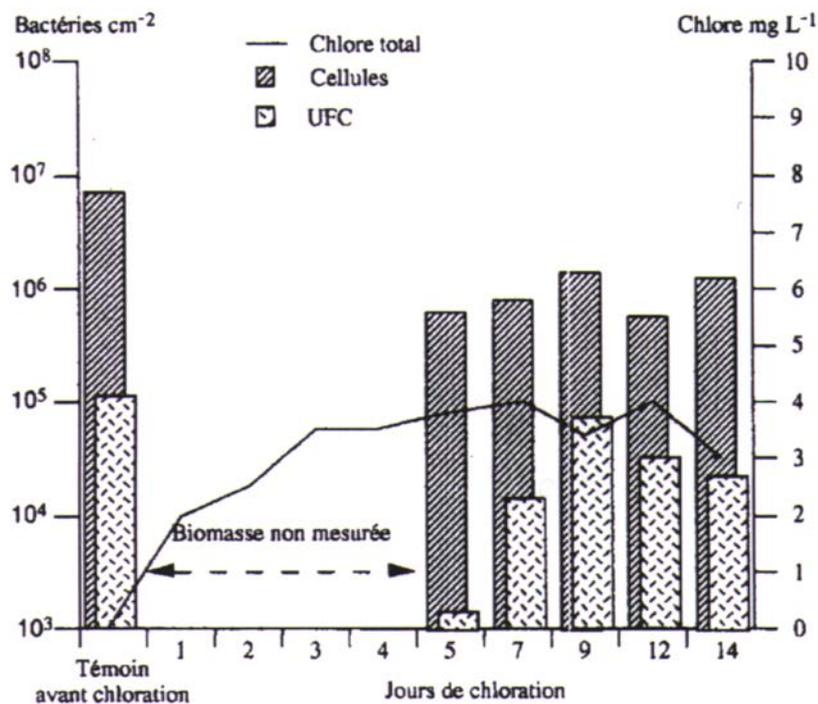


Figure 11 : Evolution de la densité bactérienne totale et des bactéries cultivables fixées, dans un réseau expérimental de distribution alimenté avec une eau CAG chlorée en continu pendant 14 jours (Paquin *et al.*, 1992)

La résistance des microorganismes aux désinfectants peut entraîner une augmentation de la dose de désinfectants appliquée. Cependant, la formation de sous-produits liée à l'utilisation de ces désinfectants (THM pour le chlore ; chlorites, chlorates pour le dioxyde de chlore) ne permet une augmentation trop importante des doses de désinfectants, celle-ci s'accompagnant d'un risque de dépassement des normes de potabilité pour les sous-produits. Cependant, l'application de fortes concentrations de chlore en sortie d'usine est incompatible avec les normes en résiduels et en dérivés chlorés (sous-produits de désinfection). Ceci implique un contrôle de la reviviscence bactérienne en réseau par d'autres moyens que l'utilisation de désinfectants.

5 Prévention de la reviviscence bactérienne en réseau de distribution d'eau potable

La prévention de la prolifération des biomasses fixées au sein de réseaux de distribution d'eau potable peut être réalisée à deux niveaux différents :

- en amont de la distribution, au niveau du traitement de potabilisation, le but étant de faire des facteurs favorisant le développement des biofilms, des facteurs limitants.
- sur le réseau de distribution lui-même, lors de son entretien, ou lors de sa conception ou des changements de conduite d'adduction du réseau, par le choix adapté de matériaux de conduites.

5.1 Prévention en amont du réseau de distribution

Hormis la désinfection, une alternative est offerte aux traiteurs d'eau afin de maîtriser la stabilité biologique de l'eau : la réduction des concentrations en matière organique et en microorganismes à l'entrée de réseau de distribution, ce qui permettrait d'une part, de diminuer la demande en chlore de l'eau et en conséquence de réduire les taux de désinfection ainsi que la formation des sous-produits d'oxydation et, d'autre part, de limiter le développement des biofilms en réseau. Ceci nécessite l'amélioration des filières de traitement actuelles.

En effet, une des méthodes de contrôle de la reviviscence bactérienne sans augmentation du taux de désinfection appliqué, est l'élimination des nutriments pendant le traitement de potabilisation de l'eau.

La réduction du carbone organique par l'utilisation d'un traitement additionnel de l'eau est favorable car cela permet :

- l'augmentation de la persistance et de la disponibilité du désinfectant,
- la limitation de la formation de biofilm, par création d'un facteur limitant.

L'autre méthode de contrôle du développement des biofilms est de limiter le flux de microorganismes rentrant dans le réseau de distribution, afin de limiter le développement des biofilms par adhésion de nouveaux microorganismes à sa surface.

La filière de traitement de potabilisation de l'eau s'articule autour de trois grandes étapes :

- la clarification de l'eau brute (coagulation, floculation, décantation),
- un traitement d'affinage,
- une post-désinfection.

Le développement des traitements d'affinage constitue un moyen de prévention de la reviviscence bactérienne, par un abattement plus poussé du carbone organique et des microorganismes. Deux types de traitement d'affinage sont envisageables : un couplage ozone/CAG et/ou un traitement par des techniques membranaires.

Couplage Ozone/CAG

Ce traitement consiste en l'exploitation des propriétés de la molécule d'ozone à réagir avec des molécules organiques complexes pour générer des molécules de plus faible masse molaire, donc plus facile d'incorporation par les bactéries. Seul le rapport CODB/CO réfractaire est modifié, la concentration en matière organique restant globalement inchangée. L'action de l'ozone tend à faire augmenter le rapport, le carbone organique réfractaire étant transformé en CODB par coupure ou transformation chimique.

La filtration sur charbon actif en grain (CAG) constitue un procédé qui combine des phénomènes d'adsorption et de biodégradation des molécules organiques. L'orientation vers l'un ou l'autre de ces phénomènes est fonction de l'âge du CAG, de l'activité des microorganismes fixés sur le CAG, du type de molécules présentes dans les effluents et de leur structure chimique (Servais *et al.*, 1991 (2)). La structure des particules de CAG permet le développement d'un biofilm bactérien à l'intérieur des filtres de 4 à 7 fois plus important que celui développé sur des grains de filtre à sable.

La filtration sur CAG permet la modification des concentrations en matière organique de l'eau (Ribas et al., 1997) :

- diminution de 32,4 à 52,5% du COD,
- diminution de 67 à 90% du CODB (ou seulement de 15 à 50%, selon l'eau considérée et la nature du filtre CAG).

L'efficacité de la filtration sur CAG dépend de la distribution du CODB dans les pools directement assimilable, rapidement biodégradable, lentement biodégradable, plus le CODB étant biodégradable, plus il sera rapidement éliminé.

Le couplage de ces deux techniques permet tout d'abord une augmentation de la biodégradabilité des molécules organiques présentes dans l'eau à potabiliser (ozonation), puis un abattement poussé de ces molécules facilement assimilables par filtration et consommation par une flore bactérienne développée sur CAG (cf. tableau VIII).

Nanofiltration

La technique de filtration membranaire est basée sur le principe de rétention physique des particules ou substances dont l'encombrement stérique est supérieur à la taille des pores de la membrane de filtration.

Différentes techniques de filtration sont utilisables, selon la taille des pores des membranes, donc selon l'objectif de qualité souhaité pour le filtrat :

- la microfiltration, qui utilise une membrane dont la taille des pores est comprise entre 0,05 μm à quelques μm , et qui permet la rétention des bactéries, des kystes de protozoaires, des substances colloïdales.
- l'ultrafiltration, qui permet de retenir en plus les virus, dont la taille varie de 20 à 100 nm, et une partie des composés dissous. La taille des pores varie de quelques nm à 100 nm.
- la nanofiltration, dont les membranes permettent de retenir en plus une forte proportion de la matière organique dissoute et les ions multivalents (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , ...).
- l'osmose inverse dont les membranes présentent en plus un haut taux d'enlèvement des ions monovalents (Na^+ , Cl^- , ...) et peuvent séparer certaines molécules organiques de très faible masse molaire.

Ces techniques permettent la production d'une eau dont les caractéristiques microbiologiques, organiques et chimiques sont constantes et relativement indépendantes des caractéristiques de la ressource en eau brute, mais dépendantes du seuil de coupure des membranes.

Pour la production d'eau potable, la nanofiltration présente l'avantage d'enlever bactéries, protozoaires, virus et matière organique sans retenir les sels dissous (reminéralisation non nécessaire).

Ainsi, la mise en œuvre de la nanofiltration permet (Anselme *et al.*, 1993 ; Agbekodo *et al.*, 1994 ; Sibille, 1997) :

- l'élimination de la matière organique dissoute (COD + CODB),
- l'élimination des microorganismes,
- la diminution de la saveur de moisi de l'eau d'un facteur 2

- la production d'une eau peu consommatrice de désinfectant, pauvre en sous-produits d'oxydation.

Ainsi, cette technique membranaire permet d'éliminer entre 86 et 93% du COD et plus de 99% du CODB et des microorganismes, que l'eau d'entrée soit une eau filtrée sur sable ou une eau ayant subi un traitement O₃/CAG (cf. tableau IX).

Tableau IX : Efficacité d'élimination des matières organiques et des cellules bactériennes par un procédé de nanofiltration appliqué à une eau filtrée sur sable ou une eau ozonée puis filtrée sur CAG (Sibille, 1998).

| | Eau filtrée sur sable | | | Eau ozonée et filtrée sur charbon actif | | |
|---|-----------------------|---------|-----------------|---|---------|-----------------|
| | Avant | Après | % d'élimination | Avant | Après | % d'élimination |
| | nanofiltration | | | nanofiltration | | |
| COD (mg.L ⁻¹) | 2,5 | 0,4 | 86 | 1,6 | 0,1 | 93 |
| COBD (mg.L ⁻¹) | 0,6 | < 0,1 | > 99 | 0,4 | < 0,1 | > 99 |
| Cellules bactériennes (bactéries.mL ⁻¹) | 1,6.10 ⁵ | < seuil | > 99 | 10 ⁵ | < seuil | > 99 |

La nanofiltration est toutefois un procédé très peu utilisé au niveau national (Briey, Méry-sur-Oise), sa mise en place et son entretien en faisant une technique coûteuse.

5.2 Au niveau du réseau de distribution

5.2.1 Entretien des réseaux

Cas des réservoirs

Selon le décret n°89-3 modifié, les réservoirs d'eau potable doivent être vidangés et nettoyés au moins une fois par an. Ce nettoyage consiste en un brossage manuel ou mécanique des parois internes, suivi d'une désinfection par une solution d'eau de javel concentrée. Ce nettoyage permet l'arrachement et l'élimination des biofilms.

Cas des conduites d'adduction d'eau potable

L'intervention pour entretien des réseaux est déterminée par la réalisation d'un diagnostic de nettoyage. Deux paramètres ont alors pris en compte : la turbidité et les MES. Si la mesure de ces paramètres dépasse une valeur seuil (prélèvements réalisés au niveau de bornes d'incendie, à fort débit), un nettoyage des conduites d'adduction est envisagé.

Pour le Syndicat des Eaux d'Ile de France (SEDIF), les valeurs seuils sont de 20 mg.L⁻¹ pour les MES et de 4 NTU pour la turbidité.

Ces nettoyages sur réseaux consistent en :

- action hydraulique : le nettoyage est réalisé à haute pression au moyen d'eau seule ou d'un mélange eau-air, le premier permettant l'élimination des dépôts boueux peu incrustants, et le second permettant un décrochage plus important des dépôts par création de phénomènes de turbulence. Cependant, la consistance élastique des biofilms leur permet de résister à ces phénomènes d'arrachement physique.
- action mécanique : le nettoyage permet l'élimination des dépôts boueux et sableux si un racleur souple est utilisé, et l'élimination des dépôts boueux et des tubercules de corrosion, si un racleur rigide est utilisé. Ces opérations n'améliorent que transitoirement la propreté du réseau, les biofilms éliminés réapparaissant au bout de 1 à 2 mois/
- action chimique, par une chloration ponctuelle au dessus de la norme de 0,1 mg.L⁻¹ de chlore libre sur le tronçon à nettoyer. Cette action n'est réellement efficace que sur les bactéries planctoniques, le biofilm n'étant que faiblement atteint par la chloration.

En cas de contamination grave du réseau de distribution, des traitements curatifs sont envisagés : des traitements mécaniques, par tringlage d'un outil en acier en rotation, qui ne permet qu'une élimination temporaire des biofilms, et des traitements chimiques lourds (en cas de contamination bactérienne) :

- injection de chlore à 0,4-0,5 mg.L⁻¹, qui permet l'élimination des bactéries planctoniques et des coliformes présents au niveau du biofilm. Cependant, cette action ne permet l'élimination totale et durable des biofilms, les bactéries indigènes étant résistantes au chlore.
- injection d'acide paracétique (APA) à 30 mg.L⁻¹, pendant 10 minutes sur 24 heures, et répétée 4 fois. La diminution de la densité du biofilm peut atteindre 87%. Cependant, le caractère hautement assimilable de ses sous-produits rend son utilisation occasionnelle.
- injection de pyréthrine et perméthrine synthétique, à 10 µg.L⁻¹, permet une élimination efficace des bactéries, crustacés et larves d'insecte. Leur utilisation est exceptionnelle, et est soumise à l'autorisation du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique (CSHP), ces produits chimiques présentant une toxicité pour les poissons et les personnes sensibles, et notamment les dialysés rénaux.

Après la désinfection du tronçon, la consommation du désinfectant est contrôlée et la solution désinfectante est évacuée et remplacée par l'eau du réseau. Si la teneur en désinfectant est importante (supérieure à 0,5 mg.L⁻¹, dans le cas du chlore), la solution vidangée ne doit pas être rejetée directement dans le milieu naturel, afin d'éviter tout risque de pollution. Dans ce cas une neutralisation ou une dilution doit être réalisée avant rejet.

La réhabilitation des réseaux par ces techniques chimiques lourdes présente un risque potentiel pour la santé humaine. Une planification de ces opérations est donc nécessaire et doit s'accompagner d'un système d'information des consommateurs portant sur les périodes d'interdiction de consommation, de coupure et de période de rinçage.

5.2.2 Evaluation de l'innocuité microbiologique des matériaux

Comme vu précédemment, certains matériaux utilisés pour le transport de l'eau potable peuvent être à l'origine de développements bactériens, notamment par relargage de composés organiques potentiellement biodégradables donc utilisables par la biomasse présente.

Le maintien de la stabilité biologique au sein des réseaux et donc de la qualité de l'eau distribuée passe donc par un choix adéquat des matériaux constitutifs des canalisations.

Ainsi, afin de préjuger des matériaux susceptibles d'entraîner une dégradation de la qualité microbiologique de l'eau potable distribuée, deux tests ont mis en place :

- un test anglais BS 6920, qui permet de préjuger de l'innocuité microbiologique des matériaux en contact avec l'eau potable,
- un test hollandais, BFP-method, qui permet d'évaluer le potentiel de formation du biofilm sur le matériau en contact avec l'eau potable.

Ces deux tests diffèrent entre autres, au niveau de leurs conditions opératoires, du paramètre de mesure de la prolifération bactérienne et du seuil de conformité maximal admissible. Les caractéristiques de ces deux tests sont présentées dans l'annexe 2.

Cependant, la conformité des matériaux du point de vue de la prolifération bactérienne diffère selon le test employé (Mathieu *et al*, 1998).

En effet, selon les résultats obtenus pour cinq matériaux différents (inox 316L, plomb, PEHD, ciment et caoutchouc) (Mathieu *et al*, 1998), le PEHD est microbiologiquement inerte selon le test anglais ($< 2,3 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$), et non conforme selon le test hollandais ($> 500 \text{ pg ATP} \cdot \text{cm}^{-2}$). Ces résultats, obtenus à partir de test de laboratoire, sont contradictoires (cf. tableau X).

Ceci pose le problème, avant le choix du matériau à utiliser, du choix du test à mettre en œuvre pour préjuger de son innocuité microbiologique, ainsi que le problème de la représentativité de ces essais de laboratoire par rapport aux réalités de terrain, le développement de biofilms ayant été observés sur ces différents matériaux.

Tableau X : tests de conformité microbiologique pour différents matériaux selon les test anglais et hollandais (Mathieu *et al*, 1998).

| | | | |
|----------------------------------|--|--|--|
| Test anglais BS 6920 | <u>Matériaux testés :</u> - inox - plomb - ciment - caoutchouc - PEHD | de 0 à $0,1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ | Conforme Microbiologiquement inerte |
| Test hollandais BFP-method | <u>Matériaux testés :</u> - inox - plomb - ciment - PEHD | de 10 à $70 \text{ pg ATP} \cdot \text{cm}^{-2}$ → $600 \text{ pg ATP} \cdot \text{cm}^{-2}$ | Conforme Microbiologiquement inerte → Non conforme |

Un protocole d'essai standard et un seuil de conformité pour l'évaluation de l'innocuité microbiologique d'un matériau en contact avec l'eau potable devraient être définis, pour pouvoir répondre à ces différents choix.

REGLEMENTATION

REGLEMENTATION

1 Réglementation vis-à-vis des matériaux en contact avec l'eau destinée à la consommation humaine

1.1 Les matériaux à utiliser

La circulaire DGS/94-9 du 25 janvier 1994 du Ministère délégué à la Santé, précise que "les matériaux peuvent influencer, de manière significative, la qualité de l'eau livrée aux consommateurs"; cette influence peut prendre des proportions importantes lorsque se développent des phénomènes de corrosion (cas des canalisations métalliques et en béton) ou de dégradation (cas des matériaux de type organique).

Certains incidents trouvent leur origine dans des insuffisances de conception, de mise en œuvre ou d'entretien des installations de distribution et de traitement : les difficultés sont très souvent la conséquence d'un choix de matériau inadapté à la qualité des eaux distribuées ou d'une mise en œuvre défectueuse. Dans certains cas, les matériaux peuvent eux-mêmes être mis en cause (vieillesse prématurée, tenue insuffisante vis-à-vis des sollicitations intérieures et extérieures).

L'altération des matériaux, résultant d'une migration plus ou moins rapide des substances qui le composent, peut entraîner au niveau de l'eau un certain nombre de désordres, tels une modification des qualités organoleptiques, une détérioration de la qualité microbiologique par une augmentation du nombre de germes et éventuellement un enrichissement progressif en substances toxiques ou indésirables, minérales ou organiques. Ces considérations générales ont été prises en compte dans le décret n°89-3 du 3 janvier 1989 modifié relatif à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine et, plus particulièrement, à l'article 7 ainsi rédigé :

" Les matériaux utilisés dans les systèmes de production ou de distribution et qui sont au contact de l'eau destinée à la consommation humaine ne doivent pas être susceptibles d'altérer la qualité de l'eau. Ils doivent répondre aux conditions définies par un arrêté pris, après avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, par les ministres chargés de la santé, de l'industrie, de la consommation et de la construction."

L'article 3 du règlement sanitaire départemental-type, diffusé par la circulaire du 9 août 1978 de Ministre Délégué à la Santé rappelle que :

- "les revêtements bitumeux, les enduits dérivés du pétrole et tous les produits similaires, ainsi que les revêtements en matière plastique ne doivent être employés que dans la mesure où, en contact avec l'eau, ils ne risquent pas de se désagréger ou de communiquer à celle-ci des saveurs ou odeurs désagréables,"
- "les substances entrant dans la composition des matériaux utilisés pour les canalisations, les appareils ou parties d'appareils et les accessoires en matière plastique doivent satisfaire à la réglementation en vigueur concernant les matériaux et objets placés en contact avec les denrées alimentaires."

Le respect des exigences réglementaires requises pour la qualité des eaux destinées à la consommation humaine reste tributaire des effets éventuels des matériaux placés à leur contact; il s'agit tout particulièrement de certains éléments chimiques classés par le décret du 3 janvier 1989, comme substances indésirables telles que le cuivre, le fer et le zinc, mais aussi comme substances toxiques telles que le plomb, le cadmium et les hydrocarbures polycycliques aromatiques.

1.2 Cas des matériaux de type organique

Pour ce type de matériaux, les travaux de normalisation des méthodes d'essai ont progressé rapidement du fait de l'expérience déjà acquise par les distributeurs d'eau, les fabricants de matériaux organiques et les autorités sanitaires, pour aboutir en 1996 à trois normes AFNOR expérimentales définies dans la circulaire DGS/96-155 du 1^{er} mars 1996 du même ministère.

Ces normes consistent à réaliser :

- des essais de "criblage rapide", permettant notamment d'évaluer les effets du matériau sur la qualité organoleptique des eaux distribuées,
- des essais biologiques basés sur un test de cytotoxicité,
- des essais dits de "criblage fin" permettant de mesurer la migration éventuelle de micropolluants organiques et minéraux.

La réglementation nationale applicable aux matériaux et objets placés au contact des denrées alimentaires intègre les directives européennes en vigueur dont les directives 90/128/CEE, 92/39/CEE, et 93/9/CEE, relatives aux matériaux et objets en matière plastique destinés à entrer en contact avec les denrées alimentaires.

Pour chaque matériau, les constituants (polymères de base, additifs et auxiliaires technologiques) utilisés pour la fabrication doivent avoir fait l'objet d'une autorisation auprès du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. Les constituants autorisés dans le cadre de la réglementation concernant les matériaux et objets au contact de denrées alimentaires répondent à cette obligation.

Certains pays ont par ailleurs définis des "listes positives", c'est à dire des listes de produits et composés autorisés pour la préparation des divers matériaux organiques.

L'annexe 3 présente les matériaux organiques concernés par les essais et quelques résultats à obtenir pour l'acceptation du matériau.

1.3 Cas des matériaux de type métallique

Pour leur part, la situation est très différente car ils sont souvent utilisés depuis fort longtemps et, à l'exception du plomb, n'ont pas posé de problème sanitaire important.

Néanmoins, de nouveaux alliages arrivent sur le marché, et l'utilisation, pour la fabrication des ciments par exemple, de cendres et autres sous-produits a conduit les autorités sanitaires à envisager des tests adaptés à ces matériaux. Ceux-ci sont à l'étude au niveau de groupes d'experts européens, même si des procédures de test sont déjà au point en partie.

2 Réglementation vis-à-vis de l'eau destinée à la consommation humaine

2.1 Contexte de la réglementation en matière d'eau destinée à la consommation humaine

Dès la fin du XIX^{ème} siècle, des textes ministériels évoquent le régime des eaux du point de vue de la salubrité publique. C'est ainsi que la circulaire ministérielle du 10 décembre 1890 précise que, pour apprécier la salubrité, l'analyse chimique d'une eau destinée à la consommation humaine doit être complétée par une analyse microbiologique même si les modalités ne sont pas précisées.

L'évaluation du risque microbien progresse dans les deux premiers tiers du XX^{ème} siècle, notamment en ce qui concerne les maladies transmises par voie hydrique (Salmonelle, Shigella, ...). Ceci conduit au premier texte réglementaire, décret du 1^{er} août 1961, définissant avec précision les exigences de qualité auxquelles devraient répondre les eaux destinées à l'alimentation. Sur le plan du risque microbiologique, risque à court terme, la notion de germes test fait son apparition avec *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux.

Le décret 89-3, du 3 janvier 1989, modifié le 10 avril 1990 (décret 90330) va dans le sens d'une plus grande rigueur avec une augmentation du programme d'analyse lorsque la qualité de l'eau de consommation s'écarte des valeurs fixées. Il repose essentiellement sur deux bases juridiques, avec d'une part, les directives européennes 75-440, 79-869 et 80-778 et d'autre part, le Code de la Santé Publique :

- La directive européenne 75-440 vise la qualité des eaux superficielles utilisées pour la production d'eau alimentaire et définit en fonction des moyens techniques de l'époque trois niveaux de qualité, auxquels sont associés trois traitements types.
- La directive 79-869 complète la directive 75-440, en définissant les modalités de vérification de la qualité de ces mêmes eaux superficielles (caractéristiques, méthodes d'analyses, ...).
- La directive 80-778 est quant à elle directement relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine et définit à travers 62 paramètres, des valeurs guides, des concentrations maximales admissibles (CMA) ou des concentrations minimales requises. Les Etats membres fixent leurs normes nationales de qualité en fonction de cette directive, même si les Etats peuvent permettre des dérogations, dans des conditions déterminées dont les Communautés Européennes doivent être informées. Les dispositions pour le suivi de la qualité des eaux distribuées, les analyses types, leurs fréquences et les méthodes y sont fixées.
- Le code de la Santé Publique fixe notamment les règles générales d'hygiène et toutes autres mesures propres à préserver la santé de l'homme, notamment en matière d'alimentation en eau potable.

Le décret 89-3 modifié traite ainsi des dispositions générales, dont les règles de suivi de la qualité des eaux et relatives aux matériaux en contact avec l'eau, de la qualité de la ressource, et des dispositions relatives aux distributions collectives publiques et privées.

La directive européenne 80-778 fait dépendre l'aptitude de l'eau à sa consommation que du seul respect des exigences concernant les paramètres pris en compte, alors que le paramètre "absence de pathogènes" est invérifiable. Dans le décret français, "l'exigence de l'absence de signes de dégradation de l'eau" ne résout pas le problème, puisque la présence d'un pathogène, non décelé ou même non décelable, peut ne s'accompagner d'aucun autre signe de dégradation.

2.2 Les analyses microbiologiques : nature, fréquence

2.2.1 Paramètres microbiologiques

Pour surveiller la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, du point de vue du risque sanitaire, des analyses microbiologiques sont réalisées sur l'eau brute alimentant la station de traitement, sur l'eau traitée en sortie d'usine et sur le réseau, jusqu'aux consommateurs.

Les différents paramètres microbiologiques recherchés sont présentés dans le tableau XI.

Tableau XI : Paramètres microbiologiques.

| Paramètres | Unités | Limite de qualité pour les eaux potables |
|--|--------------------|--|
| Organismes pathogènes | | |
| salmonelles | par 5 L | 0 |
| staphylocoques | par 100 mL | 0 |
| bactériophages fécaux | par 50 mL | 0 |
| entérovirus | par 10 L | 0 |
| Coliformes totaux | à 37°C, par 100 mL | 0 (95% des échantillons conformes) |
| Coliformes thermotolérants | à 44°C, par 100 mL | 0 |
| Streptocoques fécaux | par 100 mL | 0 |
| Spores de germes anaérobies sulfito-réducteurs | par 20 mL | 1 |

(Source : décret n°89-3 du 3 janvier 1989, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles).

2.2.2 Nature et fréquences des analyses microbiologiques de l'eau potable

Compte tenu des techniques utilisées pour la réalisation des analyses microbiologiques et des coûts de celles-ci, différents types d'analyses microbiologiques sont réalisées :

- Le contrôle de routine (ou analyse sommaire B2) a pour but de fournir, de manière régulière, des informations sur la qualité organoleptique et microbiologique des eaux destinées à la consommation humaine ainsi que des informations sur l'efficacité du traitement des eaux potables (notamment de la désinfection) lorsqu'il est pratiqué, en vue de déterminer si les eaux destinées à la consommation humaine respectent ou non les valeurs paramétriques

pertinentes prévues par la Directive du Conseil de l'Union européenne n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

▪ Le contrôle complet (ou analyse complète B3) a pour but de fournir les informations nécessaires pour déterminer si toutes les valeurs paramétriques prévues par la directive mentionnée ci-dessus, sont ou non respectées. Tous les paramètres fixés font l'objet d'un contrôle complet à moins que les autorités compétentes puissent établir que, pendant une période qu'il leur appartient de déterminer, un paramètre n'est pas susceptible d'être présent dans une distribution donnée à des concentrations qui pourraient compromettre le respect des valeurs paramétriques pertinentes.

Ces types d'analyses diffèrent par le nombre de microorganismes recherchés et le lieu de prélèvement de l'échantillon d'eau nécessaire aux analyses (cf. tableau XII).

Tableau XII : Les différents types d'analyses bactériologiques

| Analyses bactériologiques | | |
|--|---|--|
| Réduite (B1) | Sommaire (B2) | Complète (B3) |
| Coliformes thermotolérants Streptocoques fécaux | Coliformes thermotolérants Streptocoques fécaux Dénombrements des bactéries aérobies revivifiables à 22°C et à 37°C | Coliformes thermotolérants Streptocoques fécaux Dénombrements des bactéries aérobies revivifiables à 22°C et à 37°C Coliformes totaux Spores de bactéries anaérobie sulfito-réductrices |

(Source : décret n°89-3 du 3 janvier 1989, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles).

Les analyses type B1 sont réalisées directement sur les ressources, au point de puisage, avant traitement, qu'il s'agisse d'eau souterraine ou d'eau superficielle.

Les analyses type B2 sont réalisées au cours de la distribution, que le réseau soit alimenté par une eau souterraine ou une eau superficielle.

Les analyses type B3 sont réalisées au niveau de la production, après le traitement, avant le refoulement ou au point de puisage si il n'y a pas de traitement.

En ce qui concerne les eaux superficielles, outre les analyses bactériologiques de type B1, il est procédé :

- à une recherche annuelle de salmonelles (dans cinq litres d'eau),
- à une recherche de coliformes dans les conditions suivantes :
 - une fois par an pour un débit inférieur à 6 000 m³ /jour,
 - deux fois par an pour un débit compris entre 6 000 m³ /jour et 20 000 m³ /jour,
 - quatre fois par an pour un débit supérieur à 20 000 m³ /jour.

Pour chaque type d'analyse (B2 et B3), la Directive Européenne n°98/83/CE précise, en fonction du volume d'eau distribuée par jour, le nombre de contrôle devant être effectué en sortie d'usine ou au niveau du réseau de distribution. La fréquence de ces contrôles est présentée dans le tableau XIII.

Tableau XIII : Fréquence minimale des échantillonnages et des analyses pour les eaux destinées à la consommation humaine.

| Volume d'eau distribué ou produit chaque jour, à l'intérieur d'une zone de distribution (m ³) | Contrôle de routine Nombre de prélèvements par an (B2) | Contrôle complet Nombre de prélèvements par an (B3) |
|---|--|---|
| ≤ 100 | fixé par l'Etat membre * | fixé par l'Etat membre * |
| > 100 et ≤ 1000 | 4 | 1 |
| >1000 et ≤10 000 | 4 +3 pour chaque tranche entamée de 1 000 m ³ /j du volume total | 1 +1 pour chaque tranche entamée de 3 300 m ³ /j du volume total |
| >10 000 et ≤ 100 000 | | 3 + 1 pour chaque tranche entamée de 10 000 m ³ /j du volume total |
| > 100 000 | | 10 +1 pour chaque tranche entamée de 25 000 m ³ /j du volume total |

* les fréquences annuelles d'analyses microbiologiques, fixées par le décret n°91-527, sont présentées en annexe 4.

(Source : Directive du Conseil de l'Union européenne n° 98/83/CE du 03/11/98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine).

2.2.3 les indicateurs utilisés en microbiologie de production d'eau potable

Plusieurs indicateurs peuvent être utilisés en microbiologie de production d'eau potable :

- Recherche des coliformes totaux

L'analyse des bactéries coliformes totales est la plus fréquente pour le contrôle de l'eau potable, et ce, depuis plus de 100 ans. Son faible coût d'analyse, sa reproductibilité et l'omniprésence des coliformes dans les eaux de surface en font un indicateur universel pour juger de la qualité d'une eau. Ce groupe hétérogène appartient à la famille des entérobactéries et comprend plusieurs genres bactériens se retrouvant dans la flore normale intestinale. Cependant, la plupart des espèces se retrouvent aussi naturellement dans le sol et la végétation. De ce fait, cette analyse n'est pas considérée comme un indicateur de contamination fécale ou de risque sanitaire.

Une eau potable contenant des coliformes totaux indique une insuffisance du traitement et/ou une incapacité à maintenir un résiduel de chlore suffisant dans le système de distribution. Il faut cependant porter une attention particulière à la présence récurrente de coliformes totaux dans un réseau ou un secteur du réseau. Ceci peut signaler la présence d'une pollution de surface à cause d'une déficience de l'intégrité du réseau, de l'efficacité du traitement ou d'une contamination de l'eau brute non traitée. Ces situations doivent être corrigées pour prévenir un risque sanitaire éventuel.

La survie dans l'eau et la résistance au chlore des bactéries coliformes totales est plus faible que celles des virus et des parasites. Ce ne sont donc pas de bons indicateurs de la présence ou de l'efficacité du traitement.

- Recherche des coliformes thermotolérants et *Escherichia coli*

Les coliformes thermotolérants (ou fécaux) sont un sous-groupe de bactéries faisant partie des coliformes totaux. La méthode d'analyse est optimisée pour sélectionner la croissance des bactéries d'origine fécale. L'incubation se fait donc à 44,5°C durant 24 heures dans un milieu spécifique favorisant la croissance de colonies typiques bleuées. Cette température élevée de croissance confère à ce groupe le terme plus judicieux de coliformes thermotolérants. Toutefois, d'après la méthode habituelle, la confirmation de la présence de *E. coli* peut prendre jusqu'à 48 heures supplémentaires.

Si en plus des bactéries coliformes totales, des bactéries coliformes fécales sont présentes, une contamination d'origine fécale est fortement soupçonnée et un avis d'ébullition doit être émis immédiatement pour protéger la population.

L'analyse des bactéries *Escherichia coli*, qui représentent environ 90% des bactéries coliformes fécales, confirme sans aucun doute que cette contamination est d'origine fécale. En effet, *E. coli* est la seule espèce bactérienne faisant partie du groupe des coliformes totaux (et des coliformes fécaux) qui est toujours d'origine fécale humaine ou animale. C'est une bactérie qui est particulièrement sensible à la désinfection et qui a la particularité de se développer difficilement à l'intérieur d'un réseau. Sa présence indique habituellement un traitement inefficace ou une intrusion par un réseau non étanche.

- Recherche des Streptocoques fécaux (ou entérocoques)

Les entérocoques appartiennent au même groupe de bactéries, appelées auparavant streptocoques fécaux. À l'instar des *E. coli*, les bactéries entérocoques se retrouvent en quantité considérable dans les matières fécales humaines et animales. Toutefois, certaines variétés ne sont pas d'origine fécale et peuvent se retrouver dans les végétaux et le sol. Ces bactéries sont plus résistantes à la chloration que les coliformes et survivent généralement plus longtemps dans l'environnement. En outre, contrairement aux coliformes, elles recroissent très mal dans le réseau. Leur haute résistance à la sécheresse permet d'utiliser aussi les entérocoques comme contrôle de routine lors de l'installation ou de la réparation de conduites d'un réseau de distribution.

L'analyse des bactéries entérocoques est souvent réalisée pour évaluer la contamination fécale des eaux de baignade. L'analyse se fait habituellement par membrane filtrante sur un milieu spécifique. Ils peuvent être utilisés comme indicateur de contamination dans une eau souterraine non désinfectée.

- Recherche des indicateurs viraux

Des virus entériques humains sont susceptibles de se retrouver dans presque toutes les eaux de surface et dans les eaux souterraines vulnérables. Bien que la résistance des virus à la désinfection soit variable, elle est généralement plus grande que la résistance des bactéries. En conséquence, les indicateurs bactériens ne sont pas très valables pour relever la présence de virus. Dans la moitié des cas d'épidémies d'origine hydrique, les causes sont inconnues, même si l'on soupçonne les virus d'être très souvent responsables.

Les indicateurs viraux mesurent les coliphages somatiques et les coliphages mâles spécifiques. Les coliphages sont une variété de bactériophages qui infecte spécifiquement une espèce bactérienne, soit *E. coli*. Les coliphages sont présents en plus grande quantité que les virus entériques dans les matières fécales.

L'analyse est basée sur la propriété des coliphages à infecter et à détruire *E. coli*. Le résultat est exprimé en unités formant des plages de lyse (ufp) par 100 ml d'échantillon. Il existe aussi une méthode qualitative de type présence/absence. Les coliphages servent d'abord d'indicateurs de contamination fécale dans l'eau souterraine, mais aussi de la présence possible de virus entériques, compte tenu de leurs caractéristiques similaires.

- Les indicateurs parasitaires

Cryptosporidium est un parasite plutôt petit et compte parmi les plus résistants à la chloration. On estime qu'un traitement efficace pour éliminer de façon sécuritaire ce parasite sera suffisamment efficace contre les autres parasites. Par contre, ils sont plus gros que les bactéries et c'est pourquoi ils ne peuvent contaminer une eau souterraine bien protégée. Très souvent, les épidémies répertoriées pour *Cryptosporidium* surviennent dans des systèmes à traitement complet ayant démontré une déficience dans le système de filtration.

En raison de contraintes analytiques, il n'y a toutefois aucun contrôle direct de ces microorganismes. Ces analyses sont longues, coûteuses et exigent la filtration d'un grand volume d'eau (jusqu'à 1000 litres). Des recherches sont présentement en cours et il est à prévoir qu'une méthode adéquate sera disponible prochainement.

L'analyse des bactéries sporulantes aérobies (BSA) est un indicateur intéressant pour évaluer la performance d'une filière de traitement d'enlèvement des parasites. Les BSA ne représentent aucun risque sanitaire et sont présentes en abondance dans le sol et toutes les eaux de surface. Elles se cultivent facilement et à faible coût. Après une filtration conventionnelle, le taux d'abattement des spores bactériennes est comparable à celui des oocystes de *Cryptosporidium* ou est un peu moindre.

Le suivi des particules de petites dimensions (quelques microns) est aussi un outil intéressant pour évaluer la performance de chaque étape du système de filtration en regard de l'enlèvement des kystes et oocystes de *Giardia* et *Cryptosporidium*. Le maintien de la plus faible et stable turbidité est un objectif à atteindre. Les contraintes de traitement exprimées en termes de degré d'enlèvement des parasites *Giardia* et *Cryptosporidium* sont respectées par le biais d'équivalence selon les technologies de traitement en place.

Ces indicateurs sont comparés, les uns aux autres, sur la base de quatre usages différents (cf. tableau XIV) : le risque sanitaire, la contamination fécale, l'efficacité de traitement et la qualité du réseau.

Tableau XIV : Description et usage des principaux indicateurs utilisés en microbiologie de l'eau potable

| Indicateurs | Risque sanitaire | Contamination fécale | Efficacité du traitement | Qualité du réseau | Commentaires |
|--------------------------------------|------------------|----------------------|--------------------------|-------------------|---|
| Escherichia coli | +++ | ++++ | +++ | + | Contamination fécale certaine et récente Risque sanitaire (présence soupçonnée de pathogènes) |
| Coliformes fécaux | ++ | +++ | +++ | + | Contamination fécale probable |
| Coliformes totaux | ± | + | ++++ | ++ | Indicateur standard de la qualité de l'eau distribuée et du traitement (récurrence à surveiller) |
| BHAA | ± | + | ++++ | ++++ | Qualité générale de l'eau distribuée incluant le traitement et la dégradation dans le réseau |
| Colonies atypiques | ± | + | ++++ | +++ | Qualité générale de l'eau distribuée incluant le traitement et la dégradation dans le réseau |
| Entérocoques | ++ | +++ | +++ | + | Contamination fécale probable (doit être utilisé avec E. coli.) |
| Coliphages | ++ | +++ | +++ (virus) | - | Contamination fécale probable; présence de virus potentiellement pathogènes. |
| Bactéries sporulantes aérobies (BSA) | - | - | +++ (parasites) | - | Bon indicateur de l'efficacité du traitement à enlever (filtration) et inactiver (chloration) les parasites |
| Turbidité | +++ | - | ++++ | ++++ | Associé au risque sanitaire global (parasites, virus et bactéries) pour une eau contaminée. |
| Désinfectant résiduel | ± | - | + | ++++ | Avec BHAA, qualité générale de l'eau distribuée (différent de la chloration comme traitement). |

(Source : Guide de conception des installations de production d'eau potable, ministère de l'Environnement du Québec, RÉSEAU environnement juin 2001, Version préliminaire)

2.3 Les bactéries VBNC

2.3.1 Notion de bactéries viables mais non cultivable

Le traitement de l'eau a pour but l'élimination de germes pathogènes présents dans la ressource d'eau brute. La recherche systématique des pathogènes lors des analyses de contrôle étant trop coûteuse, on recherche des germes tests, aussi sensibles au traitement que les germes pathogènes, et témoins de la présence possible de germes pathogènes. Cependant, un certain nombre de microorganismes sont introduits dans le réseau, les procédés de traitements physico-chimiques classiques ne permettant pas d'assurer avec fiabilité une élimination totale des microorganismes.

Cependant, certaines bactéries entrant dans les réseaux de distribution ont résisté au traitement, mais sont plus ou moins affectées par celui-ci. Ces bactéries présentent alors différents états physiologiques allant des bactéries vivantes aux bactéries mortes (cf. figure 12).

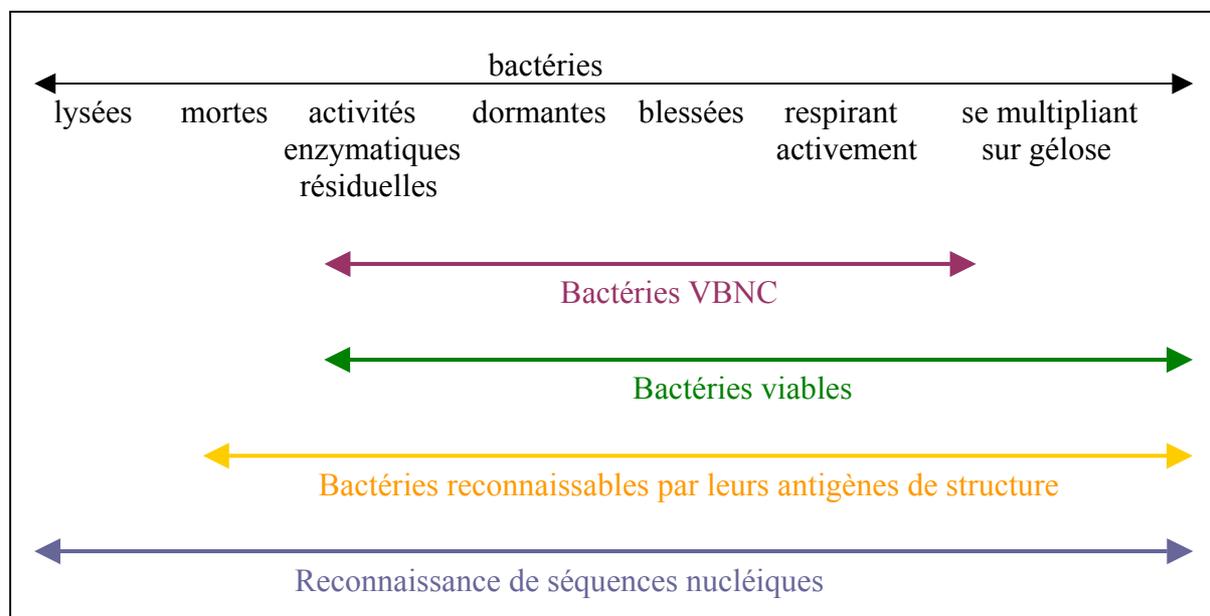


Figure 12 : Classification physiologique schématique des bactéries (Block, 1992)

Ces bactéries, selon leur état physiologique, peuvent avoir perdu :

- leur activité de synthèse protéique,
- leur activité respiratoire,
- leur intégrité membranaire,
- l'intégrité de leur génome.

Les bactéries qualifiées de bactéries viables mais non cultivables ("viable, but not culturable", VBNC) sont définies comme des cellules ayant une activité métabolique mais étant incapables de se diviser. Or la division cellulaire et donc la formation de colonies est la capacité requise pour un dénombrement bactérien sur milieu de culture. En appliquant cette

définition, plus de 65% des populations bactériennes pourraient être considérées comme des cellules VBNC (Kalmbach *et al*, 1997).

2.3.2 Conséquences sur le contrôle de la qualité de l'eau potable

Au sein des réseaux, les bactéries, affectées par le traitement de potabilisation, présentent un métabolisme actif, communément utilisés pour les analyses de routine. Or, lors de ces analyses, seule la capacité de reproduction des cellules est considérée comme un indicateur de détermination de la viabilité des microorganismes.

Cependant, moins de 1% des populations bactériennes des milieux oligotrophes, constitués par les réseaux de distribution d'eau potable, peuvent être cultivées sur les milieux de culture couramment utilisés pour les analyses de routine. Ces bactéries sont donc incapables de se développer et de former des colonies sur les milieux nutritifs, bien qu'elles présentant un métabolisme actif.

La technique d'évaluation de la qualité des eaux potables distribuées, basée sur la culture sur milieu gélosé enrichi, des bactéries présentes dans l'échantillon d'eau permet alors de distinguer :

- les bactéries cultivables, qui peuvent former des colonies sur milieu de culture, et qui sont donc considérées comme viables,
- les bactéries non cultivables, c'est à dire les bactéries non détectables par les méthodes de recherche classiquement mises en oeuvre par les pouvoirs publics ou les industriels.

Or, comme nous l'avons vu précédemment, non cultivabilité n'est pas synonyme de non viabilité.

Ainsi, des dénombrements bactériens réalisés à partir d'échantillons d'eau de réseaux de distribution d'eau potable ont été effectués sur différents milieux de culture :

- test normalisé, utilisant une gélose AFNOR, avec une incubation à 22°C, pendant 72 heures,
- test normalisé, utilisant une gélose AFNOR, avec une incubation à 37°C, pendant 24 heures,
- test utilisant une gélose R2A, avec une incubation à 22°C, pendant 7 jours. Cette gélose est moins sélective, car constituée de molécules organiques plus simples, donc plus accessible.

Parallèlement à ces cultures, un dénombrement bactérien total par épifluorescence au microscope est réalisé. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 13.

Ces résultats indiquent que, selon le milieu de culture utilisé, le nombre de microorganismes mis en évidence est différent. Ces milieux nutritifs sont donc plus ou moins sélectifs vis-à-vis des microorganismes présents. Une sélection par le temps d'incubation peut également être observable (augmentation du nombre de microorganismes mis en évidence avec le temps d'incubation). Ceci montre la nécessité d'un temps d'adaptation des bactéries lors du transfert d'un milieu oligotrophe (eau potable) à un milieu de culture enrichi.

Ceci peut être expliqué de la manière suivante :

- la majorité des populations bactériennes présentes, ne sont pas viables, les espèces bactériennes ne sont alors pas cultivables sur de tels milieux,
- la majorité des cellules sont viables et actives, mais sont entrées dans un stade métabolique "viable mais non cultivable" (Viable But Non Cultivable VBNC), qui représente une adaptation au milieu oligotrophe.

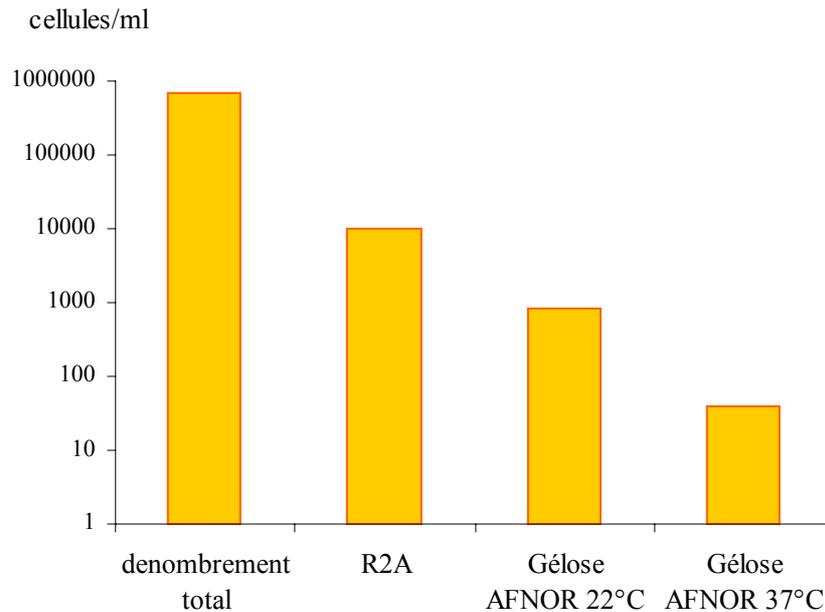


Figure 13 : Comparaison des dénombrements bactériens d'eau de réseau en utilisant les méthodes normalisées (gélose AFNOR 22°C, 72 heures et gélose AFNOR 37°C, 24 heures), des méthodes moins sélectives (gélose R2A 22°C, 7 jours) et le dénombrement total (épifluorescence au microscope).

Or la viabilité des microorganismes est cruciale pour évaluer l'efficacité des traitements d'inactivation. La flore bactérienne identifiée par des techniques classiques de comptage de flore sur gélose n'est pas représentative des bactéries effectivement présentes dans l'eau produite, et notamment les bactéries blessées et stressées par le traitement.

Cela souligne la non-adaptation des milieux de cultures aux bactéries, ce qui se traduit par un écart entre le nombre de bactéries totales et le nombre de bactéries cultivables. Or la présence de bactéries VBNC dans l'eau issue de l'usine de traitement induit un risque de reviviscence bactérienne dans le réseau de distribution et par la suite la formation de biofilms. De plus, ces bactéries gardent leur éventuel pouvoir pathogène, ce qui peut avoir pour conséquence une contamination microbiologique des consommateurs.

CONCLUSION

Les réseaux de distribution d'eau potable ne peuvent plus aujourd'hui être considérés comme de simples outils de transport de l'eau jusqu'aux consommateurs. Ils constituent un véritable réacteur biologique, à l'intérieur duquel se met en place une dynamique bactérienne, et où une croissance des microorganismes est observable, au détriment de la matière organique biodégradable, ou au détriment d'autres microorganismes.

En effet, ces milieux sont colonisés par plusieurs groupes principaux : les bactéries, les protozoaires, les algues, les champignons et les levures. Pour chacun de ces groupes, de nombreuses espèces ont pu être identifiées.

L'idée d'une eau potable, distribuée dans les réseaux, biologiquement stable, c'est à dire pour laquelle la croissance bactérienne, la consommation de matière organique biodégradable et la prédation ne sont pas significatives, est donc à remettre en question.

En effet, l'utilisation de désinfectants, aux concentrations habituellement rencontrées, ne permet en aucun cas l'inhibition totale de la prolifération bactérienne. La croissance bactérienne en réseau n'est donc que faiblement limitée par l'action d'oxydants, ces derniers réagissant avec les composés organiques et la paroi interne des canalisations.

Une proposition serait l'augmentation des doses de désinfectant appliquées. Cependant, cette augmentation entraînerait celle de la formation de sous-produits avec dépassement possible des normes de potabilité de l'eau, et avec l'apparition de saveurs ("goût de chlore" de l'eau) conduisant à des plaintes des consommateurs.

Pour limiter la reviviscence bactérienne en réseau de distribution, l'action doit être menée sur la cause de la présence de ces microorganismes et de leur multiplication, soit la matière organique biodégradable et l'apport de microorganismes. Ceci suppose une optimisation des filières de traitement, avec notamment l'intégration de techniques membranaires.

BIBLIOGRAPHIE

- AGBEKODO K.M., LEGUBE B., COTE P., BOURBIGOT M.M., 1994, *Performance de la nanofiltration pour l'élimination de la matière organique naturelle : essais sur l'usine de Méry/Oise*, Sci. Eau, **7**, p. 183-200.
- AMBLARD C., BOURDIER G., CARRIAS J.F., MAURIN N., QUIBLIER C., 1996, *Evolution saisonnière de la structure des communautés microbiennes dans un réservoir d'eau potable*, Water Research, **30**, p. 613-624.
- ANSELME C., MANDRA V., BAUDIN L., JACANGELO J.G., MALLEVIALE J., 1993, *Removal of total organic matters and micropollutants by membrane processes in drinking water treatment*, Water supply, **11**, (3/4), p. 249-258.
- APPENZELLER B.M.R., BATTE M., MATHIEU L., BLOCK J.C., LAHOUSSINE V., CAVARD J. et GATEL D., 2001, *Effect of adding phosphate in drinking water on bacterial growth in slightly and highly corroded pipes*, Water Research, **35**, p.248-253.
- BLOCK J.C., 1992, *Biofilms in drinking water distribution systems*. In *Biofilms – Science and Technology*, p.469-485, L.F. Melo et al. (eds), Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.
- BLOCK J.C., HAUDIDIER K., PAQUIN J.L., MIAZGA J., et LEVI Y., 1993, *Biofilm accumulation in drinking water distribution systems*, Biofouling, **6**, p. 333-343.
- BLOCK J.C., 1996, *Diversité microbiologique des réseaux de distribution d'eau potable*, Bull.Soc.Fr.Microbiol., **11**, (HS), p7-10.
- BLOCK J.C., SIBILLE I., GATEL D., REASONER D.J., LYKINS B. et CLARK M., 1997, *Biodiversity in drinking water distribution systems : a brief review*, p.63-70. In *The microbiological quality of water*. Proceedings of the IWSA-FBA Specialized Conference, Royal Institute of Public Health Hygiene Publishers, London, England.
- BLOCK J.C., MOUTEAUX L., GATEL D. & REASONER D.J., 1997, *Survival and Growth of E. coli in Drinking Water Systems*, in *Coliforms and E. coli – Problem or Solution ?*, edited by David Kay, Environment Centre, University of Leeds, UK, and Colin Fricker, Thames Water Utilities, Reading, UK, The royal society of chemistry.
- BLOCK J.C., APPENZELLER B.M.R., 2001, *Biofilms et distribution d'eau potable*, Bull . Soc. Fr. Microbiol, **16**, (1), p.7-12.
- BROWN M., BARKER J., 1999, *Unexplored reservoirs of pathogenic bacteria : protozoa and biofilms*, Trends in Microbiology, **7**, (1), p. 46-50.
- CAPELLIER M., PICOCHÉ C., DEGUIN A, 1992, *Devenir du CODB dans les réseaux de distribution : étude de deux cas*, Sci. Eau, **5**, p. 51-67.

- CHANDY J.P. et ANGLES M.L., 2001, *Determination of nutrients limiting biofilm formation and the subsequent impact on disinfectant decay*, Water Research, **35**, (11), p.2677-2682.
- CHANTEREAU J., Corrosion bactérienne : bactéries de la corrosion, Lavoisier, Technique et Documentation, 2^{ème} édition, 262 p.
- CHEN Y.S.R., SPROUL O.J. and RUBIN A.J., 1985, *Inactivation of Naegleria gruberi Cysts by Chlorine Dioxide*, Water Research, **19**, (6), p. 783.
- DE LEON R., ROSE J.B., BOSCH A., TORRELLA F., ERBA C.P., 1993, *Detection of Giardia, Cryptosporidium and enteric viruses in surface and tap water samples in Spain*, Int. Jour. Environ. Hlth Res., **3**, p. 121-129.
- FASS S., DINCHER M.L., REASONER D.J., GATEL D. et BLOCK J.C., 1996, *Fate of Escherichia coli experimentally injected in a drinking water distribution pilot system*, Water Research, **30**, (9), p.2215-2221.
- FINCH G.R., BLACK E.K. and GYUREK L.L., 1994, *Ozone and Chlorine Inactivation of Cryptosporidium*, Conference proceedings, Water Quality Technology Conference, Part II. San Francisco, CA.
- GAUTHIER Y. et ISOARD P., 1989, *L'adhésion des bactéries sur les surfaces*, Industries alimentaires et agricoles, **106**, (1-2), p. 31-33.
- GAUTHIER V., ROSIN C., MATHIEU L., PORTAL J.M., BLOCK J.C., CHAIX P., GATEL D., 1996, *Characterization of the loose deposits in drinking water distribution systems*. In Proceedings of the AWWA Water Quality Technology Conference American Water Works Association, Boston, Mass.
- GAUTHIER V., PORTAL J.M., YVON J., ROSIN C., BLOCK J.C., LAHOUSSINE V., BENABDALLAH S., CAVARD J., GATEL D. et FASS S., 2001, *Characterization of suspended particles and deposits in drinking water reservoirs*, Water Supply, **1**, (4), p.89-94.
- HASLEY C. et LECLERC H., 1993, *Microbiologie des eaux d'alimentation*, Technique et Documentation, Lavoisier.
- JORET J.C. and LEVI Y., 1986, *Méthode rapide d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique*, Trib. CEBEDEAU, **39**, p. 3-9.
- JORET J.C., LEVI Y. and VOLK C., 1991, *Biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) content of drinking water and potential regrowth of bacteria*, Water Sci. Technol., **2**, p. 95-101.
- KALMBACH S., MANZ W. et SZEWZK U., 1997, *Isolation of new bacterial species from drinking water biofilms and proof of their in situ dominance with highly specific 16S rRNA probes*, Applied and environmental microbiology, **63**, (11), p. 4164-4170.

- KAPLAN L.A. and BOTT T., 1993, *Evaluation and simplification of the assimilable organic carbon nutrient bioassay for bacterial growth in drinking water*, Applied and Environmental Microbiology, **59**, (5), p.1532–1539.
- KELLEY S.M. and SANDERSON W.W., 1960, *The Effect of Chlorine in Water on Enteric Viruses 2, The Effect of Combined Chlorine on Poliomyelitis and Coxsackie Viruses*, Amer. Jour. Publ. Health., **50**, (1), p.14.
- KELLEY J., PITCHERS R., PATERSON R., KINSEY G., BUZONIK J., 1997, *The occurrence and significance of fungi in water distribution systems*, Conférence internationale sur les Biofilms dans les systèmes aquatiques, Warwick.
- KING C.H., SHOTTS E.B., WOOLEY R.E., PORTER K.G., 1988, *Survival of coliforms and bacterial pathogens within protozoa during chlorination*, Applied and Environmental Microbiology, **54**, (12), p. 3023-3033.
- LE CHEVALLIER M.W., BABCOCK T.M. et LEE R.G., 1987, *Examination and characterization of distribution system biofilms*, Applied Environment and microbiology, **53**, (12), p. 2714-2724.
- LE CHEVALLIER M.W., 1990, *Coliform regrowth in drinking water : a review*, Journal of Water Works Association, **82**, p. 74-86.
- LECHEVALLIER M.W., NORTON W.D., LEE R.G., 1991, *Giardia and Cryptosporidium sp., in filtered drinking water supplies*, Appl. Environ. Microbiol., **57**, p.2617-2621.
- LE CHEVALLIER M.W., SHAW N.J., SMITH D.E., 1994, *Factors related to regrowth of coliform bacteria*, Proceedings of American Water Works Association WQTC meeting, San Francisco, p. 657-661.
- LEVI Y., 1995, *Les paramètres influençant le développement des germes dans les réseaux d'eau potable*, Technique Science et Méthode, **3**, p.240-245.
- MARTIN R.S., 1982, *Factors affecting coliform bacteria growth in distribution systems*, Journal of American Water Works Association, **82**, p. 74-86.
- MATHIEU L., PAUIN J.L., BLOCK J.C., RANDON G., MAILLARD J. et REASONER D., 1992, *Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution*, Science Eau, **5**, p. 91-112.
- MATHIEU L., PAQUIN J.L., HENRIET C., CAVARD M., et HARTEMANN P., 1998, *Influence de la nature des matériaux des canalisations sur la prolifération bactérienne : mise en œuvre des tests anglais et hollandais*, Techniques, sciences et méthodes, **2**, pp. 37-45.
- MATHIEU L., OGER M.L., BLOCK J.C., 1998, *Stabilité biologique des eaux distribuées dans un réseau soumis à des variations saisonnières de consommation*, Techniques, sciences et méthodes, **2**, p. 46-54.

- MATSUMOTO G., 1983, *Changes in organic constituents in river water during incubation*, Sci. Eau, **17**, p. 1803-1810.
- MEYER J.L., EDWARDS R.T., RISLEY R., 1987, *Bacterial growth on dissolved organic carbon from a blackwater river*, Microbiol. Ecol, **13**, p.13-29.
- MOUCHET P. et POURRIOT R., 1992, *Pénétration et développement de microinvertébrés dans les réseaux de distribution d'eau potable*, Techniques Sciences Méthodes, **7-8**, p. 353-368.
- PAQUIN J.L., BLOCK J.C., HAUDIDIER K., HARTEMANN P., COLIN F., MIAGZA J. et LEVI Y., 1992, *Effet du chlore sur la colonisation bactérienne d'un réseau expérimental de distribution d'eau*, Science Eau, **5**, p. 399-414.
- PARENT A., SABY S., SARDIN M., BLOCK J.C. et GATEL D., 1996, *Contribution of biofilms to the chlorine demand of drinking water distribution systems*, In Proceedings of the AWWA Water Quality Technology Conference American Water Works Association, Boston, Mass.
- RIBAS F., FRIAS J., HUGUET J.M., LUCENA F., 1997, *Efficiency of various water treatment processes in the removal of biodegradable and refractory organic matter*, Water research, **31**, (3), p. 639-649.
- RIDENOUR G. M. and INGOLS R.S., 1947, *Bactericidal Properties of Chlorine Dioxide*, J. Am. Water Works Assoc., **39**.
- ROSE J.B., GERBA C.P., JAKUBOWSKI W., 1991, *Survey of potable water supplies for Cryptosporidium and Giardia*, Environ. Sci. Technol, **25**, p. 1393-1400.
- ROSENZWEIG W.D., MINNIGH H., PIPES N.O., 1986, *Fungi in potable water distribution systems*, Res. Technol., p. 53-55.
- SERVAIS P., BILLEN G. and HASCOET M. C., 1987, *Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters*, Water Research, **21**, p. 445-450.
- SERVAIS P., BILLEN G., BOUILLOT P., 1991, *Activité biologique dans un filtre à charbon actif en grains*, Sci. Eau, **4**, p. 483-498.
- SERVAIS P., BILLEN G., VENTRESQUE C., BABLON .P., 1991, *Microbial activity in GAC filters at the Choisy-le-Roi treatment plant*, Journal of American Water Works Association, **83**, (2), p. 62-68.
- SERVAIS P., LAURENT P., RANDON G, 1995, *Comparison of the bacterial dynamics in various French distribution systems*, Journal Water SRT-Aqua, **44**, (1), pp.10-17.
- SIBILLE I., 1997, *Stabilité biologique d'un réseau de distribution alimenté avec une eau nanofiltrée*, Thèse, Université Nancy.

- SIBILLE I., MATHIEU L., PAAUIN J.L., GATEL D. et BLOCK J.C., 1997, *Microbial characteristics of a distribution system fed with nanofiltered drinking water*, Water Research, **31**, 9, p. 2318-2326.
- SIBILLE I., 1998, *Stabilité biologique des réseaux de distribution d'eau potable*, Année Biologique, **78**, p. 117-161.
- SIBILLE I., SIME-NGANDO T., MATHIEU L. et BLOCK J.C., 1998, *Protozoan bacterivory and Escherichia coli survival in drinking water distribution systems*, Applied and Environmental Microbiology, **64**, (1), p. 197-202.
- SPROUL O. J. et al., 1983. *Comparison of Chlorine and Chlorine Dioxide for Inactivation of Amoebic Cyst*, Envir. Technol. Letters, 4:335.
- STRINGER R. and KRUSE C.W., 1970, *Amoebic Cysticidal Properties of Halogens*, Conference proceedings, National Specialty Conference on Disinfection, ASCE, New York.
- VAN DER KOOIJ D., 1982, *Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth*, J. Am. Water Works Assoc., **84**, p. 57–65.
- VAN DER KOOIJ D., 1982, *Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water*, J. Am. Water Works Assoc., **74**, (10), p. 540–545.
- VAN DER KOOIJ D., 1990, *Assimilable organic carbon (AOC) in drinking water*, In Gordon A. McFeters ed Drinking Water Microbiology, New York.
- VOLK C. et JORET J.C., 1994, *Paramètres prédictifs de l'apparition des coliformes dans les réseaux de distribution d'eau d'alimentation*, Science de l'Eau, **7**, p. 131-152.
- WATTIE E. and BUTTERFIELD C.T., 1944, *Relative Resistance of Escherichia coli and Eberthella typhosa to Chlorine and Chloramines*, Public Health Repts. 59:1661.

*
* *

- Guide de conception des installations de production d'eau potable, présenté au ministère de l'Environnement du Québec, Document préparé par RESEAU environnement, juin 2001, Version préliminaire.
- Mémento du gestionnaire de l'alimentation en eau potable : Eau dans la ville, alimentation en eau, Technique et Documentation, Lavoisier, 1994, p. 305-310.
- La dégradation de la qualité de l'eau potable dans les réseaux, Documentation technique FNDAE, HS n°12, Ministère de l'agriculture et de la pêche.
- USEPA. *Guidance Manual – Alternative Disinfectants and Oxidants*, EPA 815-R-99-014, April 1999.

TABLE DES MATIERES

| | |
|--|-----------|
| Introduction | 1 |
| Les réseaux de distribution | 2 |
| 1 Les réseaux de distribution d'eau potable en tant que réacteur complexe | 2 |
| 2 Réacteur biphasique / biologique | 3 |
| 2.1 Réacteur biphasique | 3 |
| 2.2 Réacteur biologique..... | 4 |
| 3 Evolution de la qualité de l'eau le long d'un système de distribution d'eau potable..... | 5 |
| 4 Notion de biofilm | 6 |
| 4.1 Définition | 6 |
| 4.2 Origine des microorganismes..... | 7 |
| 4.3 Conséquences du développement d'un biofilm dans les réseaux | 7 |
| 4.3.1 Conséquences de la présence d'un biofilm sur le réseau de distribution..... | 7 |
| 4.3.2 Conséquences du développement de biofilm pour les consommateurs | 8 |
| Biodiversité des Réseaux de Distribution d'Eau Potable | 9 |
| 1 Développement d'un biofilm bactérien au sein des réseaux | 9 |
| 1.1 Formation du biofilm | 9 |
| 1.1.1 Transport des microorganismes | 10 |
| 1.1.2 Attachement des microorganismes..... | 10 |
| 1.1.3 Colonisation du support | 10 |
| 1.2 Organisation des biofilms au sein des systèmes de distribution d'eau potable..... | 12 |
| 1.2.1 Structure des biofilms..... | 12 |
| 1.2.2 Répartition le long d'un réseau de distribution | 13 |
| 1.3 Régulation physique de la croissance des biofilms | 13 |
| 2 Populations microbiennes des réseaux de distribution..... | 14 |
| 2.1 Bactéries | 14 |
| 2.2 Protozoaires..... | 16 |
| 2.3 Autres microorganismes..... | 18 |
| 2.4 Les macroinvertébrés | 19 |
| 3 Formation de chaîne trophique..... | 19 |
| 3.1 Relation proies-prédateurs..... | 19 |
| 3.2 Régulation biologique de la croissance du biofilm | 20 |
| Facteurs contrôlant la Reviviscence Bactérienne..... | 23 |
| 1 Nature des matériaux de canalisations | 23 |

| | | |
|-------|--|----|
| 1.1 | Les matériaux métalliques..... | 23 |
| 1.2 | Les matériaux organiques..... | 24 |
| 2 | La température..... | 26 |
| 3 | Les nutriments..... | 26 |
| 3.1 | Les nutriments carbonés..... | 26 |
| 3.1.1 | Composition de la matière organique des eaux de distribution..... | 26 |
| 3.1.2 | Caractère de biodégradabilité de la matière organique..... | 27 |
| 3.1.3 | Reviviscence microbienne..... | 28 |
| 3.2 | Autres nutriments..... | 29 |
| 4 | La désinfection..... | 30 |
| 4.1 | Principe..... | 30 |
| 4.2 | La demande en désinfectant..... | 31 |
| 4.3 | Oxydants utilisés en désinfection de l'eau potable..... | 31 |
| 4.3.1 | Irradiation UV..... | 32 |
| 4.3.2 | Chlore..... | 33 |
| 4.3.3 | Monochloramines..... | 33 |
| 4.3.4 | Dioxyde de chlore..... | 33 |
| 4.4 | Phénomènes de résistance aux désinfectants..... | 34 |
| 5 | Prévention de la reviviscence bactérienne en réseau de distribution d'eau potable..... | 35 |
| 5.1 | Prévention en amont du réseau de distribution..... | 36 |
| 5.2 | Au niveau du réseau de distribution..... | 38 |
| 5.2.1 | Entretien des réseaux..... | 38 |
| 5.2.2 | Evaluation de l'innocuité microbiologique des matériaux..... | 40 |

Réglementation..... 42

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Réglementation vis-à-vis des matériaux en contact avec l'eau destinée à la consommation humaine..... | 42 |
| 1.1 | Les matériaux à utiliser..... | 42 |
| 1.2 | Cas des matériaux de type organique..... | 43 |
| 1.3 | Cas des matériaux de type métallique..... | 43 |
| 2 | Réglementation vis-à-vis de l'eau destinée à la consommation humaine..... | 44 |
| 2.1 | Contexte de la réglementation en matière d'eau destinée à la consommation humaine..... | 44 |
| 2.2 | Les analyses microbiologiques : nature, fréquence..... | 45 |
| 2.2.1 | Paramètres microbiologiques..... | 45 |
| | bactériophages fécaux..... | 45 |
| 2.2.2 | Nature et fréquences des analyses microbiologiques de l'eau potable..... | 45 |
| 2.2.3 | les indicateurs utilisés en microbiologie de production d'eau potable..... | 47 |
| 2.3 | Les bactéries VBNC..... | 51 |
| 2.3.1 | Notion de bactéries viables mais non cultivable..... | 51 |
| 2.3.2 | Conséquences sur le contrôle de la qualité de l'eau potable..... | 52 |

| | |
|---------------------------------|-----------|
| Conclusion | 54 |
| Table des Matières | 60 |
| Table des Figures | 62 |
| Table des Tableaux | 63 |
| Annexes | 64 |

TABLE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| <u>Figure 1</u> : Schéma d'un réseau réacteur | 2 |
| <u>Figure 2</u> : Le réseau de distribution d'eau potable en tant que réacteur biologique biphasique | 5 |
| <u>Figure 3</u> : Exemple de l'altération de la qualité microbiologique le long d'un système de distribution d'eau potable..... | 6 |
| <u>Figure 4</u> : Représentation schématique de la formation et de la structure d'un biofilm au sein d'un réseau de distribution d'eau potable | 11 |
| <u>Figure 5</u> : Comportement d' <i>Escherichia coli</i> introduit expérimentalement dans un réseau de distribution d'eau | 15 |
| <u>Figure 6</u> : Schéma de la chaîne alimentaire des réseaux de distribution..... | 20 |
| <u>Figure 7</u> : Densité d' <i>E. coli</i> dans des réseaux alimentés par un eau filtrée sur CAG et une eau nanofiltrée..... | 21 |
| <u>Figure 8</u> : Production bactérienne en millions de cellules par millilitre | 25 |
| <u>Figure 9</u> : Fluctuations des concentrations en COD et COA, et des abondances en bactéries en suspension (dénombrement par épifluorescence), en fonction du temps de résidence hydraulique dans un réseau de distribution d'eau potable | 28 |
| <u>Figure 10</u> : Relation entre la teneur en CODB et les cellules bactériennes fixées ou planctoniques..... | 29 |
| <u>Figure 11</u> : Evolution de la densité bactérienne totale et des bactéries cultivables fixées, dans un réseau expérimental de distribution alimenté avec une eau CAG chlorée en continu pendant 14 jours | 35 |
| <u>Figure 12</u> : Classification physiologique schématique des bactéries | 51 |
| <u>Figure 13</u> : Comparaison des dénombrements bactériens d'eau de réseau en utilisant les méthodes normalisées, des méthodes moins sélectives et le dénombrement total.... | 53 |

TABLE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| <u>Tableau I</u> : Quelques espèces bactériennes mises en évidence dans divers réseaux de distribution d'eau potable post-chlorée..... | 14 |
| <u>Tableau II</u> : Concentrations en protozoaires, observables au sein de réseau de distribution alimenté par un eau filtrée sur CAG..... | 17 |
| <u>Tableau III</u> : Liste de genres et espèces de protozoaires rencontrés dans différents réseaux français de distribution d'eau potable | 17 |
| <u>Tableau IV</u> : Liste de genres d'algues et champignons dénombrés dans différents réseaux de distribution d'eau potable..... | 19 |
| <u>Tableau V</u> : Relargage de carbone organique assimilable pour différents matériaux organiques et incidence sur la croissance bactérienne..... | 25 |
| <u>Tableau VI</u> : Valeurs guides indicatives pour minimiser le potentiel nutritif..... | 29 |
| <u>Tableau VII</u> : Liste des CT requis, selon le type d'oxydant, pour l'inactivation de 90% d'un organisme cible | 32 |
| <u>Tableau VIII</u> : Dose nécessaire pour l'inhibition d'organismes cibles par irradiation UV..... | 32 |
| <u>Tableau IX</u> : Efficacité d'élimination des matières organiques et des cellules bactériennes par un procédé de nanofiltration appliqué à une eau filtrée sur sable ou une eau ozonée puis filtrée sur CAG..... | 38 |
| <u>Tableau X</u> : Tests de conformité microbiologique pour différents matériaux selon les test anglais et hollandais | 40 |
| <u>Tableau XI</u> : Paramètres microbiologiques..... | 45 |
| <u>Tableau XII</u> : Les différents types d'analyses bactériologiques | 46 |
| <u>Tableau XIII</u> : Fréquence minimale des échantillonnage et des analyses pour les eaux destinées à la consommation humaine | 47 |
| <u>Tableau XIV</u> : Description et usage des principaux indicateurs utilisés en microbiologie de l'eau potable | 50 |

ANNEXES

Annexe 1 : Schéma des phénomènes intervenant dans la biocorrosion bactérienne.

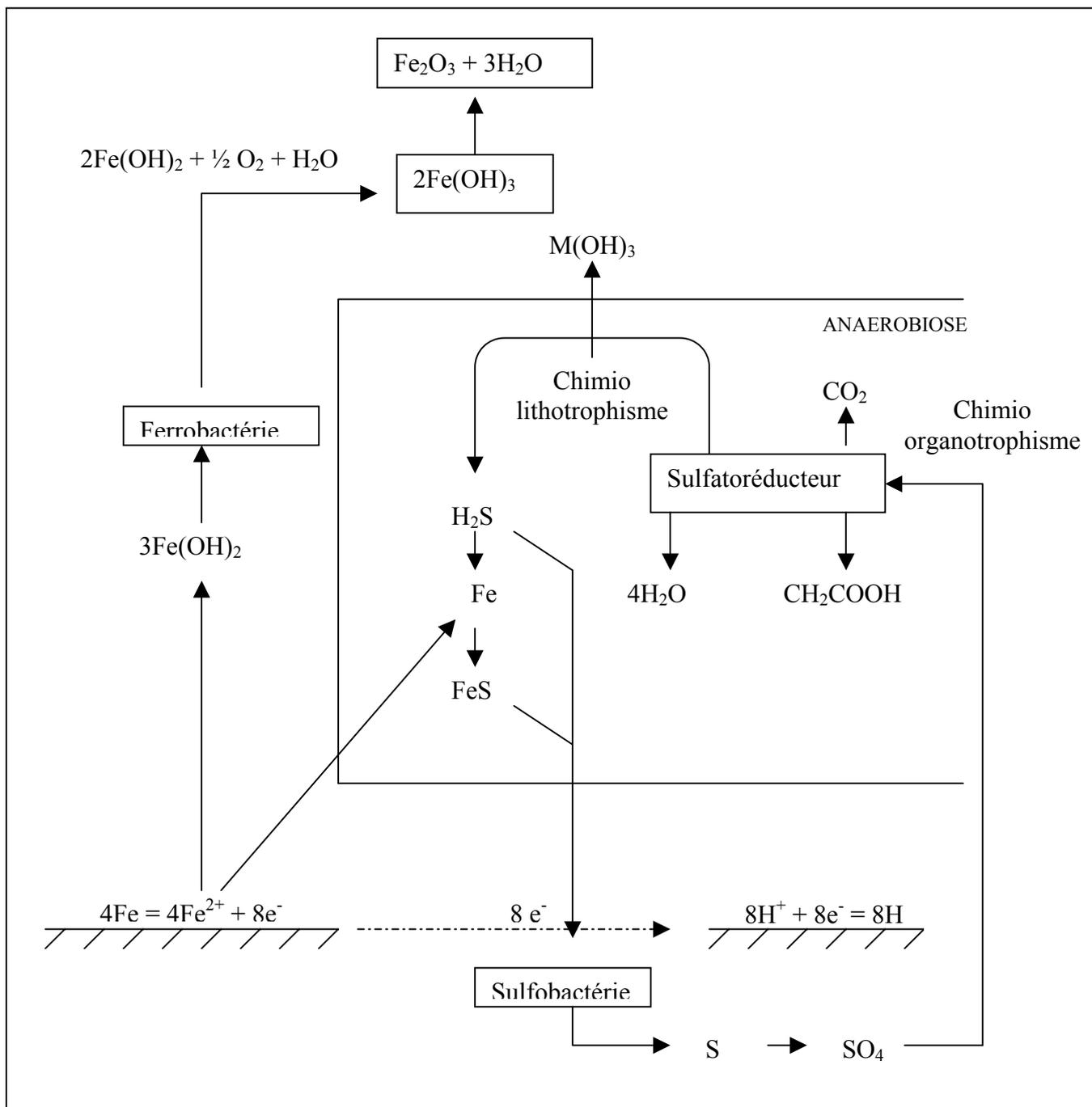
Annexe 2 : Principales caractéristiques des tests anglais BS6920 et Hollandais BFP-method.

Annexe 3 : Mesure des effets des matériaux organiques sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

Annexe 4 : Fréquences annuelles d'analyses microbiologiques.

Annexe 1

Schéma des phénomènes intervenant dans la biocorrosion bactérienne (d'après Chantereau)



Annexe 2

Principales caractéristiques des tests anglais BS6920 et Hollandais BFP-method, de détermination de l'innocuité microbiologique des matériaux vis-à-vis de l'eau transportée (Mathieu *et al*, 1998).

| Caractéristiques | Test Anglais BS 6920 | Test Hollandais BFP-method |
|------------------------------------|--|--|
| Paramètres Mesures | O ₂ dissous consommé par la biomasse bactérienne présente dans l'eau en contact avec le matériau + paramètre supplémentaire : dénombrement bactérien par épifluorescence | Dosage de l'ATP des bactéries du biofilm développé sur les matériaux + estimation du potentiel de formation du biofilm (BFP) + paramètre supplémentaire : dénombrement bactérien par épifluorescence |
| Seuil de conformité | 2,3 mg O ₂ .L ⁻¹ | 500 pg ATP.cm ⁻² |
| Nombre d'éprouvettes par matériau | 3 (1 éprouvette par récipient de trempage) | 30 (15 éprouvettes réparties en deux récipients de trempage) |
| Rapport Surface/Volume | 0,16 cm ² .ml ⁻¹ | 0,013 cm ² .ml ⁻¹ |
| Préparation des éprouvettes | Rinçage pendant 10 minutes avec l'eau utilisée pour le test | Rinçage pendant 1 heure, sous courant d'eau froide du robinet |
| Préparation de l'échantillon d'eau | <ul style="list-style-type: none"> - dopage en azote et phosphore, - déchloration partielle de l'eau, - ajout de 100 ml d'inoculum, - ajout de 900 ml d'eau. | <ul style="list-style-type: none"> - 600 ml d'eau d'Evian, - 5 ml d'eau de rivière (inoculum), filtrée sur 5 µm pour éliminer la majorité des protozoaires. |
| Conditions expérimentales | <ul style="list-style-type: none"> - incubation de 7 semaines, à 30°C et à l'obscurité, - changement d'eau pendant l'incubation | <ul style="list-style-type: none"> - incubation de 16 semaines, à 25°C et à l'obscurité, - pas de renouvellement de l'eau. |
| Témoin positif Témoin négatif | paraffine verre | caoutchouc verre |

Mesure des effets des matériaux organiques sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

Méthodes d'essai et critères d'acceptation

(Source : circulaire DGS/VS4/N°94/9 du 25 janvier 1994)

Sont concernés par ces essais les matériaux organiques utilisés pour la fabrication, la réparation et la réhabilitation des éléments suivants :

- les canalisations (tubes et raccords) des réseaux de distribution extérieurs aux bâtiments ainsi que les joints utilisés pour leur assemblage,
- les tubes et raccords des installations intérieures de distribution d'eau froide équipant les immeubles,
- les réservoirs de stockage et de mise sous pression, les surpresseurs, les bâches de rupture et les cuves d'adoucisseurs mis en place dans les installations de distribution, publiques ou privées.

Ces essais concernent les matériaux fabriqués en usine et ceux fabriqués et mis en œuvre in situ et notamment les matériaux plastiques y compris les peintures et revêtements intérieurs, les matériaux bitumeux, les matériaux à base de liants hydrauliques au sein desquels ont été introduits des ajouts ou des adjuvants organiques, des caoutchouc et des élastomères.

La vérification de la conformité des résultats des essais est réalisée :

- en calculant, pour chaque paramètre défini ci-après, la différence entre les résultats des analyses effectuées sur les immersions et ceux obtenus sur les eaux témoins,
- en comparant cette différence avec l'augmentation maximale admissible.

Résultats de l'essai de criblage rapide

L'augmentation du seuil de goût doit être inférieure ou égale à 2.

L'augmentation de l'oxydabilité au KmnO_4 (mesurée en milieu acide) doit être inférieure ou égale à :

- ammonium $0,1 \text{ mg NH}_4.\text{L}^{-1}$
- nitrite $0,02 \text{ mg NO}_2.\text{L}^{-1}$
- carbone organique total 1 mg C.L^{-1}

Résultats de l'essai de criblage analytique

Pour les substances suivantes, l'augmentation de la concentration doit être inférieure ou égale à :

- carbone organique total 1 mg C.L^{-1}
- mercure $0,2 \text{ } \mu\text{g Hg.L}^{-1}$
- cadmium $1 \text{ } \mu\text{g Cd.L}^{-1}$
- sélénium $2 \text{ } \mu\text{g Se.L}^{-1}$

| | |
|----------------------------|----------------------------|
| - antimoine | 2 $\mu\text{g Sb.L}^{-1}$ |
| - chrome | 10 $\mu\text{g Cr.L}^{-1}$ |
| - arsenic | 10 $\mu\text{g As.L}^{-1}$ |
| - plomb | 10 $\mu\text{g Pb.L}^{-1}$ |
| - nickel | 10 $\mu\text{g Ni.L}^{-1}$ |
| - PCB | 0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ |
| - Tétrachlorure de carbone | 3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ |
| - Trichloroéthylène | 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ |
| - Tétrachloroéthylène | 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ |
| - Chloroforme | 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ |

Annexe 4

Fréquences annuelles d'analyses microbiologiques (échantillons prélevés à la ressource et en usine)

| Débit journalier (m ³ /jour) | Fréquences annuelles d'échantillonnage | | |
|---|--|----|-----|
| | RP | RS | P1 |
| Inférieur à 100 | - | - | 1 |
| De 100 à 399 | 1/2 | 2 | 2,5 |
| De 400 à 999 | 1/2 | 2 | 2,5 |
| De 1 000 à 1 999 | 1/2 | 2 | 3,5 |
| De 2 000 à 5 999 | 1 | 3 | 7 |
| De 6 000 à 9 999 | 2 | 6 | 8 |
| De 10 000 à 19 999 | 2 | 6 | 14 |
| De 20 000 à 29 999 | 4 | 12 | 22 |
| De 30 000 à 59 999 | 4 | 12 | 42 |
| De 60 000 à 99 999 | 4 | 12 | 70 |
| Supérieur ou égal 100 000 | 4 | 12 | 140 |

(Source : Décret n°91-527 du 7 mars 1991)

R : échantillonnage réalisé au point de puisage, avant traitement :

- RP : eaux souterraines
- RS : eaux superficielles

P : échantillonnage réalisé après traitement et avant refoulement ou au point de puisage en l'absence de traitement.

Fréquences annuelles d'analyse microbiologique (échantillons prélevés en distribution)

| Population desservie | Distribution (D) | |
|----------------------|---------------------|-----------------|
| | Eau non désinfectée | Eau désinfectée |
| 500 habitants | 2 | 4 |
| 2 000 habitants | 6 | |
| 5 000 habitants | 12 | |
| 10 000 habitants | 24 | 24 |
| 30 000 habitants | 60 | |
| 50 000 habitants | 90 | |
| 100 000 habitants | 150 | 240 |
| 150 000 habitants | 210 | |
| 300 000 habitants | 390 | 720 |

Pour les populations inférieures à 500 habitants, le nombre d'analyses en distribution est égal à 2 dans le cas d'eaux non désinfectées et à 4 dans le cas d'eaux désinfectées.

Pour les populations supérieures à 500 habitants, le nombre d'analyses à effectuer est obtenu par interpolation linéaire entre les chiffres fixés dans la colonne D, le chiffre étant arrondi à la valeur entière la plus proche.

Pour les populations supérieures à 300 000 habitants, le nombre d'analyses à effectuer est obtenu par extrapolation linéaire, le chiffre étant arrondi à la valeur entière la plus proche.

(Source : Décret n°91-527 du 7 mars 1991).