

UNIVERSITE LILLE 1  
LABORATOIRE GENIE CIVIL ET GEO-ENVIRONNEMENT

ECOLE DOCTORALE SCIENCES POUR L'INGENIEUR  
Université Lille Nord-de-France / EDSPI

## Thèse

*Présentée pour obtenir Le grade de Docteur de l'université Lille 1*

*Spécialité : Génie civil*

Amani ABDALLAH

15 Décembre 2015

RESEAUX D'EAU INTELLIGENTS: SURVEILLANCE DE LA  
QUALITE DE L'EAU PAR DES CAPTEURS EN LIGNE

*Azzedine HANI – Univesrité Badji Mokhtar Annaba Algérie*

*Aziz SOULHI – Professeur Ecolenationale supérieur de mines Rabat*

*Joep VAN DEN BROEKE – Docteur, Société Optiqua Pays BAs*

*Sami LALLAHEM – Docteur (HDR), Univesrité Lille 1, Société Ixcane*

*Marwan SADEK – Maître de conférence (HDR), Université Lille 1*

*Isam Shahrour – Professeur, Univesrité Lille 1*



**Année 2015**

**UNIVERSITE LILLE 1  
LABORATOIRE GENIE CIVIL ET GEO-ENVIRONNEMENT**

**ECOLE DOCTORALE SCIENCES POUR L'INGENIEUR  
Université Lille Nord-de-France / EDSPI**

## **Thèse**

*Présentée pour obtenir Le grade de Docteur de l'université Lille 1*

*Spécialité : Génie civil*

Amani ABDALLAH

**RESEAUX D'EAU POTABLE: SURVEILLANCE DE LA  
QUALITE DE L'EAU PAR DES CAPTEURS EN LIGNE**

## ***Remerciements***

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude au Professeur Isam Shahrour directeur du laboratoire de Génie Civil et de Géo Environnement pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire. Je le remercie pour sa gentillesse, ses conseils, pour son soutien récurrent, pour ses encouragements et ses précieuses suggestions tout au long de mon parcours. Qu'il soit assuré de ma profonde gratitude

Je remercie Monsieur Marwan Sadek, Maître de Conférences, HDR chez Université de Lille1. Je le remercie pour la confiance qu'il m'a témoignée et pour tous ses conseils. Son contact a d'ailleurs été très enrichissant tant au niveau humain qu'au niveau de mon travail. Il peut être assuré de mon sincère respect et de ma profonde gratitude.

Je souhaite également remercier mon comité de thèse pour l'honneur qu'ils m'ont fait en participant à ce jury ainsi que pour leurs instructions et échanges riches et fructueux qu'ils m'ont partagés.

Sont aussi bien concernés par mes remerciements spéciaux, mes collègues dans le laboratoire Elias, Hind, Ping, Fayez, Emmanuel, Marwan, Fatima, Natalia, Oras, Yves, Dina, Reda, Faten, Anna, Amine et Ramzi pour tout l'aide et le support qu'ils ont faits preuve aux moments difficiles. Je tiens à remercier tous mes amis que j'ai rencontrés à Lille, ils m'ont procuré un immense bien-être sous l'ambiance familiale et convivial que nous avons vécu. Je suis également reconnaissante à mes amis de grande date qui ont su m'apporter confiance et écoute à tous les moments.

Je remercie infiniment toute ma famille (qui ne cesse de s'agrandir) qui a contribué de près ou de loin à ce que je suis devenue. Mon amour infini et mes gratitudes sont adressés à mes parents et mes frères....Merci d'avoir croire en moi, merci pour toute l'aide que vous m'aviez apportée quand j'en ai eu besoin. Ce mémoire vous est dédié...

Dernier, mais certainement pas le moindre, je remercie Dieu. Vous me donniez le pouvoir de croire en ma passion et poursuivre mes rêves.



L'objectif de ce travail de thèse est d'évaluer les performances des systèmes proposés pour le contrôle en temps réel de la qualité d'eau dans le réseau d'eau potable. Il a été mené dans le cadre du projet européen SmartWater4Europe et du projet SunRise qui vise la construction d'un démonstrateur à grande échelle de la ville intelligente et durable sur le Campus de la Cité Scientifique. Ce dernier est équivalent à une ville de 25 000 habitants.

Le travail comporte 4 parties :

La première partie présente une étude bibliographique des travaux réalisés sur le suivi en temps réel de la qualité de l'eau. Il présente les paramètres utilisés pour surveiller la qualité de l'eau et les technologies disponibles pour suivre ces paramètres.

La seconde partie présente la construction d'un pilote en laboratoire pour l'analyse des performances des systèmes de contrôle de la qualité de l'eau. Après une description des systèmes utilisés (Eventlab, s::can et Intellisonde), on présente le mode opératoire suivi pour la réalisation des essais d'injection de contaminants et les résultats des essais préliminaires.

La troisième partie est consacrée à l'étude de l'efficacité du suivi du chlore pour la détection des contaminants microbiens. Nous avons étudié le changement de la demande en chlore libre résiduel induit par la présence des bactéries "Escherichia coli et Enterococcus faecalis" à différentes concentrations. Les résultats montrent que le suivi du chlore constitue un outil efficace pour la surveillance de la qualité microbiologique de l'eau potable.

La quatrième partie présente les réponses des systèmes Eventlab et s::can à l'injection de contaminants chimiques et biologiques. Les essais montrent une grande fiabilité d'Eventlab et de s::can pour détecter les contaminants chimiques. Concernant les contaminants biologiques, s::can montre une capacité à détecter ces contaminants pour des concentrations bactériennes supérieures à  $10^6$  UFC/ml.

La dernière partie présente le réseau d'eau de la Cité Scientifique qui constitue le support du projet « SunRise ». Les résultats des tests de contrôle de la qualité de l'eau sont présentés et analysés. On donne aussi la localisation des systèmes de contrôle de la qualité de l'eau qui seront installés sur le réseau d'eau.

***Mot clé: qualité, eau potable, temps réel, contamination, chimique, biologique, détection***

The objective of this thesis is to evaluate the performance of systems proposed for real-time monitoring of water quality in the drinking water network. It was conducted within the European project SmartWater4Europe and SunRise project, which aims at the construction of a large-scale demonstrator of the smart and sustainable city on the campus of the “Cité Scientifique”. The latter is equivalent to a city of 25,000 inhabitants.

The work consists of 4 parts:

The first part presents a literature review of the work conducted on the real-time monitoring of water quality. It shows the parameters used to monitor the water quality and the technologies available to monitor these parameters.

The second part presents the construction of a Lab pilot for analyzing the performance of the water quality control systems. After a description of the systems used in this thesis (Eventlab, s :: can and Intellisonde), we present the procedure followed for the realization of contaminant injection and the results of preliminary tests.

The third part is devoted to the study of the performance of chlorine monitoring for detection of microbial contaminants. We investigated the change in demand for residual free chlorine induced by the presence of the bacteria "Escherichia coli and Enterococcus faecalis" at various concentrations. The results show that monitoring of chlorine constitutes an effective tool for monitoring the microbiological quality of drinking water.

The fourth part presents the responses of Eventlab and s::can to the injection of chemical and biological contaminants. Tests show a high reliability of EventLab and s::can to detect chemical contaminants. Regarding biological contaminants, s::can shows an ability to detect these contaminants for bacterial concentrations exceeding 106UFC / ml.

The final part presents the water network of Cité Scientifique which is used in SunRise project. The results of the water quality control are presented and analyzed. It also gives the location of the water quality control systems that will be installed on the water network.

***Key word: quality, drinking water, real time, contamination, chemical, biological, detection***

<b>Introduction générale.....</b>	<b>5</b>
<b>CHAPITRE 1 : Suivi et contrôle de la qualité de l'eau potable : Analyse bibliographique.....</b>	<b>8</b>
1.1 Introduction.....	9
1.2 Cas de contamination intentionnelle .....	9
1.3 Réponse à un événement de contamination .....	11
1.4 Systèmes d'alerte précoce pour la qualité de l'eau .....	16
1.5 Etudes antérieures sur le suivi en temps réel de la qualité de l'eau .....	17
1.6 Paramètres de surveillance de la qualité de l'eau potable .....	20
1.7 Technologies de surveillance de la qualité de l'eau potable en temps réel .....	26
1.8 Conclusion .....	36
<b>CHAPITRE 2: Pilote pour l'étude de la contamination accidentelle dans les réseaux d'eau potable.....</b>	<b>37</b>
2.1 Introduction.....	38
2.2 Cahier de charge pour la construction de pilote « qualité de l'eau » .....	39
2.3 Description du pilote .....	39
2.4 Déroulement des essais et mode opératoire .....	56
2.5 Tests préliminaires .....	57
2.6 Critère de détection de la contamination accidentelle .....	58
2.7 Conclusion .....	60
<b>CHAPITRE 3: La demande en chlore libre de suspensions microbiennes et efficacité du déploiement des capteurs de chlore.....</b>	<b>61</b>
3.1 Introduction.....	62
3.2 Matériels et méthodes .....	64
3.3 Résultats et discussion.....	67
3.4 Conclusion .....	79
<b>CHAPITRE 4: Injections conduites sur le pilote en laboratoire.....</b>	<b>81</b>
4.1 Introduction.....	82
4.2 Les contaminants chimiques .....	82
4.3 Détection des contaminations chimiques .....	84
4.4 Les contaminants biologiques .....	99
4.5 Détection des contaminations bactériennes .....	100
4.6 Conclusion .....	110



<b>CHAPITRE 5 : Qualité de l'eau sur le site réel de l'université de Lille1 .....</b>	<b>111</b>
5.1 Présentation générale du campus.....	112
5.2 Réseau d'eau potable .....	113
5.3 Qualité de l'eau sur le campus .....	118
5.4 Emplacement des capteurs de qualité .....	123
5.5 Conclusion .....	125
<b><i>Conclusion générale .....</i></b>	<b>126</b>
<b><i>Bibliographie.....</i></b>	<b>128</b>
<b><i>Liste des figures .....</i></b>	<b>134</b>
<b><i>Liste des tableaux .....</i></b>	<b>136</b>

## **1. Généralités**

La capacité de détecter et d'agir sur les changements dans la qualité de l'eau est un élément essentiel pour la protection des réseaux d'eau potable face à une contamination intentionnelle ou accidentelle. Le suivi des processus de traitement de l'eau de source et en usine de traitement permet de bien contrôler l'eau à la sortie de l'usine.

La surveillance de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution est plus difficile à cause de la complexité et l'étendue de ces réseaux.

Le contrôle de la qualité de l'eau sur le réseau s'effectue généralement en laboratoire, ce qui nécessite plusieurs heures de délais. Ce type de contrôle ne permet pas de détecter des pollutions du type accidentelles qui peuvent avoir des conséquences graves sur la santé publique. Pour cette raison, le pouvoir public et les opérateurs d'eau sont intéressés par la recherche et le développement des méthodes pour la détection en temps réel des pollutions accidentelles dans le cadre des systèmes d'alerte précoce. La première priorité pour tout système de détection précoce est de détecter les contaminations d'une manière efficace afin d'assurer la protection des personnes et des infrastructures (Kroll and King 2010).

Au cours des dernières années, une variété des capteurs intégrés dans des systèmes d'alerte précoce ont été développés pour la détection en continue des événements relatifs à la sécurité et à la qualité des systèmes d'approvisionnement de l'eau. Un système d'alerte précoce n'est pas limité à une collection de technologies de surveillance. Il constitue un système intégré pour le déploiement de la technologie de (i) surveillance; (ii) d'analyse, (iii) d'interprétation et de communication des résultats; et (iv) d'utiliser les résultats pour prendre les décisions pour la protection de la santé publique tout en minimisant les inquiétudes inutiles d'une communauté.

La surveillance en continu de la qualité de l'eau permettrait aux utilitaires des réseaux d'intervenir rapidement en cas d'anomalie de fonctionnement. Les systèmes de contrôle et de surveillance de la qualité de l'eau se développent rapidement. Les performances de ces nouvelles technologies dans les usines de traitement de l'eau sont différentes de celles dans les réseaux réels de distribution de l'eau. Ainsi, il est nécessaire d'analyser les performances

de ces technologies dans des conditions réelles. Ceci constitue l'objectif de ce travail de thèse.

## 2. Problématiques et objectifs

Ce travail de thèse est réalisé dans le cadre du projet SunRise « Démonstrateur de la Ville intelligente et Durable » et du projet européen SmartWater4Europe. Il a pour objectif d'évaluer dans des conditions les performances des capteurs destinés au contrôle de la qualité de l'eau. Ceci comporte plus aspects, notamment:

- observer les changements dans les paramètres de qualité de l'eau en réponse à un événement de contamination accidentelle ou intentionnelle;
- analyser la détection d'un événement de contamination par les instruments du système d'avertissement de contamination;
- distinguer la différence d'un événement de la contamination réelle et de la variation normale de la qualité de l'eau;
- examiner les capacités et la précision de détection des instruments dans le système de surveillance à l'échelle pilote.
- fournir des conseils à l'industrie de l'eau sur l'utilité et la précision des systèmes d'alerte de contaminants et leur application dans la détection d'événements de contamination.

Dans ce but, nous avons construit un mini-réseau (pilote) d'eau potable de 61 m de longueur, qui reproduit les conditions réelles de fonctionnement d'un réseau de distribution d'eau (matériaux, vitesse de circulation et pression). Ce pilote a été utilisé pour évaluer les performances des systèmes de commence dans la détection d'une contamination accidentelle chimique ou biologique.

## 3. Plan du manuscrit

Ce mémoire est formé de cinq chapitres :

Le *premier chapitre* présente une étude bibliographique sur les systèmes d'alerte précoce et sur le suivi en temps réel de la qualité de l'eau. Puis, il présente les paramètres utilisés pour surveiller la qualité de l'eau et les technologies disponibles pour suivre ces paramètres en temps réel.

Après une présentation de différents types des capteurs disponibles dans le marché, on présente dans le *deuxième chapitre*, un pilote en laboratoire qui a été construit dans le cadre de cette thèse pour qualifier les capteurs qualité de l'eau. On décrit les capteurs étudiés. Puis, on présente le mode opératoire suivi pour la qualification des capteurs lors d'une contamination accidentelle.

Dans le *troisième chapitre* nous avons étudié l'efficacité du suivi du paramètre du chlore pour la détection des contaminants microbiens. Ainsi, nous avons étudié le changement de la demande en chlore libre résiduel en réponse à la présence des bactéries "*Escherichia coli* et *Enterococcus faecalis*" à différentes concentrations.

Dans le *quatrième chapitre*, on présente les résultats des injections des contaminants chimiques et biologiques et les réponses des capteurs implémentés à ces injections, ainsi on présente une étude de la performance des capteurs utilisés et les problèmes rencontrés au cours de l'installation sur le réseau pilot.

Dans le *dernier chapitre* on présente le réseau d'eau de la Cité Scientifique qui constitue le support du projet « SunRise ». On présente aussi les résultats d'une campagne de mesure de la qualité de l'eau sur le campus ainsi que la localisation des capteurs « qualité » qui seront installés sur le réseau d'eau du campus.

# **CHAPITRE 1 : Suivi et contrôle de la qualité de l'eau potable : Analyse bibliographique**

Ce chapitre présente une synthèse bibliographique et l'état de l'art sur le suivi et le contrôle de la qualité de l'eau potable. L'accent est mis sur les systèmes d'alerte précoce qui peuvent être utilisés en ligne (temps réel). Le chapitre décrit d'abord des cas de contamination intentionnelle et le processus de réponse à un événement de contamination. Ensuite, il donne les caractéristiques des systèmes d'alerte précoces. Le chapitre présente une synthèse des études réalisées sur le suivi en temps réel de la qualité de l'eau. Enfin, il décrit les paramètres utilisés pour surveiller la qualité de l'eau et les technologies disponibles pour suivre ces paramètres en temps réel (en ligne).

## Sommaire

1.1	Introduction.....	9
1.2	Cas de contamination intentionnelle .....	9
1.3	Réponse à un événement de contamination .....	11
1.4	Systèmes d'alerte précoce pour la qualité de l'eau .....	16
1.5	Etudes antérieures sur le suivi en temps réel de la qualité de l'eau .....	17
1.6	Paramètres de surveillance de la qualité de l'eau potable .....	20
1.7	Technologies de surveillance de la qualité de l'eau potable en temps réel .....	26
1.8	Conclusion .....	36

## **1.1 Introduction**

La qualité et la sécurité des systèmes de distribution de l'eau potable sont essentielles pour la santé publique (Payment and Hartemann 1998). Les infrastructures d'eau potable constituent un objectif possible pour des actes de malveillance, par introduction volontaire des agents contaminants (Khan, Swerdlow et al. 2001). Il est donc nécessaire de prévenir toute intrusion dans ces systèmes, et de détecter au plus vite les pollutions, qu'elles soient intentionnelles ou accidentelles.

La protection du réseau doit s'appuyer sur une surveillance en continu de la qualité de l'eau afin de pouvoir détecter rapidement toute situation anormale, notamment par rapport à des paramètres de qualité usuels qui constituent des indicateurs pertinents en cas de contamination (chlore, turbidité, COT, pH) (World health(Organization 2004).

La surveillance en continue de la qualité de l'eau dans un système de distribution pourrait prévenir rapidement des changements dans la qualité de l'eau. Ceci pourrait réduire l'impact négatif sur la santé publique et même les pertes économiques. Cependant, le réseau de distribution, par nature très étendu, est difficile à protéger et à surveiller, car il présente de nombreux points d'entrée potentiels, bouches d'incendie, accessoires ou branchements, sur lesquels il est difficile, voire impossible d'assurer un control complet.

## **1.2 Cas de contamination intentionnelle**

La contamination de l'eau potable peut résulter de (Wingender and Flemming 2004; Bitton 2005) :

- la destruction physique des éléments du réseau d'eau ;
- la contamination chimique ;
- le cyber attaque ;
- l'attaque bioterroriste.

Les perturbations de l'approvisionnement en eau en détruisant l'équipement de traitement serait un acte de destruction physique. La contamination chimique serait faite délibérément en injectant des produits chimiques dans le système de distribution. Aujourd'hui, les systèmes de surveillance contrôlent de nombreux processus à l'usine de traitement de l'eau. Une cyber-attaque pourrait être faite par un pirate pour perturber le fonctionnement du système de distribution de l'eau via à l'accès aux serveurs (Filiol 2011). Enfin, une attaque bio terroriste

peut être réalisée par injection de microbes dans le but de causer des dommages à la population (Meinhardt 2005).

Les contaminants peuvent infecter les usagers par adsorption par la peau, ingestion et inhalation. Pour causer le plus grand dommage à la population, les contaminants peuvent avoir les caractéristiques suivantes :

- infectieux à dose faible;
- résistants au chlore ;
- stable dans l'eau ;
- difficile de détecter par les consommateurs par l'apparence, l'odeur ou le goût de l'eau ;
- à l'origine des maladies graves ou entraînant la mort.

On présente ci-dessous des cas de contamination accidentelle ou intentionnelle qui ont eu lieu dans les 15 dernières années autour du monde :

- ***Pakistan 2008***

Cinq activistes ont été arrêtés dans une tentative planifiée à empoisonner une source d'eau avec de la poudre de cyanure. L'objectif était contaminer l'eau distribuée au cours d'une fête de l'Achoura à Karachi. La police a récupéré 500 grammes de cyanure et a conclu que l'objectif était de provoquer une attaque de masse (Journal 2008).

- ***Chine 2003***

Dans la province du Henan, environ 500 ml de pesticides ont été déversés dans le réservoir de la ville qui sert de 9.000 foyers.

L'acte a été réalisé par un vendeur d'appareils d'eau pour promouvoir les ventes. Aucun décès n'a été signalé, mais 64 personnes sont tombées malades et 42 d'entre eux ont été hospitalisés (BBC 2003)

- ***Greenville, Octobre 2003***

À Greenville, Caroline du Sud, l'approvisionnement en eau de la ville a été menacé avec une intoxication de ricin. L'attaquant a causé des modifications à la réglementation fédérale relative au nombre d'heures que les camionneurs terrestres ont été autorisés à conduire sans repos. Une fiole de ricin très concentrée a été trouvée dans le bureau de poste local, mais les tests n'ont pas trouvé de ricin dans le système de l'eau (Gleick 2006)

- ***Jordan, Avril 2003***

Des agents ont été arrêtés avant l'exécution d'un plan pour empoisonner un réservoir à Khao qui fournit de l'eau aux troupes américaines en Jordanie (New York Times 2003)

- ***Florida, Janvier 2003***

L'introduction d'un contaminant aurait impacté près de 4 000 foyers. Les responsables soupçonnent que l'incident était lié à un "travail professionnel" au-delà de vandalisme (Groover 2008).

- ***Belgique, Juillet 2000***

En Juillet, les travailleurs de l'usine chimique Cellatex dans le nord de France ont déversé 5000 litres d'acide sulfurique dans un affluent de la Meuse quand ils se sont vu refuser les protestations des travailleurs. Ce fut la première fois que "l'environnement et la santé publique" ont été pris en otage dans le but d'exercer des pressions (Gleick 2006).

### **1.3 Réponse à un événement de contamination**

Si un événement de contamination accidentelle ou intentionnelle se produit, un plan d'intervention d'urgence est nécessaire avec des étapes claires et concises. L'EPA a développé un protocole d'intervention Tool-box, qui décrit les mesures à prendre au cours d'un événement de contamination de l'eau potable (USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003)(USEPA 2003). On donne ci-dessous les principaux éléments de ce plan.

#### **1.3.1 Caractérisation du site**

L'EPA recommande la réalisation des tests de sécurité sur le terrain avant que l'équipe d'intervention procède à l'essai et d'échantillonnage (EPA, 2003).

Les tests de terrain visent à évaluer la crédibilité de la menace, identifier le contaminant potentiel et déterminer les précautions particulières à prendre lors des tests et d'échantillonnage. Les contaminants préliminaires seront ensuite justifiés par des tests de laboratoire.

La première étape est d'examiner les risques radioactifs. On utilise la technologie des détecteurs de rayonnement, qui est rapide, facile à utiliser et capable d'analyser des radiations alpha, bêta et gamma.



Pour procéder aux autres tests, des informations sur la qualité de l'eau de base sont nécessaires pour l'interprétation des résultats de qualité de l'eau en général (Ronda 2012).

Pour assurer des résultats corrects des indicateurs de qualité (TOC, chlore résiduel, conductivité,..) doivent être comparés à des valeurs de référence pour déterminer si des écarts significatifs ont eu lieu. Les paramètres à prendre en compte pour la surveillance de routine comprennent:

- pH
- conductivité
- TOC
- Chlore / chloramine résiduelle
- Carbone organique total (COT)
- UV absorbance

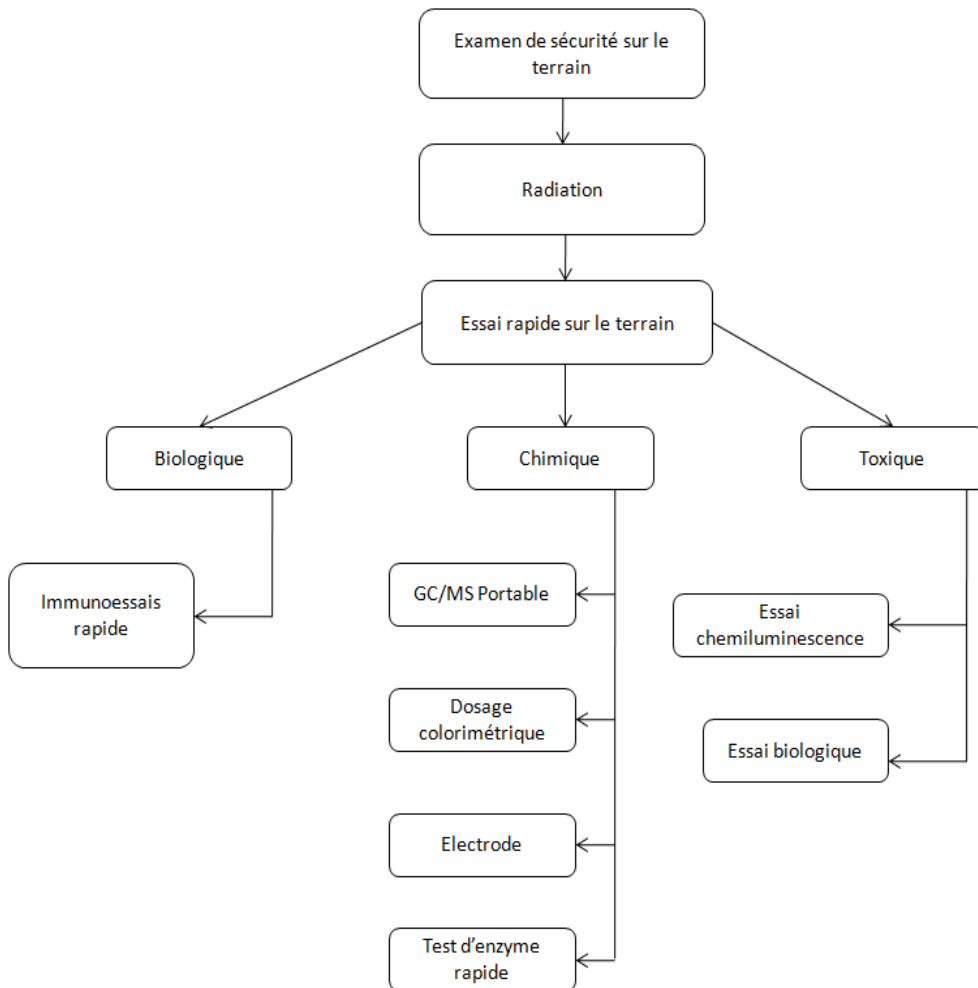
A l'exception du chlore, les autres paramètres restent habituellement relativement stables tout au long du système de distribution (EPA 2013). Bien qu'il y aura de légères variations de ceux-ci en raison des changements dans la qualité de l'eau traitée.

La concentration en chlore varie généralement avec le temps et l'emplacement et dépend de plusieurs facteurs tels que la température, la consommation d'eau, et le temps de séjour.

Dans de nombreux systèmes de distribution, il y a aussi des stations d'injection des désinfectants pour maintenir le niveau du chlore résiduel.

### 1.3.2 Test rapide d'analyse de terrain

La figure 1.1 décrit le processus proposé pour réaliser des tests rapides sur le terrain. On donne ci-dessous une présentation détaillée de différents éléments de ce processus.



*Figure 1. 1 organigramme pour les essais sur terrain*

#### *Détection d'éléments chimiques*

Un test rapide de l'eau devrait être fait dans une courte durée sur le site. L'objectif de ce test est de produire des résultats rapidement et avec suffisamment de précision pour aider les responsables d'intervention à faire des évaluations rapides de la crédibilité d'une menace, et de prendre des mesures d'intervention qui permettraient de réduire l'impact du contaminant et d'aider à protéger le public, les infrastructures et l'environnement (Rapport EPA 2006).

Au cours de tests rapides, les bactéries et la qualité chimique de l'eau doivent être évalués pour la toxicité.

L'analyse de la qualité chimique de l'eau devrait inclure : la conductivité, le pH, l'alcalinité, la dureté, la turbidité, le COT, l'absorbance UV et la demande de chlore.

L'analyse de cyanure est un essai rapide et recommandé sur le terrain, car le cyanure constitue l'un des contaminants intentionnels les plus couramment menaçants pour l'eau potable (Giddings, Magara et al. 2009). La technologie de détection de cyanure est basée soit sur des électrodes sélectives d'ions ou des tests colorimétriques. Le chlore est facilement mesuré en utilisant le test colorimétrique. En outre, la technologie basée sur les électrodes sélectives d'ions est bien établie pour la conductivité et la surveillance du pH.

L'analyse GC-MS (*Gas Chromatography–Mass Spectrometry*): chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse permet la détection des hydrocarbures volatils dans les échantillons de l'eau.

Le INFICON HAPSITE GC-MS (l'environnement 2006) utilise un système de purge pour recueillir les échantillons pour l'analyse. Le système peut identifier et quantifier les contaminants organiques dans l'échantillon, jusqu'à ce que l'analyse en laboratoire soit effectuée, les échantillons peuvent être analysés rapidement par GC-MS.

Le test enzymatique rapide est utilisé pour identifier les pesticides et les agents neurotoxiques dans les échantillons d'eau.

L'inhibition de l'enzyme cholinestérase fournit une détection qualitative des toxines. Pour une minute, le disque de membrane du cholinestérase saturé est exposé à l'échantillon d'eau. Ensuite, le disque est connecté à un autre disque contenant de l'ester pendant trois minutes. Une couleur bleu est un résultat négatif pour les pesticides ou les agents neurotoxiques parce que la cholinestérase hydrolyse l'ester lié. Une détection de ce produit se produit lorsque la cholinestérase est inhibée par le contaminant sans changement de couleur.

### ***Détection d'éléments de toxicité aigue***

Des tests de dépistage à large spectre sont utilisés pour mesurer la toxicité, où les substances toxiques comprennent les produits chimiques industriels, les armes chimiques et les biotoxines (Dutka and Kwan 1981; Hayes and Smith 1996; Nelson and Roline 1998)

On utilise trois technologies disponibles dans le commerce:

- Microtox.
- Eclox.

- Test de toxicité IQ.

Microtox est un test sur le terrain à large spectre qui suit la norme AFNOR T90-320-08 - 1999. La toxicité aiguë est déterminée par l'inhibition de la bioluminescence bactérienne. Le test utilise *Vibrio Fischer*, des bactéries marines luminescentes, comme des organismes d'essai (Dufour and Ballentine 1986). Environ un million de bactéries sont mélangés dans un échantillon d'eau. Pendant une durée d'exposition de 5, 15, 30 minutes, la lumière obtenue à partir des bactéries est mesurée avec un photomètre. Une contamination toxique positive se traduit par l'inhibition de la luminescence des bactéries.

Eclox est un test de chimiluminescence rapide qui utilise des enzymes végétales combinées avec des réactifs pour produire de la lumière (Newberry, Wichterman et al. 2004). L'intensité lumineuse est une indication de la présence d'une substance toxique dans l'échantillon d'eau. La présence de toxines dans l'échantillon réduit l'intensité lumineuse en interférant avec la réaction.

Le test *Daphnie* comme un essai de toxicité aiguë normalisée par l'AFNOR NF EN ISO ISO 6341 ;

Ces tests de dépistage de toxicité sont seulement des indicateurs de contamination possible. Le contaminant exact ne peut être déterminé à partir de cette méthode de détection.

### ***Immunodosage rapide***

Le dosage immunochromatographique est un test d'identification qualitative (Kobayashi 2003). Ce test permet de détecter des agents chimiques ou biologiques en utilisant de liaison antigène-anticorps pour donner une couleur d'indication. Les résultats positifs ou négatifs peuvent être lus par un indicateur de couleur.

Des lecteurs électroniques sont disponibles pour améliorer la lecture de la détection.

Les contaminants et les limites de détection pour un lecteur électronique sont:

- *Bacillus anthracis* ( $1 \times 10^5$  UFC/mL)
- *Yersinia pestis* ( $2 \times 10^5$  UFC/mL)
- *Francisella tularensis* ( $1.4 \times 10^5$  UFC/mL)
- Botulinumtoxin (10 µg/L)
- Staphylococcal Enterotoxin B (SEB) (2.5 µg/L)
- Ricine (50 µg/L)

Ces méthodes sont des outils pour l'analyse rapide de l'eau lors d'un événement de contamination possible. Des tests supplémentaires sont nécessaires pour confirmer l'essai sur le terrain.

Des informations supplémentaires détaillées sur les technologies de détection disponibles dans le commerce sont présentées dans la partie suivante.

#### **1.4 Systèmes d'alerte précoce pour la qualité de l'eau**

Un système d'alerte précoce n'est pas limité à une collection de technologies de surveillance. Il constitue un système intégré pour le déploiement des technologies de (i) surveillance; (ii) d'analyse, (iii) d'interprétation et de communication des résultats; et (iv) d'utilisation des résultats pour la protection de la santé publique tout en minimisant les inquiétudes d'une communauté.

Un système d'alerte précoce doit être considéré comme une partie essentielle d'un système de distribution de l'eau en général. Il peut être utilisé pour identifier les événements de contamination intentionnelle et en même temps que les autres situations non-intentionnelles d'altération de la qualité de l'eau.

Un système d'alerte précoce doit présenter plusieurs caractéristiques pour devenir une partie efficace et fiable d'un système de distribution de l'eau potable (Hasan, States et al. 2004), notamment :

- fournir une réponse rapide ;
- détecter une large gamme de contaminants ;
- présenter un degré significatif d'automatisation, y compris l'archivage automatique des échantillons ;
- assurer l'acquisition, l'entretien et les mises à niveau à un coût abordable exiger un niveau faible de compétences et de formation ;
- identifier la source et la localisation du contaminant ;
- démontrer une sensibilité suffisante pour détecter les contaminants ;
- présenter un minimum des faux positifs / faux négatifs ;
- présenter une fiabilité de fonctionnement dans un environnement d'eau ;
- permettre un fonctionnement en continue et à distance.

Actuellement, on ne trouve pas de système d'alerte précoce avec les caractéristiques présentées ci-dessus. Cependant, on trouve des systèmes d'alerte ayant certaines caractéristiques de base: (1) fournir une réponse rapide, (2) pouvoir détecter un certain nombre de contaminants tout en maintenant une sensibilité acceptable et (3) fonctionner comme un système automatisé qui permet la surveillance à distance. Sans ces trois caractéristiques, système d'alerte précoce ne peut être considéré comme un système efficace. Bien que l'accent soit mis sur ces trois caractéristiques, les autres caractéristiques présentées ci-dessous ne peuvent pas être ignorées lors la conception d'un système d'alerte précoce. Par exemple, il faudrait prendre en considération le taux de résultats faux positifs / faux négatifs et la sensibilité des méthodes utilisées pour interpréter les résultats. Le fonctionnement du système et les coûts de maintenance, le taux d'échantillonnage, et la fiabilité doivent être pris en compte dans la conception d'un système d'alerte précoce. En outre, les services publics sont réticents à investir dans des technologies non encore vérifiées.

## **1.5 Etudes antérieures sur le suivi en temps réel de la qualité de l'eau**

Plusieurs études en rapport avec les systèmes d'alerte précoce ont été réalisées, mais l'idée de surveiller l'eau en permanence (en ligne) pour des raisons de sécurité est relativement nouvelle et peu de travaux ont été publiés dans ce domaine.

Quelques-unes des études comprennent un système pilote à Cincinnati, Ohio, et la collaboration entre l'US Air Force et de la « Colorado State University ». Ces deux systèmes pilotes ont mesuré les changements dans la qualité de l'eau.

En second lieu, le département de protection de l'environnement de York et l'armée américaine ont mené des recherches séparées sur la bio surveillance en utilisant des poissons. Les chercheurs ont examiné les changements dans les comportements des poissons liés à une éventuelle manifestation de contamination.

### **1.5.1 Cincinnati, Ohio**

Une étude pilote a été réalisée à Cincinnati, Ohio (Awareness Technology Research Laboratory) (Hall, Zaffiro et al. 2007). Le but de la recherche était de mesurer les changements dans les paramètres de qualité de l'eau pour indiquer une éventuelle contamination.

Des capteurs chimiques ont été positionnés à 23 Mètres du point d'injection des contaminants.

Ces capteurs permettent de suivre le chlore libre le chlore total, la turbidité, le pH, la conductivité, le carbone organique total (COT), l'oxygène dissous (DO), le taux de réduction de l'oxygène potentiels (ORP), la température, l'ammoniac et les nitrates. Pour tester les capteurs, les contaminants ont été injectés dans le pilote.

Les tests ont été réalisés avec les contaminants suivants: le ferricyanure de potassium, pesticides, des herbicides contenant du Glyphosate, le trioxyde d'arsenic, la nicotine, l'Aldicarbe et l'Escherichia Coli K-12.

Le tableau 1.1 résume les résultats obtenus. On note des différences par rapport à la ligne de base des différents capteurs pour chaque contaminant injectés. Pour le pilote à Cincinnati les capteurs biologiques n'ont pas été utilisés parce que le chlore, qui est présent dans les systèmes de distribution, est toxique pour la vie aquatique.

**Tableau 1. 1: Réponse du capteur après l'introduction des contaminants (Hall, Zaffiro et al. 2007)**

Contaminant	Réponse du capteur par rapport au niveau de référence	
	Augmentation	diminution
Eaux usées	Chlorure conductivité spécifique turbidité TOC	Chlore libre, ORP
Ferricyanure de potassium	Chlore libre TOC Nitrate Ammoniac ORP	
Glyphosate	TOC chlorure	Chlore libre ORP
Malathion	TOC Turbidité	Chlore libre ORP
L'Aldicarbe	TOC Turbidité	Chlore total chlore libre ORP
Escherichia coli	TOC Ammonium Turbidité	Chlore total chlore libre
Bouillon Terrific	Turbidité TOC	chlore total Chlore libre ORP
Le trioxyde d'arsenic	Turbidité Ammonium	Chlore total chlore libre nitrate d'azote ORP
Nicotine	TOC Ammonium Chlorure	Chlore libre nitrate d'azote ORP

### **1.5.2 Lisbonne, Portugal**

EPAL a réalisé une étude pour évaluer les données sur la qualité de l'eau et tester la possibilité d'intégrer le capteur Intellisonde dans le système de gestion de réseau existant. 4 capteurs ont été insérés dans le réseau de distribution d'eau. Ils ont été reliés au logiciel du réseau de surveillance existant. EPAL avait déjà installé et exploité un réseau de près de 300 violoncelles avec un logiciel pour le suivi de l'écoulement et de la pression.

Les violoncelles à 8 voies et Intellisondes <sup>TM</sup> ont été configurés pour suivre sept paramètres de qualité d'eau (Température, le pH, la turbidité, la conductivité, Chlore libre résiduel, le chlore libre + monochloramines et ORP (REDOX). Avec le huitième canal configuré pour surveiller la batterie.

Les données à partir de chaque capteur Intellisonde <sup>TM</sup> fournissent avec une modélisation hydraulique sur le logiciel EPANET, des informations pour suivre le temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution (RAPPORT 2010).

### **1.5.3 US Air Force/ Colorado State University**

David Byer et Kenneth Carlson (Byer 2005) ont mené des recherches sur le système de distribution de l'eau et sur un pilote.

L'eau dans le pilote a été contrôlée en permanence au moyen d'instruments en temps réel. Les paramètres contrôlés étaient la turbidité, la conductivité, le chlore résiduel, le COT et le pH. Les données ont été recueillies une fois par minute. Les valeurs de base ont été établies 100 minutes avant l'injection de contaminants.

Les quatre contaminants ont été choisis d'après les critères suivants (Byer 2005) :

- Connus comme arme chimique.
- Disponibles.
- Susceptibles de provoquer une maladie.
- Provoquant la panique et la désorganisation sociale.

Les produits chimiques choisis étaient le cyanure de sodium, le Fluoroacétate de sodium, l'Aldicarbe et l'arséniate de sodium. Ces produits ont été introduits à l'aide d'une pompe péristaltique dans un réseau de tuyaux en PVC. Les instruments de surveillance en ligne ont répondu à l'ensemble des quatre contaminants. L'Arséniate de sodium avait le plus d'impact



sur la conductivité. Le cyanure de sodium et le Fluoroacétate de sodium ont induit un changement mesurable.

Le cyanure de sodium a changé la condition de base pour le pH et le chlore résiduel alors que l'Aldicarbe a induit une augmentation du COT et a changé le chlore résiduel. Le Fluoroacétate de sodium a augmenté le COT.

Les résultats de cette étude indiquent que les instruments de la qualité de l'eau peuvent détecter les perturbations chimiques dans les systèmes de distribution d'eau potable à des concentrations relativement faibles (Byer 2005).

## 1.6 Paramètres de surveillance de la qualité de l'eau potable

Cette partie constitue une introduction aux paramètres qui peuvent être utilisés pour évaluer la qualité de l'eau potable et surveiller la qualité de l'eau dans les systèmes de distribution de l'eau. On donne des détails sur les techniques de détections des contaminants chimiques ou biologiques et leurs utilisations dans le cadre d'un système d'alerte précoce spécifiques. On traite à la fois des paramètres microbiens et non-microbiens.

On commence par présenter un certain nombre de micro-organismes (et des groupes de micro-organismes) qui ont été utilisés dans l'étude de la qualité d'eau.

### 1.6.1 Paramètres microbiologiques

Le tableau 1.2 résume les micro-organismes présentés dans cette section. Ils sont communs dans l'environnement et peuvent être facilement introduits dans les réseaux d'eau potable. Leur détection dans l'eau potable constitue un indicateur de contamination.

*Tableau 1. 2: Qualité microbiologique de l'eau du boisson*

Paramètres	Valeurs guides OMS	Interprétation
Coliformes thermo tolérants	0/100 ml	Indicateurs de pollution fécale
Streptocoques fécaux	Pas de normes	Indicateurs de pollution fécale
Coliformes totaux	0/100 ml dans 95% des échantillons d'eaux traitées	Indicateurs d'efficacité du traitement (désinfection) ; ne signalent pas nécessairement une pollution fécale

*Selon l'OMS, l'indicateur le plus précis pour estimer la pollution fécale est en fait Escherichia Coli, membre du groupe des coliformes thermo-tolérant*

### ***Les coliformes***

Le groupe de coliformes est constitué de bactéries ayant des caractéristiques biochimiques et des caractéristiques de croissance définies et qui sont utilisés pour identifier les bactéries plus ou moins liées aux contaminants fécaux. Les coliformes totaux représentent l'ensemble du groupe, et sont des bactéries qui se multiplient à 37° C. Les coliformes thermo-tolérants sont des bactéries qui peuvent se développer à une température plus élevée (44.2°C) et *Escherichia coli* est une espèce de thermo-tolérant qui est spécifiquement d'origine fécale.

Une présence des bactéries coliformes, thermo-tolérants ou non, dans les réseaux de distribution de l'eau potable exige une enquête immédiate et des mesures correctives rapides. Il n'y a aucune différence dans la signification de la présence de coliformes totaux, coliformes thermo-tolérants et *E. coli* dans l'eau, car ils indiquent tous un traitement inadéquat à l'usine de traitement ou une contamination par l'eau usée (Rompré, Servais et al. 2002). Une action adéquate ne devrait pas être retardée en attendant la détermination du type de coliforme (Rompré, Servais et al. 2002). Après la détection dans un système de distribution, les enquêtes doivent être engagées immédiatement pour déterminer la source de la contamination.

#### ***a) Les coliformes totaux***

Les coliformes totaux sont utilisés depuis très longtemps comme des indicateurs de la qualité microbienne de l'eau, car ils peuvent être indirectement associés à une pollution d'origine fécale. Les coliformes totaux sont définis comme étant des bactéries en forme de bâtonnet, aérobies ou anaérobies facultatives, possédant l'enzyme b-galactosidase permettant l'hydrolyse du lactose à 35°C (s::can ; USEPA 2003; DI Andreas Weingartner 2006) afin de produire des colonies rouges avec reflet métallique sur un milieu gélosé approprié. Les principaux genres inclus dans le groupe sont : *Citrobacter*, *Entebacter*. La presque totalité des espèces sont non pathogènes et ne représentent pas de risque direct pour la santé, à l'exception de certaines rares bactéries pathogènes opportunistes (Leclerc, Mossel et al. 2001).

#### ***b) Les coliformes fécaux***

Le terme "coliformes fécaux" ou "coliformes thermo-tolérants" renferme toutes les espèces bactériennes faisant partie de la famille des *Enterobacteriaceae* qui sont des aérobies ou des anaérobies facultatives, à Gram négatif, asporulées, en forme de bâtonnet et produisant des

colonies bleues en moins de 24 heures à 44,5°C sur une gélose m-FC contenant du lactose. L'espèce caractéristique des coliformes fécaux est l'*Escherichia coli*(Dufour 1977), mais d'autres souches de coliformes, telles *Citrobacter spp*, *Enterobacterspp* et *Klebsiellaspp*, peuvent aussi se reproduire dans un milieu lactosé à 44,5°C. Les coliformes fécaux doivent également produire une réaction positive à l'épreuve de l'ONPG (enzyme  $\beta$ -galactosidase) et une réaction négative à l'épreuve de la cytochrome-oxydase(Warren, Benoit et al. 1978). Les coliformes fécaux sont des micro-organismes indicateurs d'une pollution d'origine fécale humaine ou animale. Ils sont généralement en nombre inférieur aux coliformes totaux et indiquent qu'il y a contamination récente ou constante(Elmund, Allen et al. 1999).

### **c) Bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*)**

Les bactéries *Escherichia coli* (souvent appelées *E. coli*) sont considérées comme le meilleur indicateur d'une contamination d'origine fécale dans les réseaux d'alimentation d'eau potable. *E. coli* est une espèce bactérienne faisant partie du groupe des coliformes totaux. *Escherichia coli* est une bactérie que l'on trouve seulement dans le tractus digestif des animaux à sang chaud et des êtres humains(Baudišová 1997). C'est aussi la seule espèce qui est strictement d'origine fécale. Leur présence dans l'eau potable signifie que cette eau est susceptible de contenir des microorganismes pathogènes. La détection d'*E. coli* dans l'eau doit conduire à l'adoption immédiate de mesures correctives, y compris la diffusion immédiate d'un avis d'ébullition de l'eau. À l'inverse, l'absence d'*E. coli* dans l'eau potable indique généralement que celle-ci ne contient pas de bactéries intestinales pathogènes. Cependant, comme *E. coli* est moins résistante à la désinfection que les virus et protozoaires intestinaux, son absence n'indique pas nécessairement que l'eau potable ne contient pas de virus et protozoaires intestinaux(Edberg, Rice et al. 2000; Devore 2004).

### **Les entérocoques**

Les entérocoques sont des lactobacilles à Gram positif, anaérobies facultatifs, se présentant souvent par paire ou en chaîne courte. On les trouve dans l'environnement, dans le système digestif de l'homme et de l'animal, ainsi que dans les aliments (produits laitiers, charcuterie). Leur résistance à la chaleur est élevée. Ils assurent le rôle d'indicateur fécal dans le domaine alimentaire, et notamment dans l'eau de boisson. Ils ne conviennent pas à l'évaluation des capacités de désinfection en raison de leur faible résistance aux désinfectants. Leurs effets pathogènes ne surviennent chez l'homme qu'en présence, essentiellement, d'une immunodépression. Dans les infections humaines, *Enterococcus faecalis* est l'espèce

prédominante (Meier, Koob et al. 1997). Il est isolé comme agent pathogène dans certaines infections comme les endocardites, les infections urinaires et génitales, les méningites et les infections néonatales. Il est en association avec d'autres bactéries anaérobies, il s'agit le plus souvent d'entérobactéries rencontrées dans des infections intraabdominales. Ils peuvent provoquer des infections du sang (septicémie), de la paroi cardiaque (endocardite) ou des voies urinaires.

Les entérocoques sont de plus en plus résistants aux antibiotiques, ce qui constitue un sujet de préoccupation (M.A.B. van Wijlen and W. van Delft 2011).

### **1.6.2 Les paramètres physico-chimiques**

Les gestionnaires doivent contrôler divers paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau. Ces paramètres peuvent fournir des informations utiles sur la qualité d'eau et sur les changements de cette qualité dans les systèmes d'approvisionnement ainsi que sur l'efficacité des processus de traitement appliqués (Storey, van der Gaag et al. 2011). Un grand nombre de paramètres peut être analysé rapidement et un coût moins élevé que celui du contrôle des paramètres microbiologiques. Certains paramètres peuvent être suivis en ligne et associés à des alarmes ou à des processus de contrôle de l'eau. Ces paramètres sont présentés ci-après.

#### ***Le chlore résiduel***

Le chlore peut être utilisé dans les réseaux d'approvisionnement d'eau potable à des fins de désinfection primaire et secondaire. Toute baisse rapide de la concentration de chlore libre pourrait indiquer des changements dans la qualité de l'eau. En effet, un maintien d'une concentration résiduelle adéquate de chlore libre réduit au minimum la croissance bactérienne dans le réseau de distribution. Des études ont relevé que le chlore libre peut avoir des effets toxiques sur les animaux et les humains, les effets du chlore sur la santé sont généralement attribués aux sous-produits de réactions entre le chlore et les précurseurs organiques présents à l'état naturel dans l'eau brute (Lund and Ormerod 1995; Le Dantec, Duguet et al. 2002; Nagatani, Yasuhara et al. 2008).

Par conséquent, il est important que la concentration du chlore résiduelle soit surveillée en permanence à l'aide des instruments de surveillance continue, qui sont également disponibles à un coût raisonnable. La teneur en chlore résiduel dans les réseaux de distribution en France est de 0,05-0,1 mg/l. elle peut être portée à 0,20-0,30 mg/l en période de risques. Cela demande une chloration de 0,2-0,3 mg/l (0,4-0,6 mg/l en période à risques) à la sortie des

usines de traitement d'eaux et éventuellement des chlorations additionnelles sur certaines antennes dans les réseaux de distribution. Des essais et analyses menés par le Centre d'études du Bouchet en collaboration avec la Lyonnaise des eaux - Dumez et la Compagnie générale des eaux ont montré que la toxine botulinique était neutralisée à partir d'un seuil en chlore résiduel stabilisé à 0,3 mg/l. Ainsi, on peut neutraliser un risque de contamination par la toxine botulinique à assurant (i) une chloration à la sortie des usines de traitement et (ii) en effectuant des chlorations additionnelles en certains points des réseaux, de façon à maintenir au moins 0,3 mg/l de chlore résiduel dans le réseau de distribution.

### ***Matières organiques***

Les données sur le niveau de matière organique dans l'eau traitée fournissent une indication du potentiel de la repousse des bactéries hétérotrophes dans les réservoirs et dans le système de distribution. La matière organique peut être mesurée sous forme du carbone organique total (COT), de la demande biochimique en oxygène (DBO) ou de la demande chimique en oxygène (DCO)(Sibille 1998). La DBO est principalement utilisée pour la surveillance de la qualité des eaux usées et des eaux de surface polluées, mais le COT est le seul paramètre applicable à l'eau potable. La mesure du COT fournit une indication directe de la charge organique dans l'eau. La mesure du COT peut être réalisée en ligne, l'arrêté de du 11 Janvier 2007 détermine la référence de qualité du carbone organique totale à 2 mg/L.

### ***La turbidité***

La turbidité d'eau est une mesure globale qui prend en compte toutes les matières, soit colloïdales, soit insolubles, d'origine minérale ou organique (argile, limons, plancton, organismes microscopiques) qui donnent un aspect trouble à l'eau. Dans certains cas, la turbidité peut avoir comme origine des anomalies dans le traitement, la corrosion des canalisations ou des décollements des dépôts des parois. La turbidité est sensible donc à l'introduction d'une contamination dans le réseau d'eau potable. Elle n'est pas associée spécifiquement à la contamination par des matières fécales, mais l'augmentation de la turbidité est souvent accompagnée d'une augmentation du nombre des agents pathogènes (Yu, Irudayaraj et al. 2004).

La turbidité est souvent déterminée en mesurant la quantité de lumière diffusée par les particules dans l'eau en utilisant un néphélomètre.

### ***La température***

Le suivi de la température dans le réseau d'eau potable constitue un élément important, car elle est en rapport direct avec la favorisation de la croissance bactérienne qui induit des problèmes de saveur, de couleur et de corrosion. La mesure de la température de l'eau permet de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température surtout la conductivité. De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau (SOUTH BOSTON). La température doit être suivie en continue. Les appareils de mesure de la conductivité ou du pH possèdent généralement une sonde de temperature intégrée (Constans 1999).

### ***Le pH ou concentration en ions hydrogène***

Le pH (potentiel d'ion Hydrogène) mesure la concentration en ions  $H^+$  dans l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 ; 7 étant le pH de neutralité. Le suivi en continue du pH peut aider à diminuer la corrosion, la dissolution des métaux et les incrustations dans les canalisations qui résultent des relations entre pH et d'autres paramètres (dioxyde de carbone, dureté, alcalinité, température). Le pH doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH-mètre ou par colorimétrie.

### ***La conductivité***

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La conductivité augmente avec la température. Les résultats de mesure doivent donc être présentés en termes de conductivité équivalente à 20 ou 25°C. Actuellement les appareils de mesure font la conversion automatique sur le terrain. Ce paramètre doit être mesuré en temps réel. La procédure de mesure est simple et permet d'obtenir des informations utiles pour caractériser la qualité de l'eau et détecter tout changement de cette qualité. Comme la température, des contrastes de conductivité permettent de mettre en évidence des pollutions, des zones de mélanges ou d'infiltration. La conductivité est l'un des moyens de valider les analyses physico- chimiques de l'eau : la valeur mesurée sur le terrain doit être comparable à celle mesurée en laboratoire.

## **1.7 Technologies de surveillance de la qualité de l'eau potable en temps réel**

Des progrès significatifs ont été réalisés dans les technologies de surveillance de la qualité de l'eau de source et dans l'usine de traitement d'eau. L'utilisation de ces technologies dans le système de distribution s'est heurtée aux coûts élevés associés à l'installation, la maintenance et l'étalonnage des capteurs de surveillance sur un réseau étendu. Cela a conduit à la recherche de nouvelles technologies acceptables sur le plan économique et qui peuvent être déployées à grande échelle. Dans cette partie on présente une brève description des technologies actuellement disponibles.

### **1.7.1 Technologies de détection contaminants microbiens**

La surveillance de la qualité microbiologique de l'eau est généralement effectuée à travers le suivi des organismes indicateurs (*E. coli* et entérocoques) dont la présence indique une contamination potentielle de l'eau par des micro-organismes pathogènes. L'utilisation des indicateurs fécaux pour déterminer la qualité de l'eau constitue un sujet de débat entre les scientifiques, les ingénieurs, les responsables de santé publique et les services publics de l'eau. En effet, des perturbations de qualité de l'eau potable peuvent avoir lieu indépendamment de la présence ou de l'absence des organismes indicateurs.

En outre, un problème majeur dans la protection de la pureté de l'eau est la détection en temps réel de contaminants microbiens. Actuellement, il n'existe pas de technologie qui identifie spécifiquement un micro-organisme en temps réel. Par contre, des nouvelles technologies commencent à immerger avec des capteurs disponibles dans le commerce, qui permettent la détection de changements dans la qualité microbienne de l'eau avec un taux d'échantillonnage pouvant être considéré comme "en temps réel".

Les méthodes de cultures microbiennes actuellement utilisées nécessitent de 24 à 48 heures. Ces délais sont incompatibles avec la protection des usagers d'une contamination accidentelle. Les méthodes de surveillance microbienne doivent fournir des résultats en temps réel. Les méthodes présentées ci-après commencent à répondre à ce critère. Ce sont des capteurs pour les organismes vivants qui peuvent cibler la détection du matériel génétique (acides nucléiques), des protéines ou d'autres composants ou des activités de cellules vivantes comme l'adénosine triphosphate (ATP) (Schreppel, Tangorra et al. 2002). La plupart des

capteurs destinés à la détection des microbes sont basés sur les interactions biologiques. Ils intègrent des composants biologiques.

### ***Les essais de la biologie moléculaire***

Les analyses de biologie moléculaire sont basées sur la reconnaissance de séquences spécifiques d'ADN de micro-organismes. Bien que leur spécificité soit très élevée, ces méthodes présentent plusieurs limitations, y compris l'incapacité à établir une discrimination entre des cellules bactériennes vivantes et mortes. Le développement des essais d'acides nucléiques de protéines (PNA) et d'amplification nucléique basée sur la séquence d'acides nucléiques (NASBA) augmente les possibilités pour la surveillance en ligne de micro-organismes (l'environnement 2006).

Les méthodes moléculaires telles que la PCR quantitative (Shang and Blatchley Iii 2001; Rodriguez-Mozaz, Marco et al. 2004) et le pyroséquençage ont été largement utilisées dans la détection des organismes pathogènes dans les échantillons (Hall and Szabo 2005). Cependant, il existe encore des problèmes, comprenant l'incapacité de différencier les organismes infectieux et non infectieux, la présence de microorganismes cible dans l'environnement en petit nombre, et la présence de substances inhibitrices de la PCR (Byer 2005). Ces technologies doivent être améliorées, car ils surestiment le nombre d'agents pathogènes viables dans l'eau désinfectée (Keinänen, Korhonen et al. 2002).

### ***La technique ATP***

L'adénosine triphosphate (ATP) est le transporteur d'énergie des organismes vivants, dès qu'un organisme meurt la concentration d'ATP diminue rapidement. La concentration de l'ATP dans les micro-organismes dépend de l'espèce, la souche, l'activité métabolique et des facteurs environnementaux.

La détermination de l'ATP en utilisant un dosage par bioluminescence est basée sur une réaction entre l'enzyme luciférase, la luciférine et l'ATP du substrat. La lumière est émise au cours de cette réaction et peut être mesurée quantitativement pour estimer la quantité de bactéries présentes dans un échantillon d'eau (Yanez, Barbera et al. 2009).

Les mesures de l'ATP sont rapides, et les analyses sont disponibles sur place en quelques minutes. Cependant, les inconvénients de mesures ATP concernent le coût (les enzymes nécessaires à l'analyse sont très coûteux) et la relation ambiguë entre le signal mesuré et le



nombre et l'activité des organismes présents (Schmeisser, Stöckigt et al. 2003; Wang, Zhang et al. 2013).

### ***Titrages d'anticorps***

Les méthodes à base d'anticorps ont été largement utilisées pour détecter les bactéries, les virus, les toxines et les spores (Fass, Dincher et al. 1996; Barzen, Brecht et al. 2002). Les anticorps peuvent être fabriqués de façon à reconnaître la protéine spécifique et structures de glucide, un principe qui peut être exploité pour identifier des micro-organismes. L'extérieur de tout micro-organisme est composé de plusieurs molécules de protéines et de glucides et certains d'entre eux sont des espèces ou spécifique à la souche.

Le principal inconvénient de tests d'anticorps est l'exigence des réactifs. Des anticorps hautement sélectifs et sensibles sont disponibles pour de nombreux agents pathogènes, et il y a un certain nombre de méthodes bien établies pour conjuguer les anticorps aux nanomatériaux. Pour ces raisons, la reconnaissance immunologique par des anticorps continue d'être l'outil le plus largement utilisé pour la capture sélective et l'étiquetage des micro-organismes (Kalele, Kundu et al. 2006; Hahn, Keng et al. 2008).

### ***Séparation Immunomagnétique (IMS) et cytométrie en flux***

Les méthodes de la cytométrie de flux sont des méthodes rapides et quantitatives et peuvent être polyvalentes. De nombreuses méthodes peuvent être combinées telles que les sondes d'acide nucléique et l'immunofluorescence pour surveiller la viabilité (Williams and Braun-Howland 2003).

L'utilisation de l'instrument de la cytométrie en flux dans le secteur de l'eau a été évaluée pour l'identification de l'*E. Coli* O157: H7 et du *Cryptosporidium Parvum* (Williams and Braun-Howland 2003; Gleick 2006).

(Hall, Zaffiro et al. 2007) Ont développé une nouvelle méthode en utilisant l'ICP-MS par l'étiquetage des nanoparticules d'or pour mesurer *E. coli* O157: H7 dans l'eau. Cette technique a été très rapide avec une haute sensibilité, mais ne permet pas de distinguer les cellules viables et non-viables. Cependant, une nouvelle méthode développée par (Hall, Zaffiro et al. 2007) a permis de quantifier l'*E. Coli* O157: H7 viable mais non cultivables, cette approche était capable de quantifier *E. coli* O157: H7 dans l'eau de robinet.

### ***Les biocapteurs***

Ce groupe de capteurs utilise des composants biologiques, par exemple une protéine (anticorps, une enzyme, un récepteur ou de l'ADN), d'autres composants de la cellule ou la cellule entière (Rodriguez-Mozaz, de Alda et al. 2006).

Les biocapteurs mesurent les changements dans la physiologie ou le comportement des organismes résultant de la présence des toxines vivantes. Ce type de biocapteurs ne permet pas d'identifier la toxine spécifique, mais indique la présence d'une situation inhabituelle dans l'eau (Bouget and Mazurie 1997).

Le principe de fonctionnement s'appuie sur le fait que l'organisme peut réagir avec sensibilité à tous les facteurs qui contribuent au stress. Les toxines à action rapide associées à des effets aigus sur la santé sont les plus rapidement détectées (Di Nardo, Di Natale et al. 2013). Cependant, les toxines intérieures et les toxines qui ont des effets chroniques ne seraient pas détectées rapidement s'elles n'ont pas d'effets aigus (Codd, BELL et al. 1999). Il est important de noter que les biocapteurs ne sont pas efficaces pour la détection de pathogènes humains, car les agents pathogènes correspondent souvent aux espèces ou tissu-spécifique nécessitant du temps d'incubation (quelques jours à des semaines) avant que les symptômes de la maladie soient perceptibles (Rodriguez-Mozaz, de Alda et al. 2007).

### ***Détection physique***

Il existe un intérêt croissant dans l'utilisation de caractéristiques physiques des micro-organismes en tant que moyen pour détecter leur présence (Yu, Irudayaraj et al. 2004; Cho, Carlson et al. 2007). On présente ci-dessous les principales méthodes.

#### **a) Turbidité**

La turbidité détermine la teneur d'une eau en particules suspendues qui la troublent. Le turbidimètre est actuellement utilisé par de nombreux services de l'eau pour surveiller la qualité de l'eau. Des sociétés telles que S :: CAN ont développé des capteurs pour la surveillance de la qualité de l'eau à travers le suivi des paramètres physiques tels que la turbidité. La surveillance en temps réel de la turbidité couplée à l'utilisation des "algorithmes d'interprétation» du changement brusque de la turbidité peuvent être un indicateur pertinent de l'altération de la qualité de l'eau.

## **b) La spectroscopie vibrationnelle**

La spectroscopie est le champ d'étude qui consiste à observer, mesurer et interpréter les spectres électromagnétiques produits par une substance qui émet ou absorbe une énergie rayonnante, autrement dit, elle consiste à étudier l'interaction d'une onde électromagnétique avec le nuage électronique des liaisons chimiques de la matière.

La spectroscopie repose sur le principe suivant : lorsqu'un rayonnement électromagnétique rencontre une molécule ou un ensemble de molécules, il peut être dispersé (sa direction de propagation est modifiée), ou absorbé (son énergie est transférée à une molécule). Si la radiation électromagnétique est absorbée, la molécule est dite excitée.

La spectroscopie vibrationnelle est un procédé non invasif et non réactif. Elle a été appliquée avec succès pour identifier, différencier et classer les micro-organismes pathogènes en fonction de leurs signatures spectroscopiques uniques (Driskell, Kwarta et al. 2005).

Deux méthodes sont décrites brièvement:

### **Spectroscopie Raman**

La technique Raman étudie des transitions vibrationnelles (déplacement en nombre d'ondes de 0 à 4000  $\text{cm}^{-1}$ ) à partir du processus de diffusion inélastique de la lumière.

L'effet Raman est défini comme une lumière d'excitation due à une élasticité de la lumière diffusée. La spectroscopie Raman utilise des longueurs d'onde de laser allant de l'ultra-violet au proche infrarouge (Baïtoul, Buisson et al. 1998). Récemment il a été mis au point en deux technologies pour la détection microbienne.

La spectroscopie de Raman renforcée en surface (SERS) consiste dans l'identification des micro-organismes à partir des spectres produits en raison de la surface de l'organisme suite à une réaction avec des anticorps. La combinaison d'ATP l'anticorps et la spectroscopie Raman augmente la spécificité de l'identification (Porter, Driskell et al. 2005), étant donné que toutes les molécules ont des signatures uniques de spectroscopie Raman et le réservoir des étiquettes SERS est supérieure à celle de marqueurs fluorescents.

La seconde technique comprend une pince optique qui est utilisé pour s'attacher à un micro-organisme, suivi d'une lumière laser qui produit un spectre Raman (Xie, Mace et al. 2005). En utilisant cette technique, la discrimination entre les différentes souches de bactéries (*Bacillus cereus*, *Enterobacteraerogenes*, *Escherichia coli*, *Streptococcus pyogenes*,

*Enterococcus faecalis* et *Streptococcus salivarius* (Yu, Irudayaraj et al. 2004) et la germination des spores des *Bacillus* ont été rapportés (Chen, Huang et al. 2006).

#### **La Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier (Spectroscopie FT-IR)**

La région mi-IR couvre la gamme de longueur d'onde de 4000 à 400 cm. La FTIR est basée sur l'absorption d'un rayonnement infrarouge par les matériaux. Elle permet via la détection des vibrations caractéristiques d'identifier les fonctions chimiques présentes. Du fait que chaque molécule organique est caractérisée par une structure chimique unique, il a un spectre infrarouge unique.

Les mesures par transformée de Fourier des absorbances permet d'en effectuer le dosage à des teneurs et quantités de matières très faibles. On accède ainsi directement à la structure moléculaire des matériaux analysés. Les différents montages disponibles permettent d'analyser pratiquement tout type de matériaux (Yu, Irudayaraj et al. 2004).

#### **c) Détecteurs MALS (Multi-Angle Light Scattering)**

MALS est une variante de la mesure de turbidité utilisant plusieurs sources de lumière et des angles de réfraction. A partir des motifs de diffusion de la lumière et avec des algorithmes propriétaires, la forme, la taille, l'indice de réfraction et la structure interne d'une particule peut être déduite. Avec cette technique, les micro-organismes peuvent être détectés avec précision.

L'identification de micro-organismes par MALS est moins fiable que l'identification par spectroscopie vibrationnelle. Cependant, la technologie MALS commence à développer des équipements commerciaux (Miles, Sinclair et al. 2011).

### **1.7.2 Technologies de détection de contaminants chimiques**

#### ***La détection de l'Arsenic***

Deux types de technologies sont disponibles et utilisées dans le commerce pour la détection de la présence l'Arsenic dans l'eau et pour mesurer sa concentration, Ces technologies sont utilisées dans des appareils portables conçus pour une analyse rapide et sur place de l'arsenic dans l'eau. Le premier type comprend un Kit de réaction de couleur dans laquelle un échantillon d'eau est mélangé avec une série de réactifs en produisant un changement de couleur dans un indicateur, qui est ensuite comparé à un gradient de couleur standard qui correspond à la concentration de l'arsenic dans l'eau.

Le deuxième type de test utilise des méthodes électrochimique soit la technologie de la voltampérométrie inverse (ASV). Ce test peut être utilisé pour analyser plusieurs types des ions métalliques analyte. La mesure est effectuée dans une cellule électrochimique, un potentiel de réduction est appliqué à l'électrode. Lorsque le potentiel d'électrode est supérieur au potentiel d'ionisation de l'ion métallique en solution, un métal se produit à la surface de l'électrode. L'analyte est ensuite fractionné hors de l'électrode par un potentiel appliqué. Les électrons libérés par ce procédé forment un courant, qui est mesuré et peut être tracé en fonction du potentiel appliqué pour donner un "voltammogramme". Le courant du potentiel oxydation/décapage est lu comme un pic, pour déterminer la concentration d'analyte. La hauteur de la zone de pointe peut être mesurée et comparée à celle d'une solution standard connu (EPA-ETV, 2004)

### **Méthode de détection à base enzymatique**

#### **a) Inhibition de la cholinestérase**

Le "Severn Trent Field Enzyme Test" (distribué par *Capital Controls* une division de *Severn Trent Services, Fort Washington, PA*) a été développé pour la détection qualitative des agents neurotoxiques dans un test sur le terrain. Le test est basé sur l'inhibition du cholinestérase. Un disque de membrane est saturé par le cholinestérase et plongé dans un échantillon d'eau pendant une minute. Si aucun agent pesticide / nerveuse est présent dans l'échantillon d'eau, la cholinestérase sur le disque de membrane hydrolyse les esters et une couleur bleue se forme. Si des concentrations suffisantes de l'agent pesticide / nerveuse sont présentes, la cholinestérase sur la membrane est inhibée et l'ester n'est pas hydrolysé, et il n'y a pas de changement de couleur (la couleur reste blanche). Les limites de détection citées par le fabricant pour les pesticides sont: carbamates (0,1 à 5 mg / L); thiophosphates (0,5 à 5 mg / L); et les organophosphates (1 à 5 mg / L) (Newberry, Wichterman et al. 2004).

#### **b) L'inhibition de la peroxydase de raifort - Diminution de la chimiluminescence**

La technique de détection par chimiluminescence est basée sur la réaction du luminol avec un oxydant en présence de l'enzyme peroxydase de raifort (HRP). Elle peut être utilisée comme indicateur de la présence de toxines dans un échantillon.

La réaction médiée par l'enzyme peroxydase de raifort produit une lumière qui est mesurée par un luminomètre. Les phénols, les amines, les métaux lourds et les composés qui interagissent avec l'enzyme réduisent le flux lumineux et indiquent une éventuelle contamination.

### ***Les biocapteurs à base de bactéries***

Les micro-organismes sont utilisés comme bio-récepteurs, car ils présentent un grand nombre d'avantages (Lagarde and Jaffrezic-Renault 2011). En effet, ils sont capables de métaboliser une grande variété de composés chimiques. Ces bio-récepteurs sont notamment utilisés pour la détection de métaux lourds (Petänen and Romantschuk 2003),

Il est généralement admis que les micro-organismes sont plus sensibles aux métaux lourds que les plantes ou les animaux vivants dans les sols pollués, les micro-organismes paraissent représenter une alternative à l'utilisation d'enzymes purifiées, coûteuses et qui manquent généralement de stabilité. En effet, la culture de ces organismes est souvent simple et peu onéreuse. De plus, les enzymes produites dans la cellule se trouvent dans un environnement « naturel » favorable à leur stabilité.

Des biocapteurs à microorganismes génétiquement modifiés ont été élaborés : des plasmides recombinants ont été introduits dans ces microorganismes afin de transférer le gène de la luciférase et permettre ainsi des mesures de luminescence. Ainsi, les biocapteurs à microorganismes ont en général, des durées de vie plus longues que les biocapteurs enzymatiques (Gammoudi 2012).

### **1.7.3 Les sondes multiparamètres de surveillance de la qualité de l'eau potable**

#### ***Intérêt des sondes multiparamètres***

Le tableau 1.3 donne les différentes catégories des contaminants de l'eau potable avec des exemples. On note une très grande variété des contaminants et des produits, qui sont susceptibles de contaminer l'eau, des nouveaux types de contaminants apparaissent tous les jours. Cette large gamme de contamination montre les difficultés de développement commercial de technologies de détection spécifiques pour chaque type de contaminant. Par conséquent, il est nécessaire, d'avoir des technologies capables de détecter les grands groupes de contaminants (Hall, Zaffiro et al. 2007), (Haas, Meyer et al. 1983), (Power and Nagy 1999), (Cook, Byrne et al. 2006), (Yang, Haught et al. 2009), d'où l'intérêt d'une surveillance globale des paramètres physico-chimiques de l'eau potable. Un autre point important concerne la nécessité de disposer des mesures en ligne.

Sur un autre plan, il est important de classer et de regrouper les contaminants selon leurs caractéristiques telles que les propriétés physico-chimiques, et d'étudier la réponse des capteurs multiparamètres à la présence de chaque type de contaminant.

**Tableau 1. 3: Différentes catégories des contaminants de l'eau potable**

Catégorie	Exemples
<b>Contaminants microbiologiques</b>	
Bactérie	<i>Bacillus anthracis</i> , <i>Brucella spp.</i> , <i>Burkholderia spp.</i> , <i>Campylobacter spp.</i> , <i>Clostridium perfringens</i> , <i>E. coli</i> O157: H7, <i>Francisellatularensis</i> , <i>Salmonella typhi</i> , <i>Shigella spp.</i> , <i>Vibrio cholerae O1</i> , <i>Yersinia pestis</i> , <i>Y. enterocolitica</i>
Virus	Calicivirus, les entérovirus, l'hépatite A / E, la variole, l'encéphalite équine du Venezuela
Parasites	<i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>Entamoeba histolytica</i> , <i>Toxoplasma gondii</i>
<b>Contaminants chimiques</b>	
Substances corrosives ou caustiques	Nettoyants des cuvettes de toilettes (par exemple, l'acide chlorhydrique), déboucheur (par exemple, l'hydroxyde de sodium)
Sels de cyanure ou cyanogène	Le cyanure de sodium, le cyanure de potassium, l'amygdaline, le chlorure de cyanogène, les sels ferrocyanure
Métaux	Le mercure, le plomb, l'osmium, leurs sels et composés organiques
Oxanions non métalliques,	Arséniate, l'arsénite, sélénite, l'arsenic organique, composés organosiliciés
Les hydrocarbures et leurs dérivés	Diluants de peinture, l'essence, le kérosène, la cétone, les alcools (par exemple, le méthanol), les éthers, les hydrocarbures halogénés (par exemple, le dichlorométhane, le Perchloroéthylène)
Les insecticides	Les organophosphorés (par exemple, Malathion), les composés organochlorés (comme le DDT), les carbamates
Les produits chimiques de mauvaise odeur ou mauvaise saveur	Thiols (par exemple, l'acide mercaptoacétique, le mercaptoéthanol), les amines (par exemple, la cadavérine, la putrescine), les esters inorganiques (par exemple, la triméthylphosphine)
Les solvants organiques miscibles à l'eau.	L'acétone, le méthanol, ..., l'éthylène glycol
Les pesticides autres que les insecticides	Les herbicides (par exemple Les dérivés chlorophénoxylés ou atrazine), les rodenticides (par exemple, phosphure de zinc)
Les produits pharmaceutiques	Glycosides cardiaques, antinéoplasiques, les alcaloïdes (par exemple, la vincristine)
Les biotoxines	Les toxines animales, bactériennes et fongiques

<b>Contaminants radioactifs</b>	
Radionucléides	Les radionucléides peuvent être utilisés dans les dispositifs médicaux et les irradiateurs industriels (par exemple, césium-137, Iridium-192, Cobalt-60, de strontium-90). (métaux et des sels)

### ***Evaluation des performances et des lignes de base***

Deux grands objectifs doivent donc être réalisés avant d'intégrer ce type des capteurs multiparamètres dans un système de suivi et de surveillance de la qualité de l'eau dans le cadre d'un système d'alerte précoce : Evaluer la performance des capteurs et déterminer la ligne de base de référence des paramètres de qualité de l'eau.

#### **a) Evaluation de la performance des capteurs**

Une phase importante dans le choix d'un système d'alerte précoce consiste dans l'évaluation de son fonctionnement dans le système de distribution. Cela concerne la capacité des capteurs à mesurer correctement les paramètres dans un environnement réel et d'assurer cette fonction dans la durée. Ce travail peut être réalisé dans un premier temps dans un pilote de laboratoire reproduisant les conditions de fonctionnement réel du réseau d'eau et dans lequel on peut créer facilement une variété d'événements de contamination. Nous allons présenter dans les chapitres suivant le pilote qui a été créé dans notre laboratoire dans le cadre du projet BioSmart et du projet Européen SmartWater4Europe.

#### **b) Déterminer la ligne de base de référence des paramètres qualité de l'eau**

Le second objectif concerne la détermination d'une ligne de base (de référence) pour les paramètres de qualité de l'eau. Dans les chapitres suivants, on essayera de déterminer un profil de base pour les paramètres de qualité de l'eau et de faire la différence entre les fluctuations normales de ces paramètres et celles liées à des contaminations.

### ***Technologies utilisées***

Les sondes multiparamètres pour la surveillance de la qualité de l'eau utilisent les technologies suivantes :

- Technologie colorimétrique et l'électrode à membrane pour la mesure de chlore.
- La thermistance pour la mesure de la température.
- La technologie à membranes ou les capteurs optiques pour la mesure de l'oxygène dissous.



- La technologie potentiométrique pour la mesure des potentiels redox (*ORP*).
- L'électrode de verre à ampoule pour mesurer le pH.
- La néphélométrie ou les sondes optiques pour la mesure de la turbidité.
- Les cellules de conductivité aux électrodes pour mesurer la conductance spécifique.
- Les électrodes sélectives d'ions pour la mesure de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ .

Certains fabricant offrent des stations de plusieurs sondes pour le suivi simultané de plusieurs paramètres de la qualité de l'eau. Ces stations peuvent être équipées par un système de communication pour la transmission des données vers un serveur Web. Ils offrent aussi des algorithmes pour l'analyse des mesures.

## 1.8 Conclusion

Les progrès actuels de la technologie de surveillance en temps réel et la robustesse des technologies existantes et nouvelles, ont grandement amélioré la capacité de détecter les contaminants chimiques, les matières organiques et les particules dans l'eau en temps réel, ce qui est une nécessité critique pour les systèmes d'alerte précoce.

La surveillance de la qualité microbiologique de l'eau est généralement déterminée par des organismes indicateurs, dont la présence indique l'incidence potentielle de l'eau par des micro-organismes pathogènes. Cependant, des perturbations de qualité de l'eau potable ont eu lieu indépendamment de la présence ou de l'absence d'organismes indicateurs. Ainsi, les paramètres de qualité de l'eau tels que le chlore libre, la turbidité, le pH, le carbone organique total (COT) et la conductivité sont maintenant utilisées pour surveiller la qualité de l'eau par des capteurs en ligne sur les systèmes de distribution d'eau; l'utilité du déploiement des capteurs du chlore libre comme étant un moniteur de substitution pour les événements de contamination bactérienne dans les systèmes de distribution d'eau potable a été étudiée.

En outre, peu des études ont été réalisées sur l'efficacité du déploiement de certains capteurs existants pour la détection des événements de contamination bactérienne et chimique dans les systèmes de distribution d'eau potable a été évaluée.

Chacun des principes de mesure existants a ses avantages et inconvénients et peut avoir un comportement différent en laboratoire et sur le terrain. Il est donc nécessaire d'étudier le comportement et l'efficacité de ces capteurs sous des conditions différents, dans le laboratoire ainsi que sur le terrain afin d'évaluer la qualité des données fournies.

Pour tester ces capteurs existants, une sélection des toxines liées à des contaminations accidentelles ou intentionnelles ont été introduites dans le système pilote. Les contaminants s'étendent à partir du chlorure de Cadmium à une espèce d'E. Coli.

## **CHAPITRE 2: Pilote pour l'étude de la contamination accidentelle dans les réseaux d'eau potable**

Dans ce chapitre on présente un système pilote à l'échelle de laboratoire installé dans le laboratoire de génie civil et de géo-environnement *LGCgE* à *Villeneuve-d'Ascq*, ainsi on décrit des capteurs de surveillance de la qualité de l'eau potable qui sont branchés sur ce réseau pilote où des injections des contaminants chimiques et biologiques ont été créés pour étudier la réponse de ces capteurs à ces injections.

### **Sommaire**

2.1.	Introduction.....	38
2.2.	Cahier de charge pour la construction de pilote « qualité de l'eau » .....	39
2.3.	Description du pilote .....	39
2.3.1.	Architecture .....	39
2.3.2.	Système d'injection de contaminants .....	43
2.3.3.	Instrumentation « qualité de l'eau » .....	43
2.4.	Déroulement des essais et mode opératoire .....	56
2.5.	Tests préliminaires .....	57
2.6.	Critère de détection de la contamination accidentelle .....	58
2.7.	Conclusion .....	60

## 2.1 Introduction

Comme exposé dans le premier chapitre, le contrôle en temps réel de la qualité de l'eau présente un grand intérêt pour surveiller la qualité de l'eau fournie aux usagers et intervenir rapidement en cas de contamination...Or, la détection d'une contamination de l'eau est très complexe. Elle pose de grandes difficultés à cause de la très grande variété des sources de contamination (chimique, biologique, physique,..) et des difficultés inhérentes à détecter chacun de ces contaminants dans des délais très court, compatibles avec la détection en temps réel (quelques secondes).

Les travaux sur la surveillance en temps réel de la qualité de l'eau sont très récents. Par conséquent, les technologies développées dans ce domaine sont encore peu utilisées. On ne dispose pas encore de suffisamment de retour d'expérience dans ce domaine.

Un retour d'expérience se développe à partir des observations. Compte tenu du contrôle strict de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution, fort heureusement on a peu d'incidents de contamination accidentelle. Ceci réduit notre retour d'expérience.

Aussi pour avancer dans ce domaine, on peut réaliser des essais dans des stations « pilotes » qui reproduisent les conditions de distribution de l'eau (pression, vitesse, matériaux,..) et dans lesquelles on peut injecter des contaminants d'après des scénarios bien définis. L'instrumentation de ces pilotes par des technologies avancées permet de tester ces technologies dans diverses conditions et de pouvoir ainsi déterminer leur domaine de fonctionnement et de fiabilité.

On présente dans ce chapitre un pilote qui a été construit dans le cadre de cette thèse au Laboratoire de Génie Civil et géo-Environnement. Après une description de ce pilote, on présente les tests préliminaires réalisés. Dans le 3<sup>ème</sup> chapitre, on présente l'étude réalisée par ce pilote.

## **2.2 Cahier de charge pour la construction de pilote « qualité de l'eau »**

Le pilote vise étudier la capacité des capteurs disponibles dans le marché à détecter une contamination accidentelle chimique ou biologique dans l'eau potable. Cela concerne à la fois la détermination du domaine de fonctionnement de chaque capteur et sa fiabilité.

Pour réaliser cet objectif, le pilote doit reproduire les conditions réelles de distribution de l'eau, notamment en termes de matériaux utilisés, de vitesse de circulation et de pression. Il doit aussi permettre d'injecter dans le réseau des différents types de contaminants (biologiques et chimiques) d'après une procédure simple et reproductible. Il doit aussi permettre de réaliser des essais selon différents scénarios (programmes d'injection).

## **2.3 Description du pilote**

### **2.3.1 Architecture**

La figure 2.2 présente le pilote construit en laboratoire. Ce pilote comporte des conduites pour la circulation de l'eau, des réservoirs pour le remplissage, la vidange et l'injection des produits chimiques ou biologiques, des pompes pour faire circuler l'eau, des connexions pour les équipements qu'on souhaite tester, des vannes pour contrôler le sens et le débit de la circulation, un dispositif pour injecter les « polluants » et une instrumentation pour la mesure de la pression et la vitesse de circulation de l'eau.

On donne ci-dessous une description de ces différentes composantes.

Des tuyaux opaques doubles couches ont été utilisés dans le pilote pour éviter l'entrée de la lumière et la formation des biofilms. Ces tuyaux sont de 16 mm de diamètre et formés d'Aluminium à l'extérieur et du plastique à l'intérieur. La longueur totale du réseau est de 61m.

Deux vannes notées (14) et (15) sont placées à l'amont et l'aval des points de connexion des capteurs, permettent la diminution de la longueur du réseau pour avoir la possibilité de réduire la longueur du réseau.

Un réservoir de 40 L alimente le réseau grâce à une pompe centrifuge.

Le design du prototype permet la circulation de l'eau en circuit ouvert par ouverture de la vanne (11) et fermeture de la vanne (12), ou en circuit fermé par l'ouverture de la vanne (13) et la fermeture de la vanne (11).

Deux orifices notés (1) et (2) ont été utilisés pour introduire ou injecter les produits chimiques et biologiques dans le système. Le débit d'eau est contrôlé à l'aide de plusieurs vannes et mesuré en permanence avec un débitmètre automatique (6). Plusieurs manomètres sont branchés sur le circuit pour mesurer la pression en permanence en tout point du circuit.

Les « capteurs » de qualité utilisés dans nos expériences sont branchés en ligne à 41 m des orifices d'injections. Pendant les expériences en circuit ouvert, l'eau est transmise à un réservoir extérieur noté (9) pour la désinfection et le traitement de l'eau polluée. Une purge d'air automatique est branchée dans le point le plus haut du circuit pour vider le système après chaque expérience. Un compresseur d'air est branché à l'entrée du système pour sécher le réseau après le lavage du système à la fin de chaque essai.

Des dispositifs anti refoulement, clapets anti-retour et un robinet d'arrêt sont installés pour empêcher le retour d'eau contaminée dans le système de distribution.

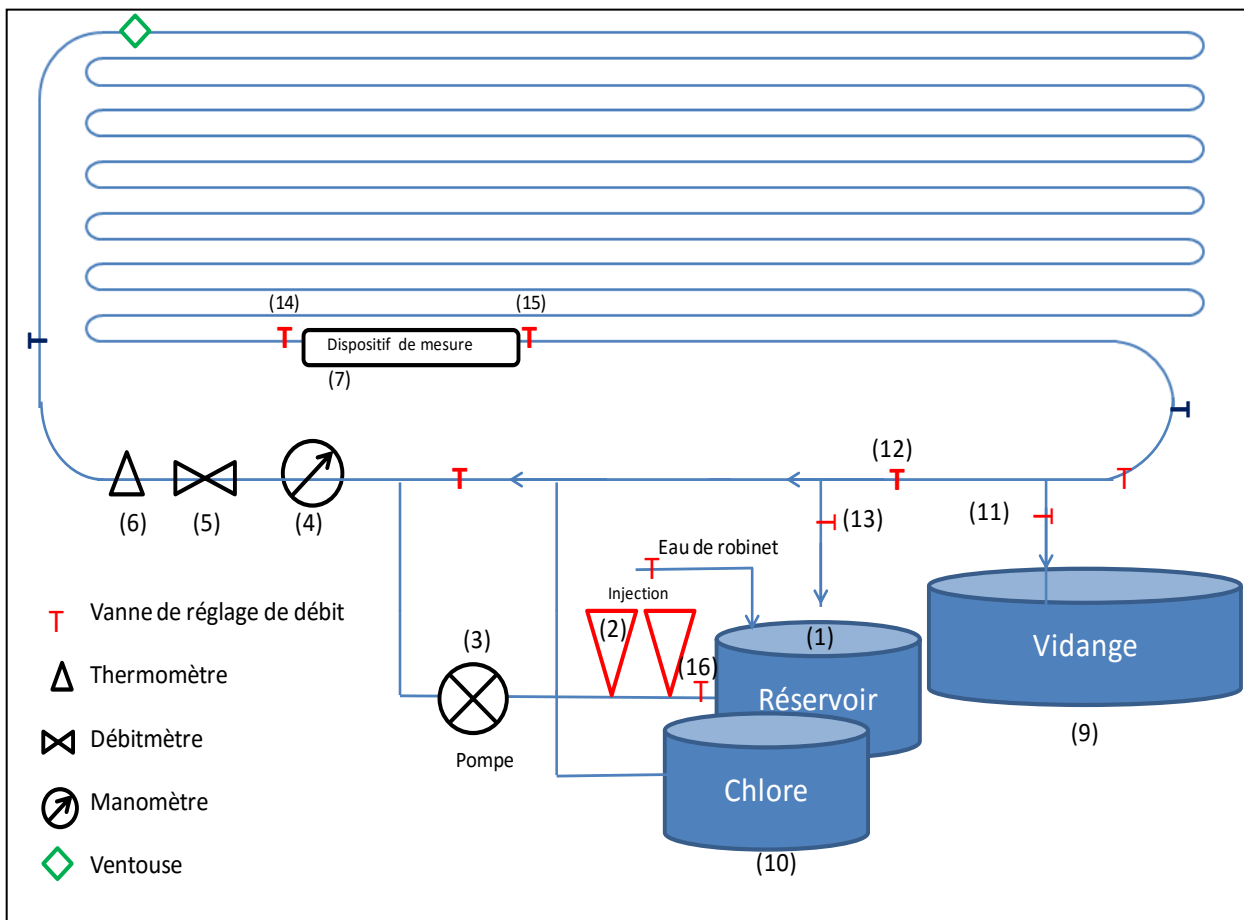


Figure 2. 1: Schéma du pilote « Qualité de l'eau »



*Figure 2. 2: Photo du pilote et des instruments « Qualité » utilisés*

### 2.3.2 Système d'injection de contaminants

Un dispositif a été intégré dans le pilote pour injecter différents types de contaminants (chimiques et biologiques). Ce dispositif a été installé entre le réservoir d'alimentation (réservoir 1, Figure 2. 1) et la pompe (équipement 3, Figure 2. 1). La Figure 2. 2 montre le dispositif construit. Il comporte des réservoirs coniques connectés au réseau par des vannes.



*Figure 2. 3: Dispositif d'injection des contaminants*

Les contaminants sont injectés par la fermeture de la vanne alimentant la station à partir du réservoir principal (*Figure 2. 1*, section 16), et en alimentant la station uniquement par les orifices situés à l'amont de la pompe. L'alimentation se fait toujours à travers le réservoir, sans branchement direct au réseau principal pour empêcher le retour de l'eau contaminée. Le débit est fixé en ajustant les différentes vannes sur la ligne de dérivation de la pompe. L'injection de contaminants est réalisée en fermant la vanne (16) et en ouvrant la vanne du réservoir d'injection.

### 2.3.3 Instrumentation « qualité de l'eau »

La surveillance en temps réel de la qualité de l'eau nécessite une technologie avancée. Leur utilisation dans le réseau d'eau potable doit répondre à des exigences de performances, de fiabilité, de coût et de maintenance.



Dans le cadre du projet européen SmartWater4Europe, les instruments suivants ont été sélectionnés pour le suivi de la qualité de l'eau :

- S :: Can
- Optiqua
- Intellisonde

Ces instruments sont sans réactif. Ils peuvent être insérés dans les conduites d'eau sous pression.

Les instruments sont connectés au pilote à travers un système de vannes (*Figure 2. 1*, dispositif 7). La *Figure 2. 4* donne le détail des branchements. Chaque instrument est branché à travers une vanne en circuit ouvert (la sortie de chaque instrument est branché directement au réservoir de vidange). Ce dispositif permet de réaliser des tests avec les différents instruments et dans les mêmes conditions.



*Figure 2. 4: Dispositif de branchement des instruments « Qualité de l'eau »*

On donne ci-dessous une description détaillée des instruments «Qualité » utilisés.

#### ***A) s ::can micro::station***

La figure 2.5 montre la micro-station s :: can (s :: can micro::station). Cette station combine plusieurs instruments dans un seul système. Elle est conçue pour la surveillance en ligne des paramètres de qualité de l'eau potable. Les composants essentiels de cette station sont :

- le Spectro::Lyser,
- les sondes S :: can
- le contrôleur

Ces composantes sont assemblées sur un panneau compact.



*Figure 2. 5:Photo du capteur s::can branché sur le circuit pilote*

La station *s::can* comporte un dispositif multi - paramètres. Elle utilise la spectroscopie UV-Visible pour identifier les espèces chimiques solubles dans l'eau. Elle est connectée à un terminal *con::cube* équipé par le logiciel *moni::tool* pour l'acquisition et l'affichage des données, et pour le contrôle à distance de la station.

Les mesures réalisées par *s::can* sont envoyées via une carte 3G à un serveur Web qui peut être connecté à un système *SCADA*. Ces données sont aussi consultables en temps réel à l'aide d'une application Android. Une fois le spectre pour l'eau non-contaminée est établie, toute nouvelle contamination dans l'eau peut être détectée comme étant un écart par rapport à la ligne de base ou de référence du spectre. Le signal de référence est normalement généré à partir de plusieurs échantillons d'eau non contaminés. Le capteur fournit des données spectrales entre 190 et 720 nm en référence à des algorithmes préétablis qui détectent les changements de la ligne de base du spectre pour plusieurs paramètres de qualité de l'eau (DI Andreas Weingartner 2006).

Les composants de base de la station sont :

- Un terminal *con :: cube* qui alimente les capteurs, recueille, stocke, traite, visualise et transmet les données
- Un capteur *i :: scan* avec, avec une possibilité d'ajouter jusqu'à trois capteurs supplémentaires
- Une cellule d'écoulement qui guide la circulation de l'eau autour des capteurs
- Une plaque de base pour monter toutes les composantes
- Une brosse de moteur pour nettoyer le capteur *i :: scan*
- Des vannes pour contrôler le débit d'eau à l'entrée et la sortie
- Des tubes qui relient tous les composants
- Un limiteur hydraulique de débit pour le control de débit et la prévention de l'écoulement de retour
- Un filtre Interne pour empêcher les matériaux grossiers de pénétrer dans la station
- Un transmetteur de pression pour délivrer le signal de pression au *con :: cube*
- Un détecteur de débit pour délivrer un signal de débit / absence au *con :: cube*

Les sondes sont branchées sur la micro-station ; les sorties digitales de ces sondes sont intégrées avec la sortie numérique du capteur (*s::can*).

La figure 2.6 montre les différentes sondes :

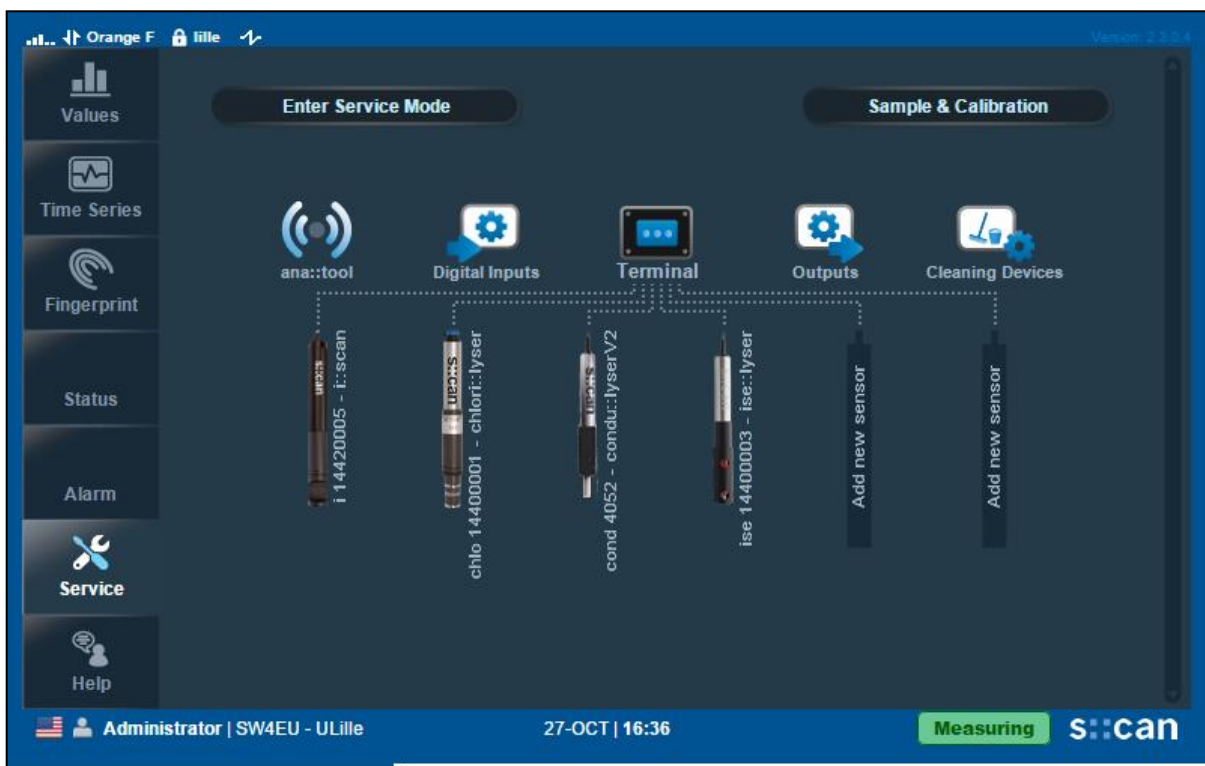
Le *chlori :: lysen* est une sonde pour la surveillance du chlore libre (avec une possibilité de mesurer le chlore total et le dioxyde de chlore) le chlore est mesuré d'une manière indépendante du débit et du niveau du pH.

Le *pH :: lysen* est une sonde multi-paramètre qui mesure la valeur du pH et de la température directement dans l'eau. Le *pH :: lysen* utilise la température pour corriger le résultat de la mesure de pH en ligne.

Le *condu :: lysen* est aussi est une sonde physique qui mesure la conductivité, la température et la salinité. Le principe de mesure est en contact avec 4 électrodes et est indépendant de l'écoulement, et compense automatiquement et en ligne la température.



Figure 2. 6:: Les sondes intégrés dans le système s ::can  
 a) Chlori::lyser b) pH::lyser c) Condu::lyser





*Figure 2. 7: Exemple de mesure direct de S::can*

### **B) Optiqua EventLab**

La figure 2.7 montre le système de mesure « Optiqua EventLab ». Ce système mesure le changement de l'indice de réfraction de l'eau en utilisant le principe de l'interférométrie de Mach et Zehnder (MZI), ce qui permet de détecter des modifications (chimiques) éventuelles dans la composition de l'eau potable. L'indice de réfraction (RI) est un indicateur utile de la qualité générique de l'eau. En effet, toute substance dissoute dans l'eau affecte l'indice de réfraction de la matrice de l'eau (M.A.B. van Wijlen and W. van Delft 2011).

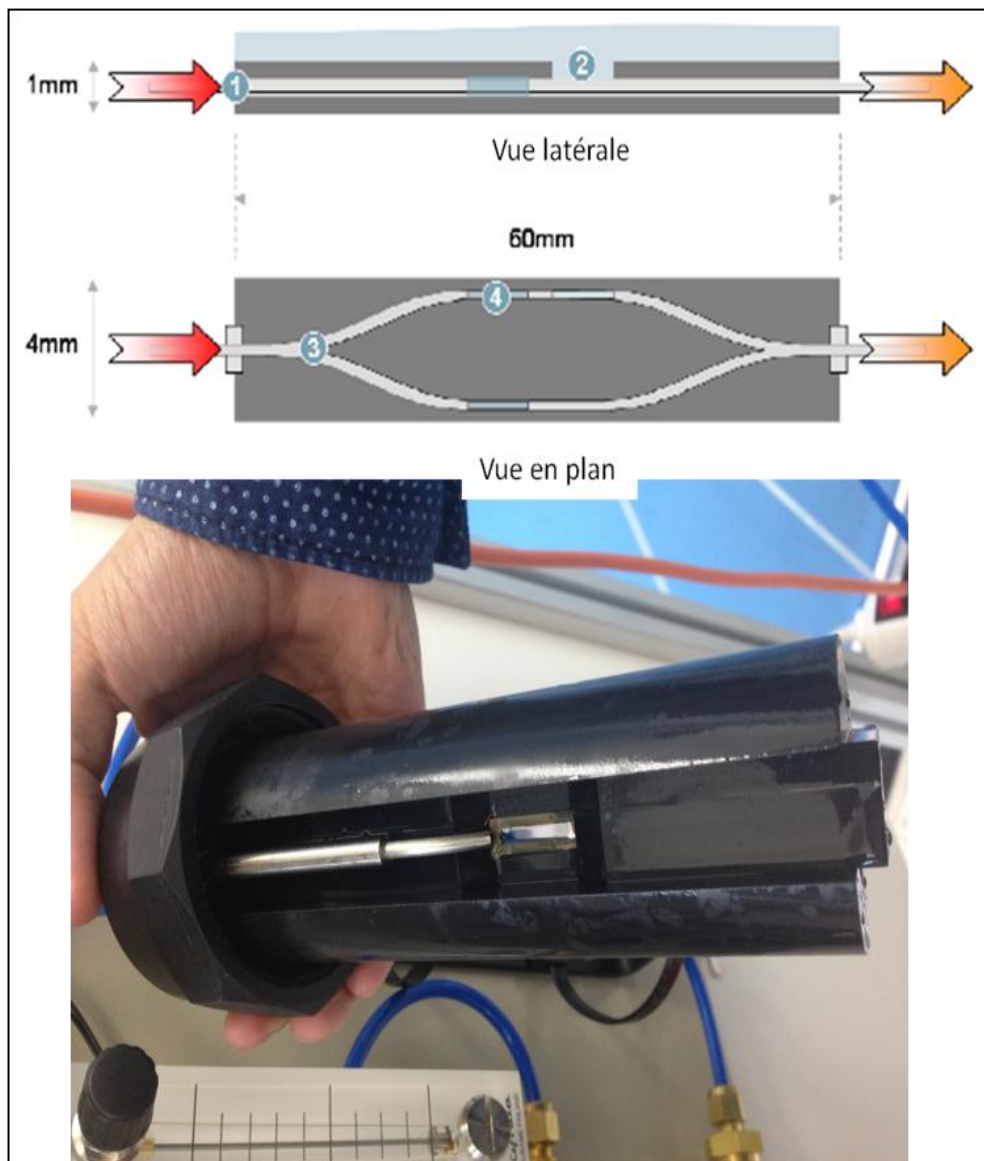
Le système EventLab est basé sur une version intégrée de l'interféromètre optique de Mach-Zehnder.

La figure 2.8 représente le schéma des faisceaux traversant la sonde:

- 1) La lumière laser entre par les guides d'ondes de 4 µm de largeur,
- 2) une haute gaine est retirée pour exposer la fenêtre de détection aux échantillonnages,
- 3) le faisceau lumineux est divisé en deux trajets, le changement de l'indice de réfraction provoque un déphasage par rapport à la lumière laser.
- 4) L'interférence entre le faisceau de détection et le faisceau de référence révèle une différence de phase induite.



*Figure 2. 8: Système de mesure « Optiqua EventLab »*



**Figure 2. 9: Trajet des faisceaux traversant la puce MZI**

Le modulateur de phase permet une mesure précise de la différence de phase, qui est directement proportionnelle au changement de phase (M.A.B. van Wijlen and W. van Delft 2011).

Les variations de l'indice de réfraction de l'échantillon d'eau au-dessus du capteur sont mesurées comme des changements de phases relatifs de la lumière qui se propageant à travers la fenêtre de détection. Le signal de sortie primaire du capteur est le déphasage de la lumière

$$\Delta\phi_m = (2\pi/\lambda)L_{int}(\partial n_{eff}/\partial n_{eau})\Delta n_{eau}[\text{radians}] \quad (\text{Eq. 2.1})$$

Où  $\lambda$  est la longueur d'onde de la lumière dans le vide,  $L_{int}$  est la longueur d'interaction de la fenêtre de détection,  $\partial n_{eff}/\partial n_{eau} \cong 0,21$  et indique la sensibilité de la lumière passant à travers

la fenêtre de détection face au changement de l'indice de réfraction de l'eau, et  $\Delta n_{\text{eau}}$  est le changement de l'indice de réfraction de l'eau qui s'écoule sur la fenêtre de détection.

Le capteur Optiqua de EventLab est équipé d'un laser de longueur d'onde  $\lambda = 850$  nm. La taille de la fenêtre  $L_{\text{int}}=10$ mm. En utilisant l'équation (2.1), le changement de l'indice de réfraction de l'eau  $\Delta n_{\text{eau}}$  est donné par :

$$\Delta n_{\text{eau}}=4*10^{-4}(\Delta\Phi_m/2\pi) \quad (\text{Eq. 2.2})$$

EventLab utilise la quantité  $\Delta\Phi_m/2\pi$  pour représenter le changement de l'indice de réfraction.

Les principales composantes du système Optiqua EventLab sont :

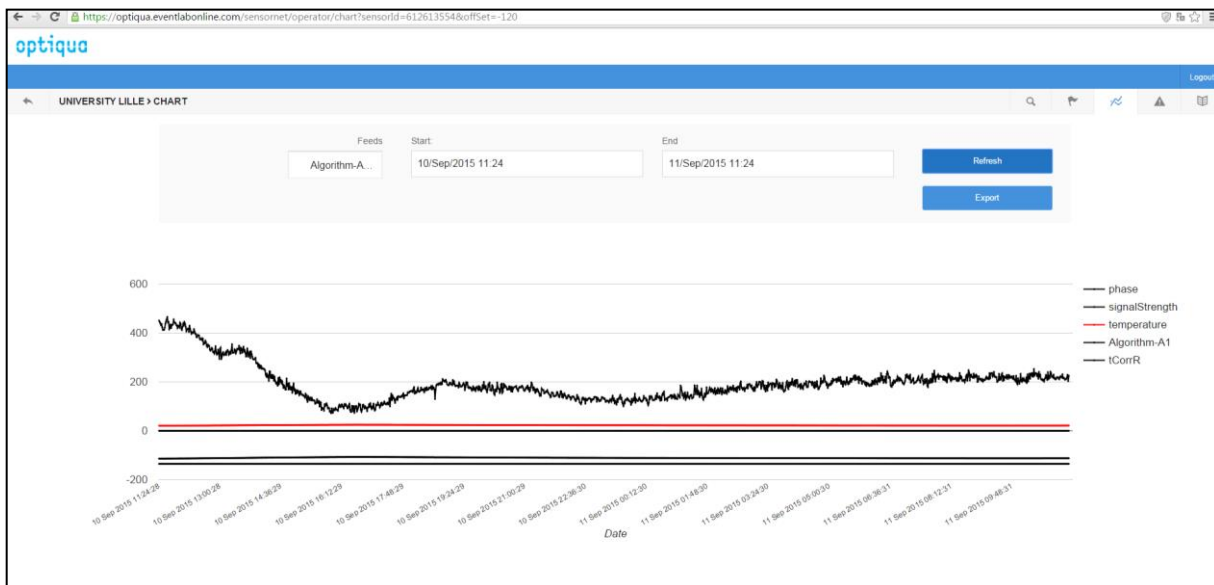
- Le capteur optique (puce MZI), modem pour la transmission de données, les logiciels d'analyse de données et de détection des événements.
- Les composantes de base de la station :
  - L'unité principale contenant la carte SIM et l'équipement de transmission de données.
  - Boîte d'alimentation électrique.
  - Capteur de température.
  - Débitmètre.
  - Un limiteur hydraulique de débit.
  - Filtre à l'entrée de la station.
  - Électrovanne d'écoulement le nettoyage automatique.
  - Sonde d'EventLab dans une sonde d'écoulement.

La Figure 2. 10 montre un exemple des mesures continues en ligne chaque minute, pour la phase, la température et la phase corrigée de l'effet de la température; ainsi qu'un algorithme A1 programmé pour détecter les anomalies dans les mesures.

On peut voir sur cette figure que les mesures sont stables et aucune perturbation de qualité n'est en train de se passer.

Ces mesures enregistrées chaque minute et envoyées au serveur Web peuvent être téléchargées sous format CSV. En même temps les mesures peuvent être enregistrer chaque seconde et directement accessibles sur un ordinateur lié au capteur.





**Figure 2. 10: Exemple de mesure de EventLab**

### ***C) Intellisondes***

La figure illustre le système Intellisonde. Ce système utilise les technologies électrochimique et optique pour contrôler la conductivité, la température, le pH, le chlore libre et total, l'oxygène dissous, le potentiel d'oxydo - réduction, le redox, la turbidité et la couleur.

Ce système est conçu pour une insertion directe dans la conduite d'eau. Son intégration dans notre pilote a nécessité une adaptation particulière (Figure 2.11).



**Figure 2. 11: Illustration du système Intellisonde**

Les mesures sont effectuées comme suit (Figure 2.12) :

- La mesure du chlore est basée sur la technique voltampérométrie.
- Une électrode de pH standard plat en verre est conçue pour mesurer dans un petit corps de capteur. Une impédance d'entrée très élevée permet de mesurer le potentiel de l'électrode de pH.
- L'ORP (potentiel d'oxydo - réduction) est mesuré avec un petit fil de platine qui est intégré dans le corps du capteur de pH.
- La température est mesurée par une sonde Pt1000.

- La turbidité est mesurée à l'aide d'une seule source (LED émettant à 860nm tel que requis par la norme, ISO 7027) et un détecteur de 90 ° mesure la lumière diffusée par les particules dans l'eau en face de la sonde .
- Une source de lumière LED (410 nm) et un détecteur en ligne sont utilisés pour mesurer la couleur de l'eau. L'absorption est la mesure de la lumière qui a été perdu dans la transmission, et qui est proportionnel à la couleur.
- Le capteur de pression est externe au système

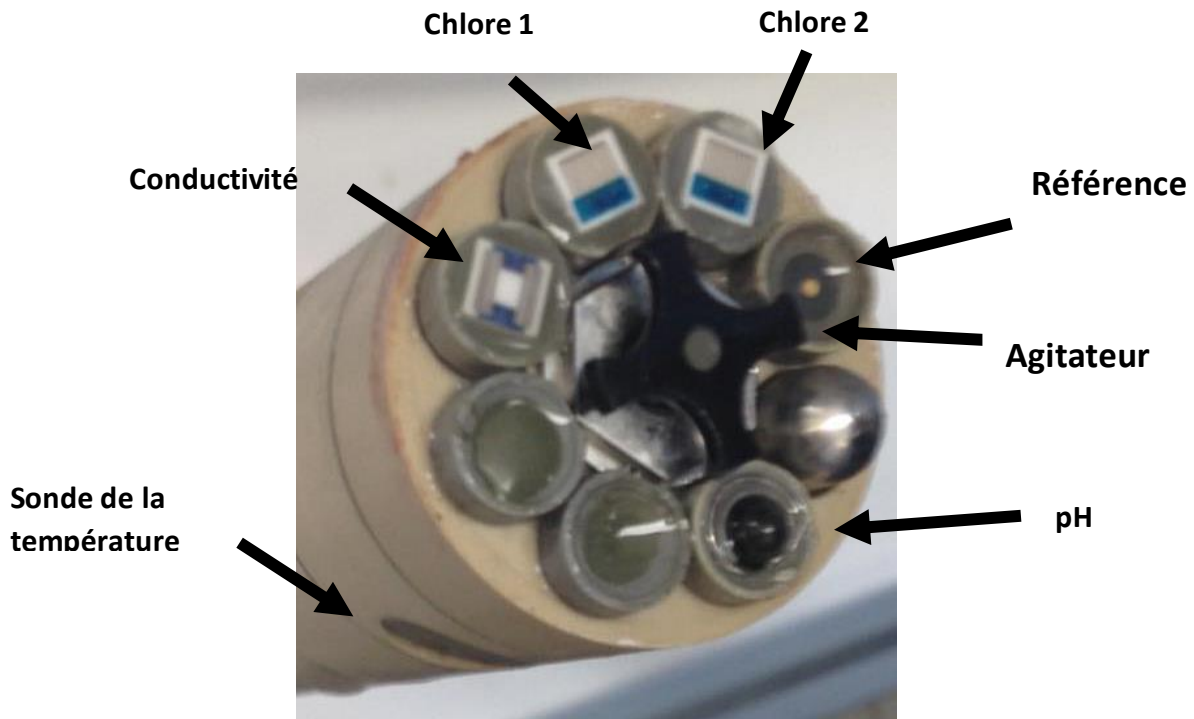
Les composants de base de la station sont :

- Un boîtier d'assemblage électronique
- Un boîtier de connecteur
- Une chaîne de Sécurité
- Un bouton de réglage
- Un couplage de surpression / point d'échantillonnage
- Une électrovanne d'écoulement et du nettoyage automatique

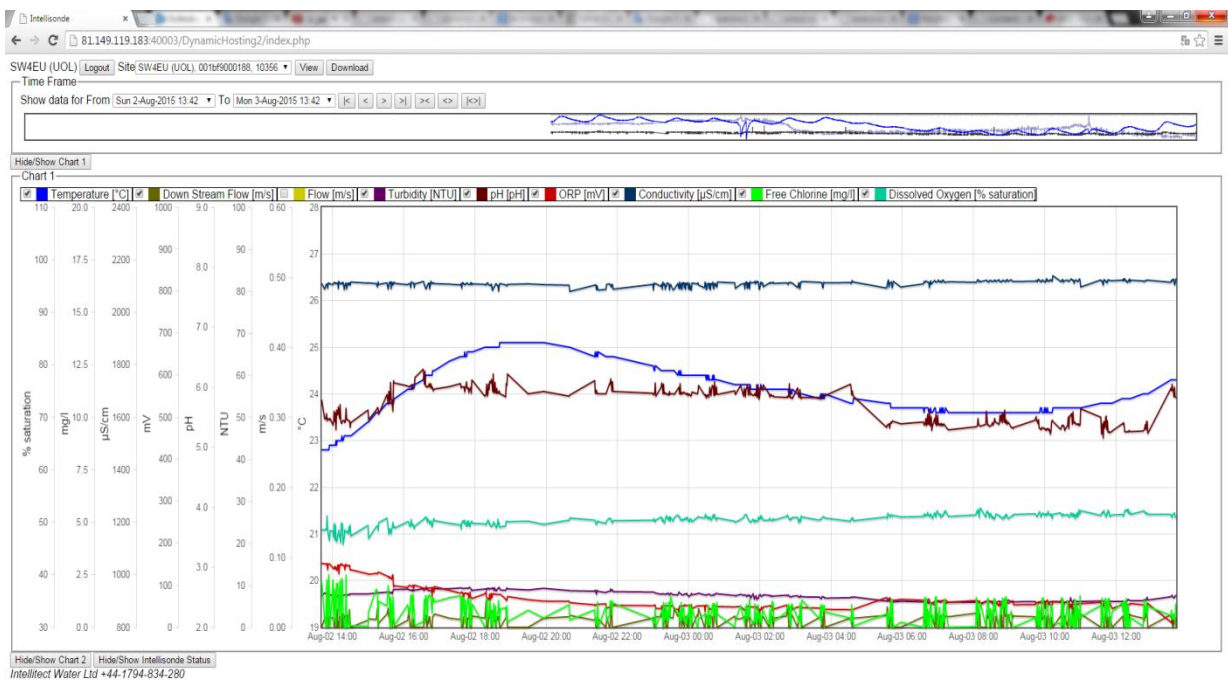
Les interfaces de communication qui peuvent être prises en charge par Intellisonde sont:

- Ethernet: TCP / IP
- RS232 / RS485: Modbus RTU / SCADA
- GPRS: TCP / IP / FTP
- Sorties analogiques: Plage de tension 0-2.5V

L'enregistrement de données se fait pour les douze paramètres mesurés et connecté à des intervalles d'une par minute, la transmission peut se faire en temps réel (via *GPRS*) et ces données peuvent être envoyés à l'adresse *TCP / IP* partout sur *www*.



**Figure 2. 12: Système Intellisondes**



**Figure 2. 13: Exemple de mesure d'Intellisondes**

La Figure 2. 13 illustre un exemple des mesures en ligne pour la température, le débit, la turbidité, le pH, l'ORP, la conductivité, le chlore libre et l'oxygène dissous envoyées chaque minute. Cette figure montre que les mesures sont quasi-stables et aucune perturbation de qualité n'est remarquée dans le cas normal sans qu'une injection soit effectuée.

## 2.4 Déroulement des essais et mode opératoire

La figure 2.12 donne le déroulement des essais :

- Le réservoir d'injection est rempli par l'eau « contaminée ».
- Le robinet (16) de branchement du réservoir est fermé et au même temps le robinet de branchement des réservoirs d'injection sont ouvert. L'instant d'injection est bien enregistré.
- La pompe fait circuler l'eau «contaminée » dans le circuit.
- Les instruments de mesure sont branchés (figure 5). Ils mesurent en permanence les paramètres «qualité de l'eau». Les autres paramètres (pression, vitesses,...) sont également suivis en permanence.

Les essais peuvent être réalisés selon deux protocoles :

- Circuit ouvert : l'eau est récupérée directement dans le réservoir de vidange pour traitement ; le circuit est alimenté en permanence à partir de différents réservoirs.
- Circuit fermé : La vanne 11 du robinet du réservoir de vidange est fermée, le réseau est alimenté pour compenser uniquement l'eau utilisé dans les instruments de contrôle la qualité de l'eau.

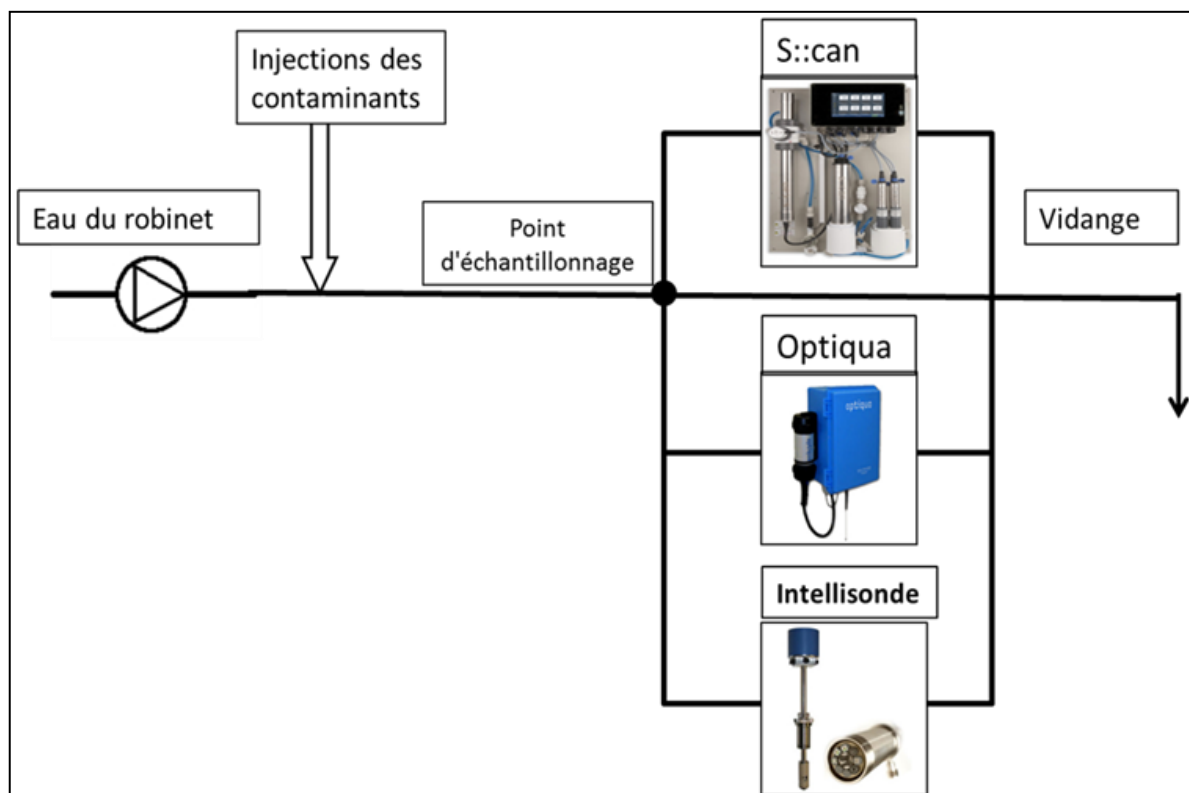


Figure 2. 14: schéma du dispositif des injections

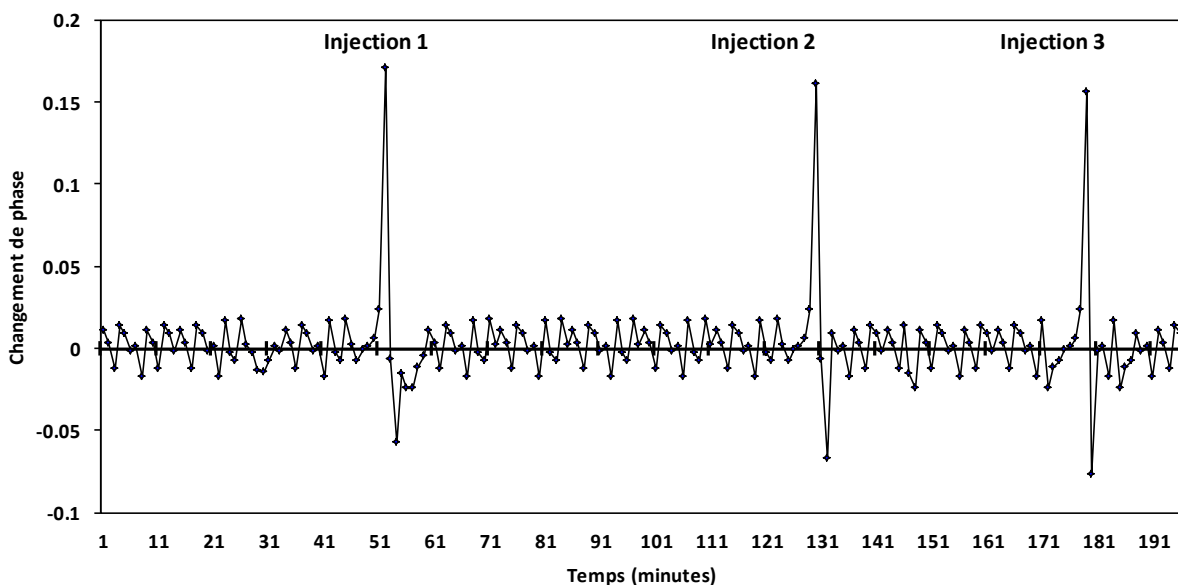
## 2.5 Tests préliminaires

Des expériences des injections des contaminations ont été réalisées sur le dispositif présenté pour étudier la capacité de ces capteurs à détecter une contamination chimique ou biologique. On présente un exemple d'injection du chlorure mercurique  $HgCl_2$ , à une concentration de 0,5 mg/L, cette expérience est répétée trois fois sous les mêmes conditions. Avant de commencer les expériences d'injection, le système est lavé par passage de l'eau potable dans un circuit ouvert pendant 30 minutes, les vannes 11, 12, 13 et 16 (**Error! Reference source not found.**), une ligne de référence est établie par mesure continue des paramètres «qualité de l'eau» du robinet par les capteurs pendant une durée minimale de 60 minutes.

Durant toute la durée des expériences, la pression et le débit dans le système sont maintenues constantes de 2 bars et de 3L/min respectivement, en ajustant les vannes sur la ligne de dérivation de la pompe. Les mesures sont enregistrées d'une façon continue par Optiqua et présentés dans la figure 2.13 sous forme de variation de phase.

Après avoir établi une ligne stable de référence de la qualité de l'eau non contaminée, ce qui prends au moins 60 minutes des mesures continues, l'eau contaminée est injectée dans le circuit en fermant la vanne 16 et en alimentant le réseau par 1 litre de l'eau contaminée à 0,5mg/L de  $HgCl_2$ , uniquement à partir du réservoir (2) des contaminants (figure 2.2), l'instant et la durée de l'injection sont notées.

La distance entre l'injection de contaminants et les points d'échantillonnage de capteurs est de 41m. Cette expérience est répétée trois fois pour assurer la répétabilité des mesures.



*Figure 2. 15: Changement de phase dans l'eau due à l'injection à de 1l de l'eau à 0,5mg/L du  $HgCl_2$*

## 2.6 Critère de détection de la contamination accidentelle

La détermination de la différence entre la variation normale de fond et un événement de contamination est vitale. La variation normale de la qualité de l'eau doit être évaluée pour régler le niveau d'alerte » des instruments.

Après avoir répondu à de nombreuses fausses alarmes, les intervenantes pourraient être moins susceptibles de réagir dans un cas de contamination réel qui pourrait affecter la santé publique.

La qualité de l'eau dans un système de distribution de l'eau potable peut varier suivant un certain nombre de conditions, y compris: la qualité de la source d'eau, le processus de traitement de l'eau, les variations dans le système de distribution, le retour d'eau, la rupture accidentelle d'une canalisation et des actions volontaires de nuisance.

Les paramètres pH, TOC, conductivité, turbidité et le chlore peuvent subir des variations qui sont liées à l'exploitation ou à des incidents.

Dans un protocole de surveillance de la qualité de l'eau potable, il est nécessaire de bien définir les paramètres de référence de la qualité de l'eau normale, notamment le TOC, le chlore, la conductivité, le pH et la turbidité. Ceci nécessite des mesures en continu de ces paramètres dans le réseau de distribution de l'eau potable.

Du fait que le pilote est installé dans une salle en laboratoire, il était impossible, pour des raisons de sécurité de tourner le système et mesurer ces paramètres pour une durée de quatre heures.

Les données collectées pour les différents paramètres sont caractérisées à travers les deux paramètres :

La moyenne :

$$\bar{X} = \frac{X_1 + X_2 + X_3 + \dots + X_n}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (\text{Eq. 2.3})$$

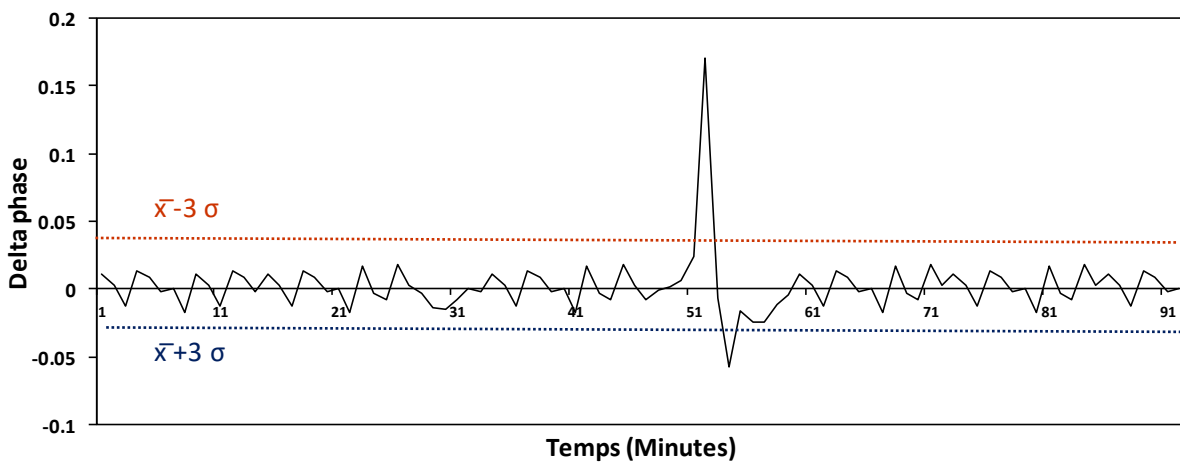
L'écart type :

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (x - \bar{x})^2}{(n-1)}} \quad (\text{Devore 2004}) \quad (\text{Eq. 2.3})$$

Où  $n$  est le nombre d'échantillons dans l'ensemble de données. La moyenne est une représentation utile de la valeur moyenne de l'ensemble de données. L'écart-type représente la dispersion des mesures pour les séries de données.

Additionner et soustraire l'écart-type à la moyenne offre une gamme pour la détection, mais dans certains cas, seulement 60 pour cent des points de données se situent dans la gamme. Dans ce travail, 3 écarts-types ont été choisis pour représenter la variation normale. Selon l'inégalité de Tchebychev, au moins 89% de l'ensemble de données devrait être dans l'intervalle de trois écarts types de la moyenne.

Dans l'exemple présenté dans le paragraphe 2.5 par exemple on peut remarquer que toutes les valeurs avant l'injection se situent dans l'intervalle  $[\bar{x} - 3\sigma, \bar{x} + 3\sigma]$ , cette méthode a été appliquée durant tout nos essais présentés dans le chapitre suivant et pour tous les paramètres mesurés par S ::CAN ainsi que par Optiqua.



*Figure 2. 16: Limites inférieur et supérieur de détection*



## 2.7 Conclusion

Le réseau pilote « qualité de l'eau » à l'échelle d'un laboratoire a été construit pour étudier la capacité des capteurs sélectionnés (*s::can*, *Optiqua et Intellisondes*) à détecter une contamination de type accidentelle ou intentionnelle dans un réseau réel de distribution de l'eau potable, et pour étudier la performance de ces capteurs à s'intégrer dans un système d'alerte précoce.

Un intérêt supplémentaire de ce système est la possibilité de créer des événements réels de contamination ce qui est impossible à réaliser sur un site réel pour les raisons de sécurité de santé publique, ainsi, le comportement des capteurs dans des conditions de terrain ne peut pas être prédit avec ce genre de procédure.

Cette solution du réseau pilote « qualité de l'eau » a permis des expérimentations dans lesquelles la totalité des conditions expérimentales étaient contrôlées, tout en rapprochant les conditions de circulation dans le pilote à ceux dans un réseau de distribution réel.

L'essai de ces équipements dans le laboratoire était la première phase d'étude avant leurs installations sur le réseau réel du campus de la cité scientifique à Lille 1, pour aider à détecter les divers changements dans la qualité de l'eau.

## **CHAPITRE 3: La demande en chlore libre par des suspensions microbiennes et l'efficacité du déploiement des capteurs de chlore**

Dans ce chapitre l'efficacité du déploiement des capteurs de chlore, comme des moniteurs de substitution pour la détection des contaminants microbiens, a été étudiée. Dans cette partie, le changement de la demande en chlore libre résiduel a été étudié en réponse à la présence des bactéries "*Escherichia coli* et *Enterococcus faecalis*" à différentes concentrations. L'objectif de cette étude est de déterminer la limite inférieure de détection des contaminations bactériennes par le capteur de chlore.

### **Sommaire**

3.1	Introduction .....	62
3.2	Matériels et méthodes .....	64
3.2.1	Culture bactérienne et préparation des suspensions bactériennes .....	64
3.2.2	Mesure de la demande en chlore libre en fonction de la concentration bactérienne.....	65
3.2.3	Dosage de chlore libre dans l'eau .....	66
3.3	Résultats et discussion .....	67
3.3.1	La demande en chlore par une concentration bactérienne de l'ordre $10^8$ UFC/ml .....	67
3.3.2	La demande en chlore par une concentration bactérienne de l'ordre $10^7$ UFC/ml.....	71
3.3.3	La demande en chlore par une concentration bactérienne de l'ordre de $10^6$ et $10^5$ UFC/ml	74
3.4	Conclusion.....	79

### 3.1 Introduction

L'eau contient naturellement des microorganismes issus de l'activité biologique naturelle, dont certains sont pathogènes pour l'homme. La contamination des eaux par des microorganismes pathogènes (bactéries, virus, parasites) est susceptible de provoquer des cas isolés de gastro-entérites voire une situation épidémique. Ainsi, la contamination microbiologique a fait l'objet d'un suivi renforcé par les autorités sanitaires et les responsables de la distribution d'eau (Berry, Xi et al. 2006). Dans ce contexte, des stratégies de contrôle sur la qualité microbiologique des eaux ont été utilisées et sont basées sur la recherche de certains microorganismes. Il s'agit des deux indicateurs microbiens: *Escherichia coli* et les entérocoques. Les souches d'*E. coli* sont considérées comme étant un indicateur certain d'une contamination récente de l'eau par des matières fécales et cité dans la réglementation - Arrêté du 11 janvier 2007 - comme « germes témoins de contamination fécale ». La présence d'*E.coli* dans l'eau potable indique que celle-ci peut contenir aussi d'autres micro-organismes entéropathogènes (Edberg, Rice et al. 2000). Par ailleurs, les souches d'*Enterococcus faecalis* ont été suggérées également comme étant des indicateurs principaux d'une contamination fécale de l'eau douce et potable (Dufour and Ballentine 1986).

La qualité microbiologique de l'eau pourrait être sérieusement affectée par une catastrophe ou une situation d'urgence d'où la nécessité de surveiller l'eau en permanence. Le traitement de l'eau potable vise principalement à éliminer ou prévenir la contamination microbiologique et à réduire ainsi le risque de maladies hydriques. La meilleure pratique est de réaliser une désinfection générale de tous les systèmes d'approvisionnement et des eaux afin de prévenir l'émergence des bactéries pathogènes. Le chlore est utilisé pour ses propriétés superoxydantes et rémanentes qui en font de lui un biocide bien adapté à la désinfection d'un réseau de distribution d'eau ou d'une réserve d'eau. Cependant, le chlore dans l'eau peut aussi réagir avec certains composés organiques qui sont naturellement présent dans l'eau et produire des sous-produits cancérigènes ou écotoxiques tels que trihalogénométhane (THM) et de l'acide haloacétique (AHA). Le teneur en chlore libre dans l'eau, destinée à la consommation humaine, est imposé par l'OMS à une valeur minimale de 0,2 mg/L et maximale de 0,5 mg/L.

Par ailleurs, des stratégies de qualité de l'eau commencent à émerger. Ces stratégies se basent sur un contrôle continu de la qualité de l'eau potable par des capteurs. Ces capteurs

visent à contrôler la qualité de l'eau en temps réel, à détecter un événement de contamination accidentelle et à déterminer la nature des contaminants contenus dans l'eau potable. Différents capteurs électrochimiques/optiques sont disponibles sur le marché et permettent un suivi de la qualité de l'eau potable dans les réseaux de distribution (Rodriguez-Mozaz, Marco et al. 2004). Ces capteurs se basent sur la mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau tels que le pH, la température, la conductivité, la turbidité, le carbone organique total, le chlore total, le chlore combiné et le chlore libre. Cependant, l'efficacité de ces paramètres dans la détection d'une contamination de l'eau par des microorganismes pathogènes, n'a pas été suffisamment étudiée. Par ailleurs, il a été montré que le chlore libre, utilisé pour la désinfection de l'eau, pourrait être un paramètre pertinent pour étudier la qualité de l'eau. De plus, le suivi de la concentration du chlore libre dans l'eau par des capteurs pourrait être utilisé comme des moniteurs de substitution lors de l'analyse des espèces chimiques tels que le pesticide d'aldicarbe et de cyanure de sodium (Byer 2005). Cependant, très peu de recherches ont été effectuées sur la relation entre la présence des contaminants microbiens et le niveau du chlore résiduel dans le système de distribution de l'eau. Il faut noter que le chlore libre, un agent oxydant, peut réagir avec une large gamme de contaminants, notamment la contamination microbienne et organique (Hall and Szabo 2005). Ainsi, un suivi de la demande de chlore, générée par la réaction avec les substances organiques microbiennes, pourrait être utilisé comme un indicateur indirect d'une contamination microbienne dans les systèmes de distribution d'eau.

La demande en chlore d'une suspension microbienne est définie comme étant la différence entre la concentration initiale en chlore libre et la concentration de chlore libre résiduel après un temps de contact avec des agents organiques tels que les micro-organismes. La concentration de chlore libre diminue, après un contact avec des matières organiques, et se rapproche d'une valeur constante. Cette valeur est appelée, dans ce manuscrit, la valeur ultime. Cette valeur indique que toute la matière organique qui était présente à l'origine, et disponible pour la réaction avec le chlore, a été épuisée (complètement oxydée si la concentration de chlore résiduel est supérieure à 0 mg/L). Dans ce contexte, ce chapitre présente l'étude réalisée sur le changement de la demande en chlore libre résiduel en réponse à différentes concentrations bactériennes dans l'eau. Différentes concentrations initiales en chlore libre ont été utilisées. Deux modèles bactériens, *Escherichia coli* et *Enterococcus faecalis*, ont été choisis. L'objectif de cette partie du travail est d'évaluer la demande limite en

chlore libre et d'étudier l'utilité de chlore libre résiduel comme étant un indicateur d'une contamination microbienne dans un système de distribution de l'eau potable.

## **3.2 Matériels et méthodes**

### **3.2.1 Culture bactérienne et préparation des suspensions bactériennes**

Les souches bactériennes utilisées pour cette étude sont *Escherichia coli* CIP 54 127 et *Enterococcus faecalis* CIP104676. Ces souches bactériennes ont été stockées à -80° C dans le Bouillon Trypticase Soja contenant 40% (v / v) de glycérol (TSB; Biokar Diagnostics, France).

La pré-culture a été inoculée par 100 µl de tubes congelés et cultivée dans 5 ml de TSB à 37°C pendant 24 h. 1 ml de cette pré-culture contenant  $5 \times 10^4$  UFC (Unité Formant Colonie) a été utilisé pour inoculer 50 ml de milieu TSB dans Erlenmeyer stérile de 500 ml. Les cultures ont été ensuite incubées à 37°C, sous agitation (160 rpm), et les cellules bactériennes ont été récoltées durant la phase exponentielle tardive (après 15 h) par centrifugation pendant 10 min à 3 500 g à 20 ° C.

Les bactéries ont été lavées deux fois avec 20 ml de tampon phosphate de potassium (Phosphate Buffer : PB; 100 mM, pH 7) et enfin remises en suspension dans 20 ml de PB. Pour disperser les cellules, un traitement aux ultrasons à 37 kHz a été effectué pendant 5 minutes à 25°C (ElmasonicS60H, Elma, Allemagne). Par la suite, les bactéries ont été remises en suspension dans PB à une concentration cellulaire de  $1 \times 10^8$  UFC / ml en ajustant la densité optique à  $OD_{620nm} = 0,110 \pm 0,005$  (Ultrospec 1100 pro, GE Healthcare, anciennement Amersham Biosciences, Royaume-Uni). Les différentes concentrations bactériennes ont été confirmées par dénombrement sur le milieu TryptoneSoy Agar (TSA : Biokar Diagnostics, France). Pour la suite des expériences, les suspensions bactériennes ont été diluées dans l'eau du robinet stérile pour obtenir une concentration cellulaire finale de l'ordre de  $10^5$ ,  $10^6$ ,  $10^7$  et  $10^8$  UFC/ml dans un volume de 0,5 litre.

### 3.2.2 Mesure de la demande en chlore libre en fonction de la concentration bactérienne

Toute la verrerie a été lavée deux fois avec un détergent puis rincée à l'eau déionisée et séchée à l'air. Les expériences ont été réalisées en suivant le protocole détaillé dans la Figure 3.1.

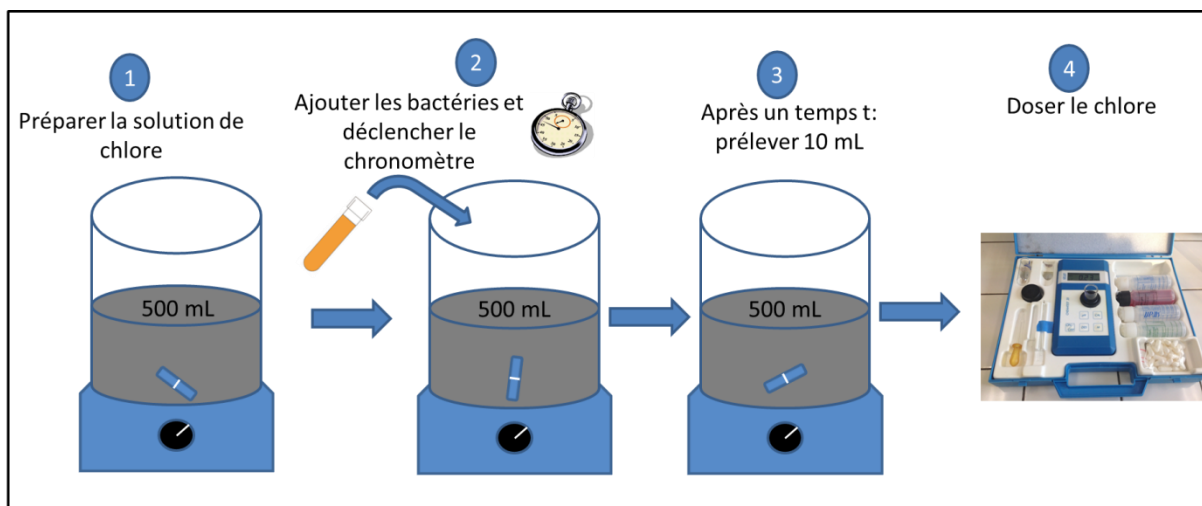


Figure 3. 1: Mesure de la demande en chlore par les suspensions bactériennes

L'hypochlorite de sodium concentré a été dilué dans l'eau de robinet stérile à des concentrations finales de 0,3, 0,5 et 1mg/L. Les solutions de chlore ont été préparées quotidiennement par dilution à partir d'une solution mère contenant 9,6% d'hypochlorite de sodium. Ensuite, 500 ml de l'eau contenant 0,3, 0,5 ou 1mg/L de chlore libre, ont été déposés dans un bécher de 1 Litre. Ensuite, un barreau aimanté a été mis dans le bécher et l'ensemble a été placé sur une plaque d'agitation magnétique pour assurer un mélange doux et continu. Pour étudier la demande en chlore par les suspensions bactériennes, les suspensions bactériennes concentrées ont été diluées dans la solution de chlore afin d'obtenir une concentration bactérienne de l'ordre de  $10^8$ ,  $10^7$ ,  $10^6$  ou  $10^5$ UFC/ml. Après l'ajout de la suspension bactérienne, le chronomètre a été déclenché et la concentration de chlore a été déterminée en fonction du temps de contact en prélevant 10 ml du bécher. L'expérience a été arrêtée quand la concentration en chlore atteint sa valeur ultime. La demande en chlore a été déterminé par le calcul de la différence entre la concentration initial en chlore libre et la concentration en chlore résiduel après un temps de contact spécifié t.

Demande en chlore =  $C_0 - C_t$

$C_0$  est la concentration initiale de chlore libre et  $C_t$  est la concentration de chlore résiduel après un temps de contact  $t$ .

### 3.2.3 Dosage de chlore libre dans l'eau

La concentration de chlore libre a été mesurée par le photomètre Chematest 20 (Méthode colorimétrique - Plage de mesure entre 0 et 10 mg/L). Ce photomètre se base sur la méthode colorimétrique dite « méthode au DPD » (N,N-diéthylphénylène-1,4-diamine). En effet, la DPD réagit avec le chlore libre pour former un composé rose dont l'intensité de la coloration est proportionnelle à la teneur en chlore libre. Pour mesurer la concentration de chlore libre, deux réactifs, OXYCON START (50  $\mu$ L) et OXYCONDPD (50 $\mu$ L), ont été mélangés dans la cuve du photomètre juste avant la mesure. Ensuite, 10 ml de la solution à analyser ont été ajoutés. L'absorption de la solution a été ensuite mesurée (Figure 3.2). Le photomètre Chematest 20 de SWAN a une précision déclarée de  $\pm 1\%$  pour la gamme de concentration utilisée dans ce travail. Le dosage de la demande en chlore a été répété 3 fois pour chaque condition expérimentale afin de vérifier la reproductibilité des résultats.



*Figure 3. 2: Chematest 20*

### 3.3 Résultats et discussion

*E. coli* et *E. faecalis* sont deux bactéries très sensibles au chlore libre à des doses compatibles avec celles préconisées par l'OMS (0,2-0,5 mg/L). Ces bactéries sont très sensibles au chlore libre à toutes les concentrations utilisées et que la présence de ces bactéries dans l'eau pourrait être détectée par la mesure indirecte du degré d'oxydation de la matière organique (mesure de la concentration de chlore libre). Pour cette étude, différentes concentrations bactériennes ont été utilisées:  $10^8$ ,  $10^7$ ,  $10^6$  et  $10^5$  UFC/ml. Pour chaque concentration bactérienne, 3 concentrations en chlore libre ont été utilisées: 1, 0,5 et 0,3 mg/L. Les résultats présentés ci-dessous montrent le suivi de la concentration de chlore libre résiduel en présence de différentes concentrations bactériennes d'*E. coli* et d'*E. faecalis*.

Les résultats obtenus montrent que la demande de chlore augmente avec l'augmentation du temps de contact. Ces résultats montrent également que la demande en chlore est dépendante à la fois de la concentration bactérienne et de la concentration initiale en chlore libre. De plus, ces résultats montrent que le temps de contact nécessaire pour atteindre la valeur stabilisée en chlore libre dépend à la fois de la concentration bactérienne et de la concentration en chlore libre initiale.

#### 3.3.1 La demande en chlore par une concentration bactérienne de l'ordre $10^8$ UFC/ml

La Figure 3.3 et la Figure 3.4. montrent les résultats obtenus sur la demande en chlore par des suspensions bactériennes de l'ordre de  $10^8$  UFC/ml d'*E. coli* et *E. faecalis*. Pour une concentration initiale en chlore libre de 1mg/L, les résultats obtenus ont montré que la demande en chlore par les suspensions  $10^8$  UFC/ml d'*E. coli* est de l'ordre de 0,9 mg/L. Cette valeur, ou cette valeur ultime, est atteinte après un temps de contact de l'ordre de 3 minutes. Des résultats similaires ont été observés dans le cas d'*E. faecalis*.

En effet, la Figure 3.3 montre que la demande en chlore par une suspension bactérienne  $10^8$  UFC/ml d'*E. faecalis* est de l'ordre de 1 mg/l pendant un temps de contact de l'ordre de 9 minutes. La différence obtenue dans le temps de contact nécessaire pour atteindre la valeur ultime semble être liée à la nature de la bactérie. En effet, *E. coli* est une bactérie Gram négative et *E. faecalis* est une bactérie Gram positive. Les bactéries Gram négatives et positives présentent des structures membranaires différentes. Cette différence dans les

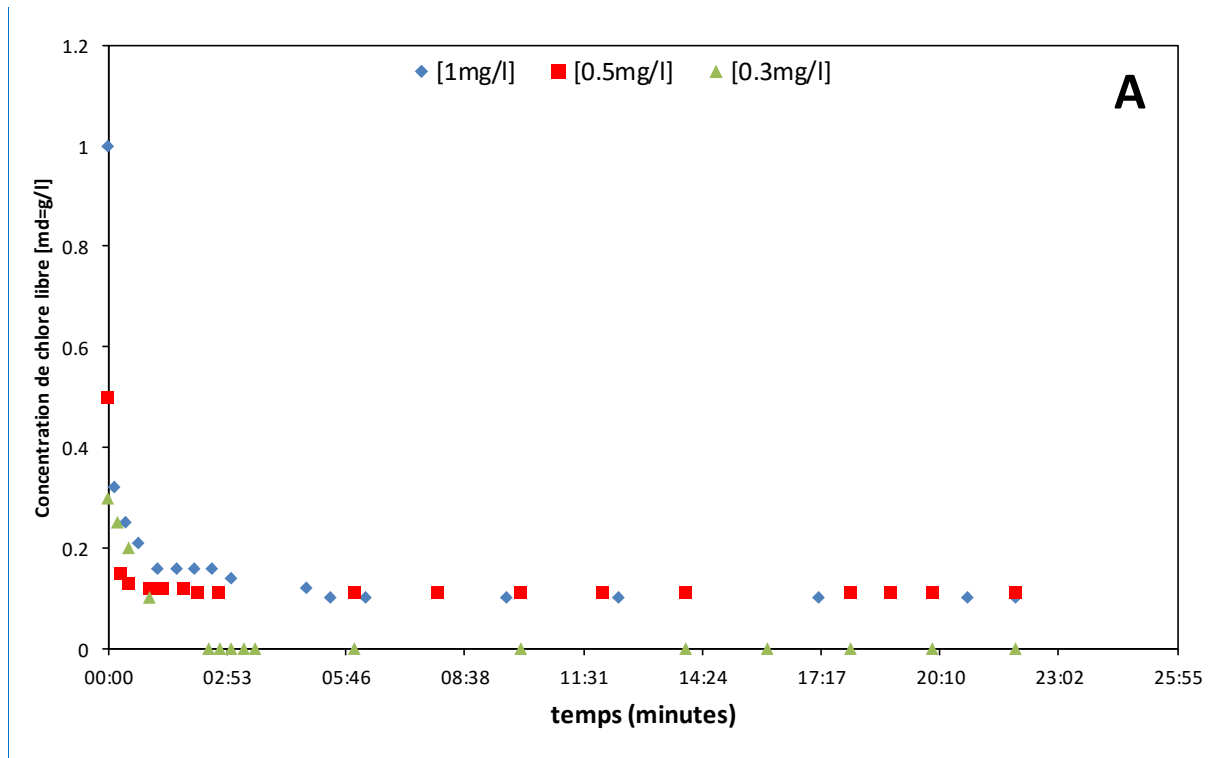


matières organiques membranes pourrait expliquer la différence obtenue sur la demande en chlore et le temps nécessaire pour atteindre la valeur ultime.

Pour les concentrations 0,5 et 0,3 mg/L en chlore libre, les résultats obtenus montrent également que les suspensions bactériennes  $10^8$ UFC/ml, des deux bactéries, ont complètement épuisé le chlore libre présent au départ. La concentration en chlore libre après un contact avec les suspensions  $10^8$ UFC/ml, d'*E. coli* et d'*E. faecalis*, est de l'ordre de 0,5 et 0,3 mg/L, respectivement pour les concentrations initiales en chlore de 0,5 et 0,3 mg/L (Figure 3.3 et Figure 3.4). Les résultats de la Figure 3.3 et la Figure 3.4 montrent que le temps nécessaire pour atteindre la valeur ultime en chlore augmente avec la diminution de la concentration initiale de chlore. Pour les concentrations en chlore de l'ordre de 0,5 et 0,3 mg/L, le temps de contact, avec la suspension  $10^8$ UFC/ml, nécessaire pour atteindre la valeur ultime en chlore n'a pas dépassé les 3 minutes. Ceci montre qu'à des concentrations en chlore libre entre 0,2 et 0,5 mg/L, concentrations recommandées par l'OMS, la détection d'une contamination microbienne de l'ordre de  $10^8$ UFC/ml par le capteur de chlore libre est rapide. En effet, le temps nécessaire pour déclencher une alarme est de l'ordre de 3 minutes.

Suite aux résultats obtenus sur des concentrations bactériennes de l'ordre de  $10^8$ UFC/ml, des concentrations bactériennes plus faibles ont été testées. Ainsi, les concentrations bactériennes de l'ordre de  $10^7$ ,  $10^6$  et  $10^5$ UFC/ml, d'*E. coli* et d'*E. faecalis*, ont été étudiées. L'objectif de ces essais est de déterminer la limite de capteur de chlore dans la détection des contaminations microbienne dans l'eau.

$10^8$  UFC/ml  
[ E.coli ]



[ *E. faecalis* ]

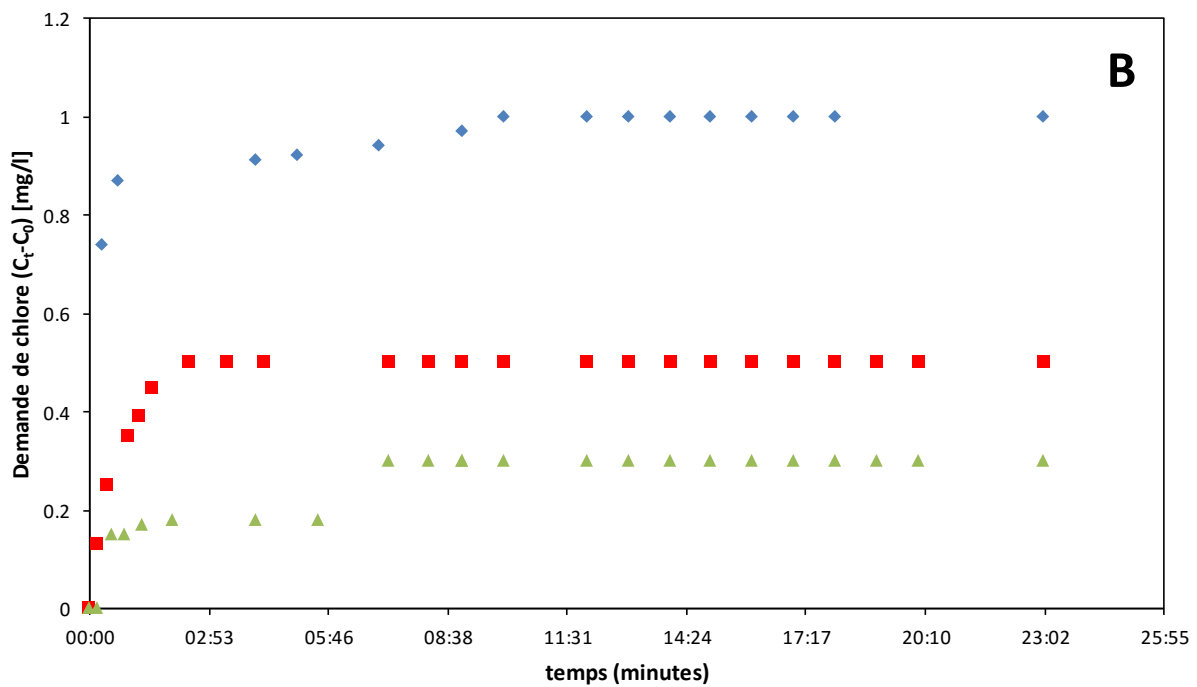
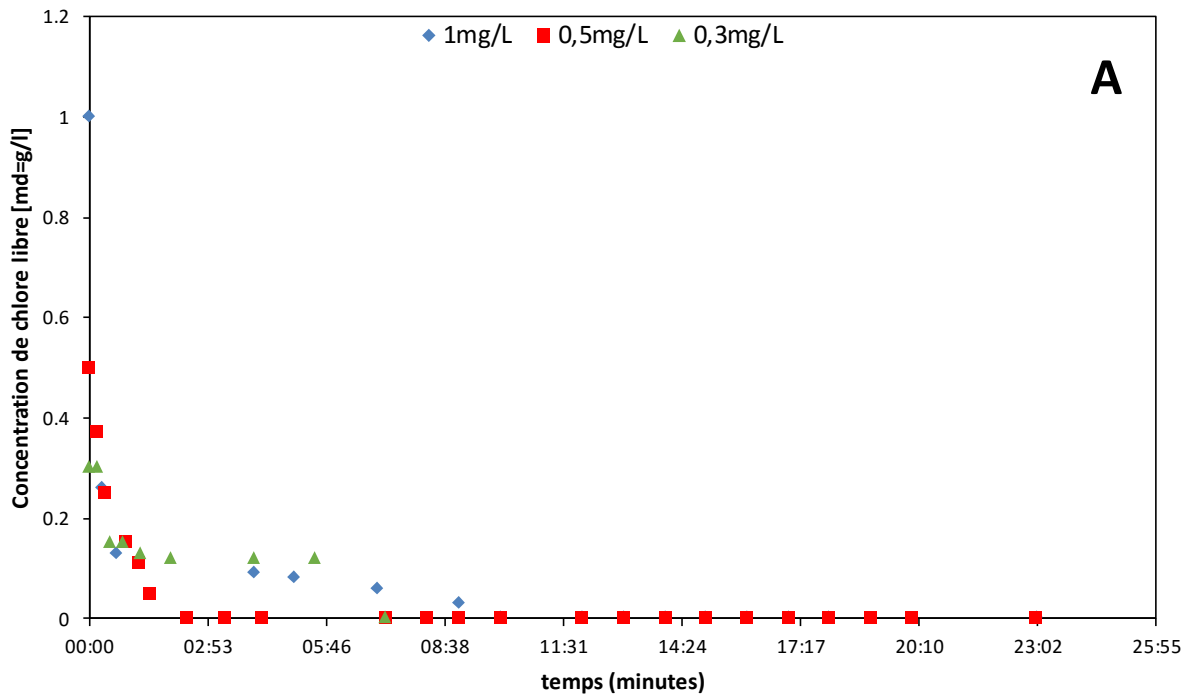


Figure 3. 5: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de  $10^8$  UFC/ml pour *E. faecalis*

### 3.3.2 La demande en chlore par une concentration bactérienne de l'ordre $10^7$ UFC/ml

Les résultats relatifs aux concentrations bactériennes de l'ordre  $10^7$ UFC/ml sont présentés dans la Figure 3.5 et la Figure 3.6. Pour une concentration bactérienne de l'ordre de  $10^7$ UFC/ml d'*E. coli*, les résultats obtenus ont montré que le temps de contact nécessaire pour atteindre la valeur ultime augmente avec la diminution de la concentration bactérienne. Ces résultats montrent également, que les suspensions  $10^7$ UFC/ml d'*E. coli* ont complètement épuisé les concentrations en chlore libre 0,5 et 0,3 mg/L respectivement pendant un temps de contact de 10 et 5 minutes. Dans le cas d'*E. faecalis*, les résultats ont montré que le temps nécessaire pour atteindre la valeur ultime en chlore est plus court et de l'ordre de 2 minutes pour une concentration initiale de 0,5 et 0,3 mg/L en chlore libre.

Ces résultats montrent que les suspensions bactériennes, d'*E. coli* et d'*E. faecalis*, ont généré une quantité suffisante de la matière organique. Ainsi, une contamination microbienne de l'ordre de  $10^7$ UFC/ml pourrait être détectée pendant un temps inférieur à 10 minutes par des capteurs de chlore, si la concentration en chlore libre dans l'eau est proche des valeurs préconisées par l'OMS.

**10<sup>7</sup>UFC/ml**

[ *E.coli* ]

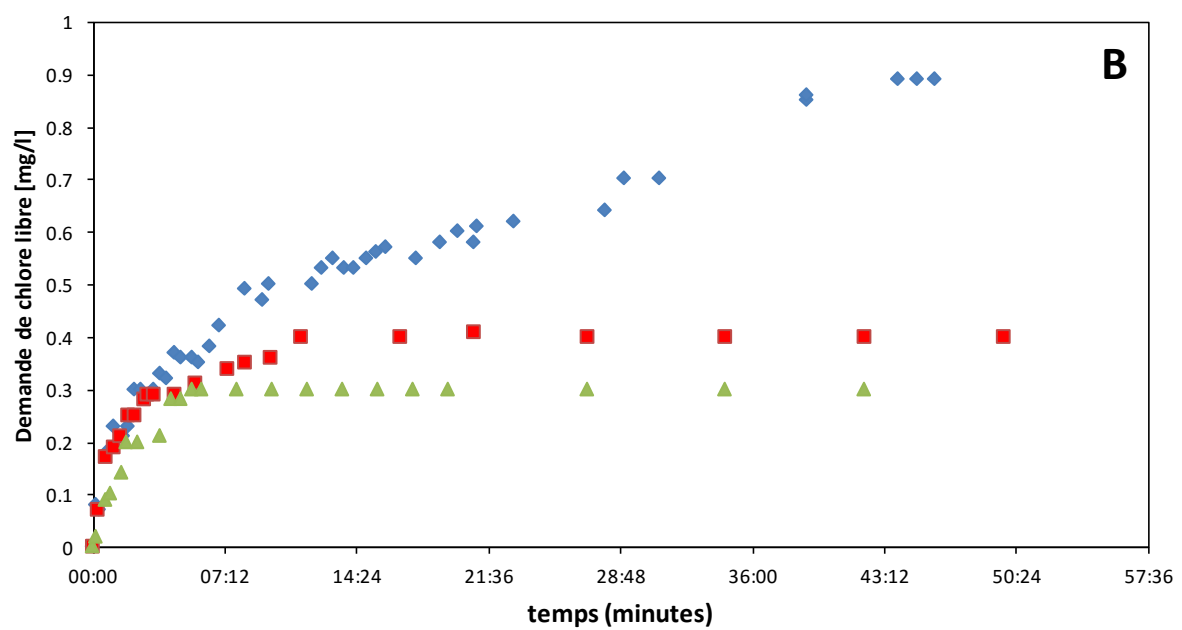
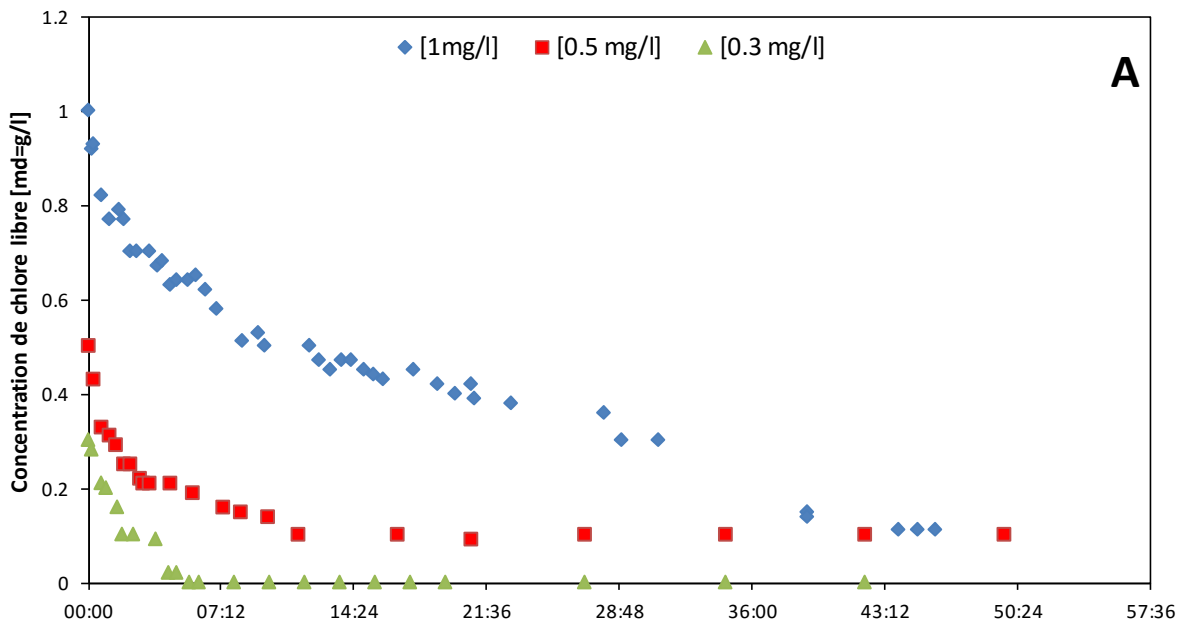


Figure 3. 6: La concentration de chlore libre résiduel(A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 10<sup>7</sup> UFC/ml pour *E.coli*

[ *E. faecalis* ]

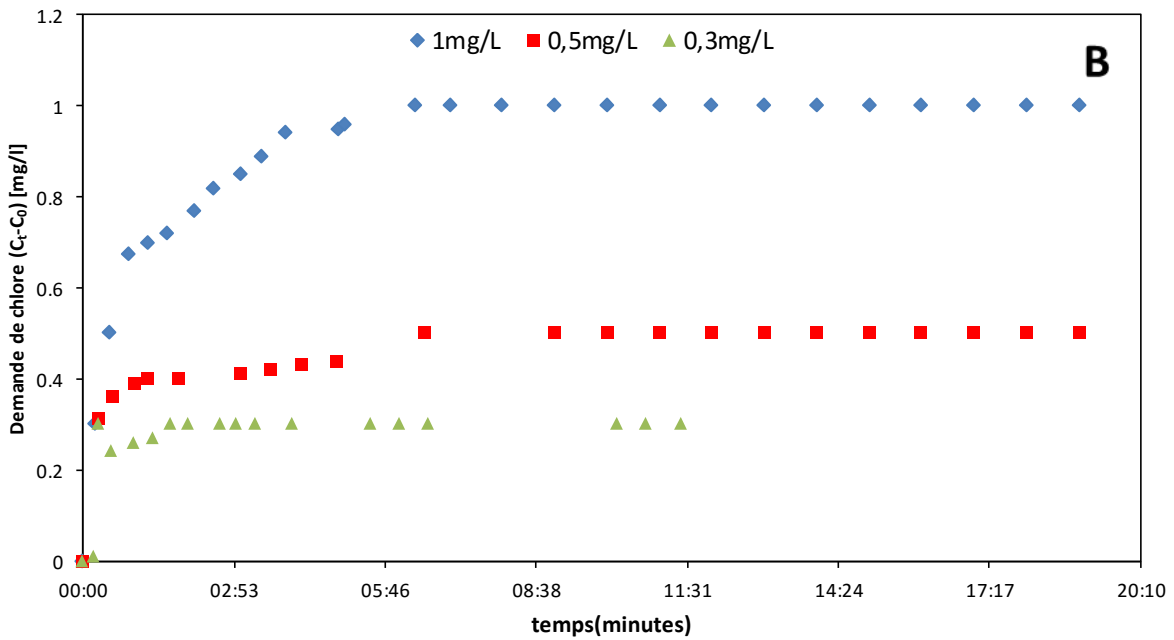
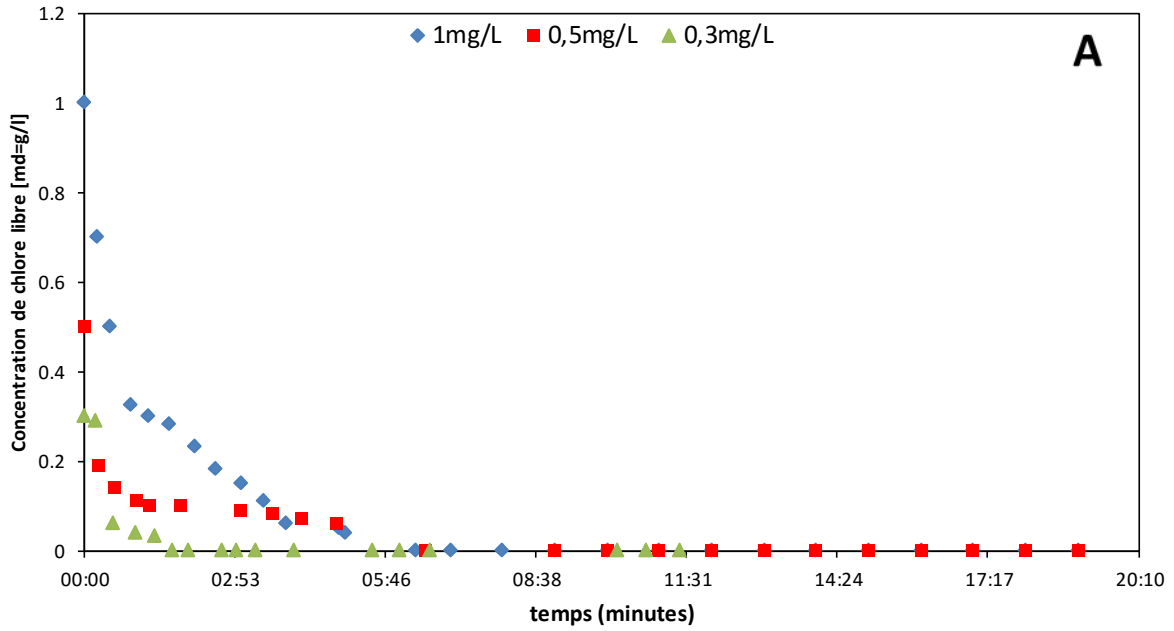


Figure 3. 7: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de  $10^7$  UFC/ml pour *E. faecalis*

### 3.3.3 La demande en chlore par une concentration bactérienne de l'ordre de $10^6$ et $10^5$ UFC/ml

Les résultats, relatifs aux concentrations bactériennes inférieures à  $10^7$ UFC/ml, montrent que la demande en chlore diminue avec la diminution de la concentration bactérienne. La Figure 3.9 et la figure 3.10 montrent que la valeur ultime en chlore libre, après contact avec les suspensions bactériennes de l'ordre de  $10^6$  et  $10^5$ UFC/ml, n'atteint pas le 0 mg/L. Ceci montre que le chlore libre est largement suffisant pour épuiser les matières organiques générées par les suspensions bactériennes  $10^6$  et  $10^5$ UFC/ml.

La Figure 3.7 montre que la concentration en chlore résiduel, après le contact avec la suspension bactérienne  $10^6$ UFC/ml d'*E. coli*, a diminué de 1 mg/L à 0,4 mg/L pendant un temps de contact de l'ordre de 10 minutes. Par ailleurs, la concentration de chlore résiduel après le contact avec la suspension  $10^6$ UFC/ml d'*E. coli* a diminué de 0,5 mg/L à 0,4 mg/L pendant un temps de contact de l'ordre de 5 minutes. Cependant, l'exposition de la suspension  $10^6$ UFC/ml d'*E. coli* à la concentration 0,3 mg/L en chlore libre n'a pas entraîné une diminution significative de la concentration de chlore initiale.

Dans le cas d'*E. faecalis*, les résultats ont montré que la concentration de chlore libre, après le contact avec les suspensions  $10^6$  UFC/ml, a chuté de 1 mg/L à 0,4 mg/L pendant un temps de contact de 4 minutes. Par ailleurs, La suspension  $10^6$ UFC/ml d'*E. faecalis* a diminué la concentration de chlore libre 0,5 mg/L à une valeur ultime de 0.2 mg/L pendant un temps de contact de 3 minutes. Cette suspension bactérienne,  $10^6$ UFC/ml d'*E. faecalis*, a diminué la concentration de chlore libre 0,3 mg/ml à une valeur ultime de l'ordre de 0,17 mg/ml pendant un temps de contact de l'ordre de 5 minutes.

Par ailleurs, aucune demande de chlore n'a été observée pour les concentrations cellulaires inférieures ou égale à  $10^5$  UFC/ml. En effet, les suspensions bactériennes de l'ordre de  $10^5$ UFC/ml, d'*E. coli* et d'*E. faecalis*, n'ont pas entraîné une chute de la concentration de chlore quelle que soit la concentration initiale. Ceci montre que l'oxydation de la matière organique, générée par des concentrations bactériennes de l'ordre  $10^5$ UFC/ml, est indétectable dans ces conditions. Par conséquent, l'utilisation de chlore libre comme paramètre de la détection des contaminations bactériennes semble être efficace seulement si la concentration bactérienne dans l'eau est supérieure ou égale à  $10^6$ UFC/ml.

**$10^6$ UFC/ml**

[ *E.coli* ]

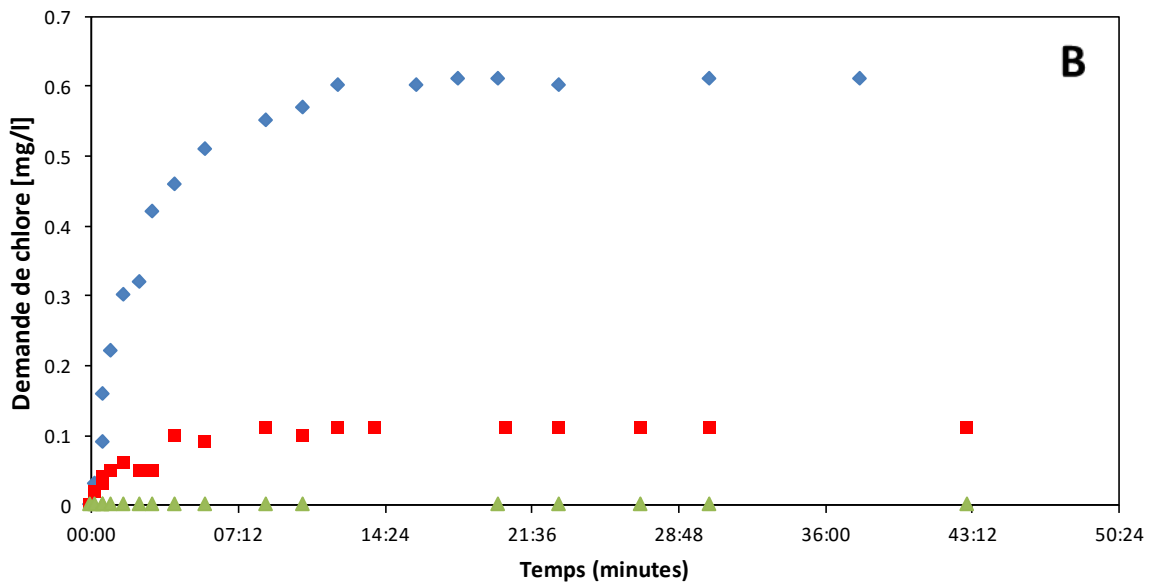
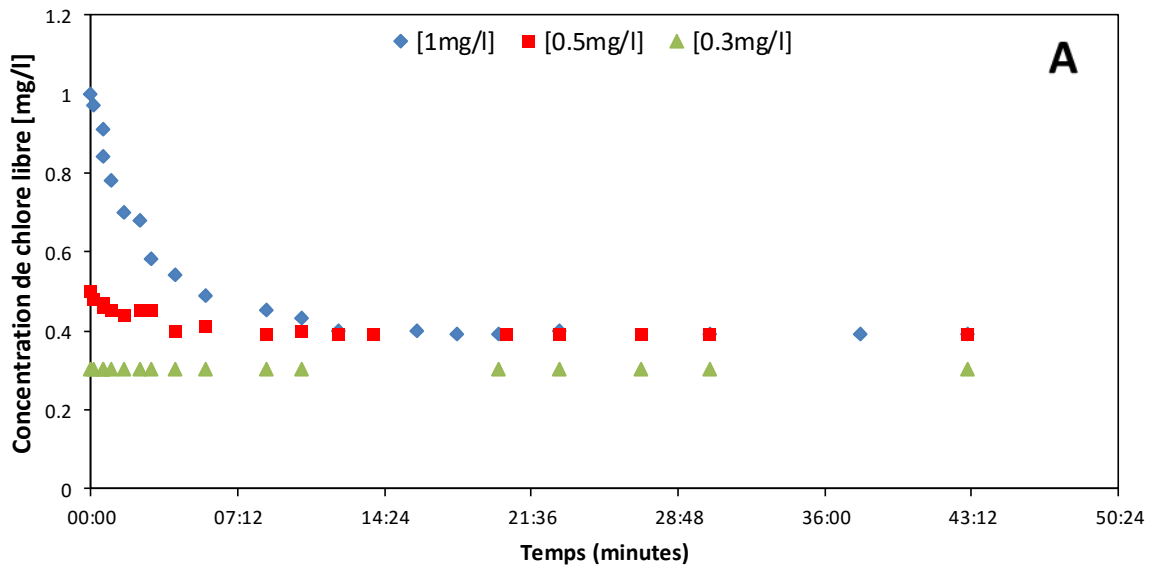


Figure 3. 8: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de  $10^6$  UFC/ml pour *E. coli*



[ *E. faecalis* ]

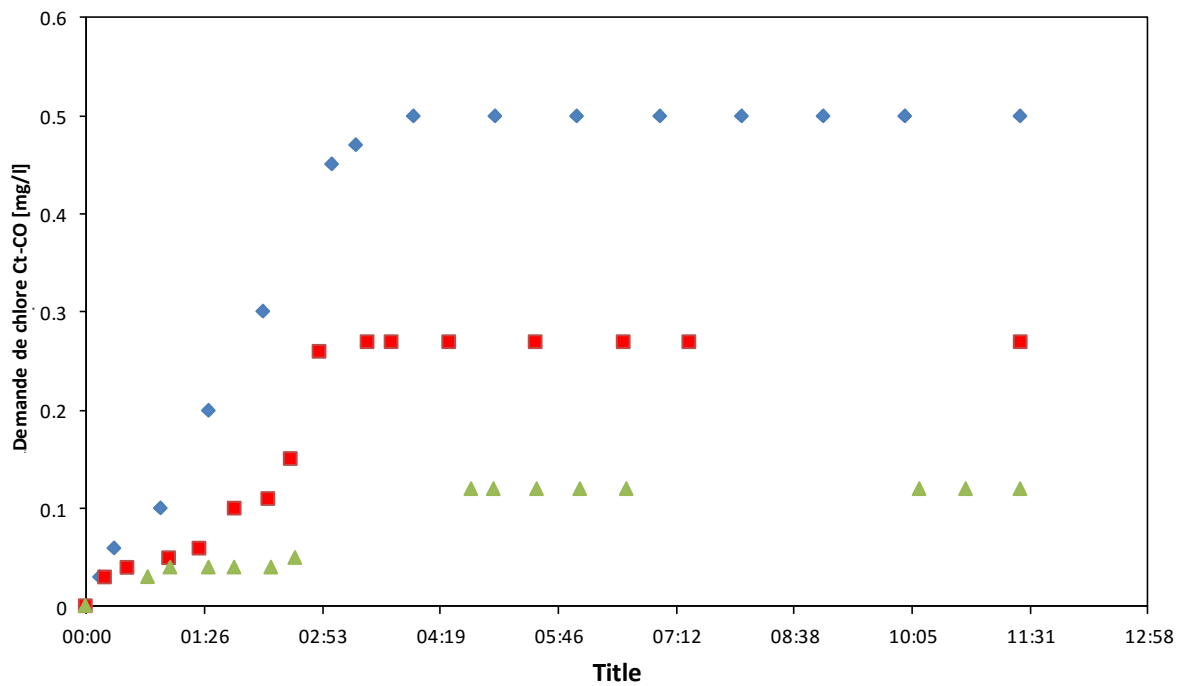
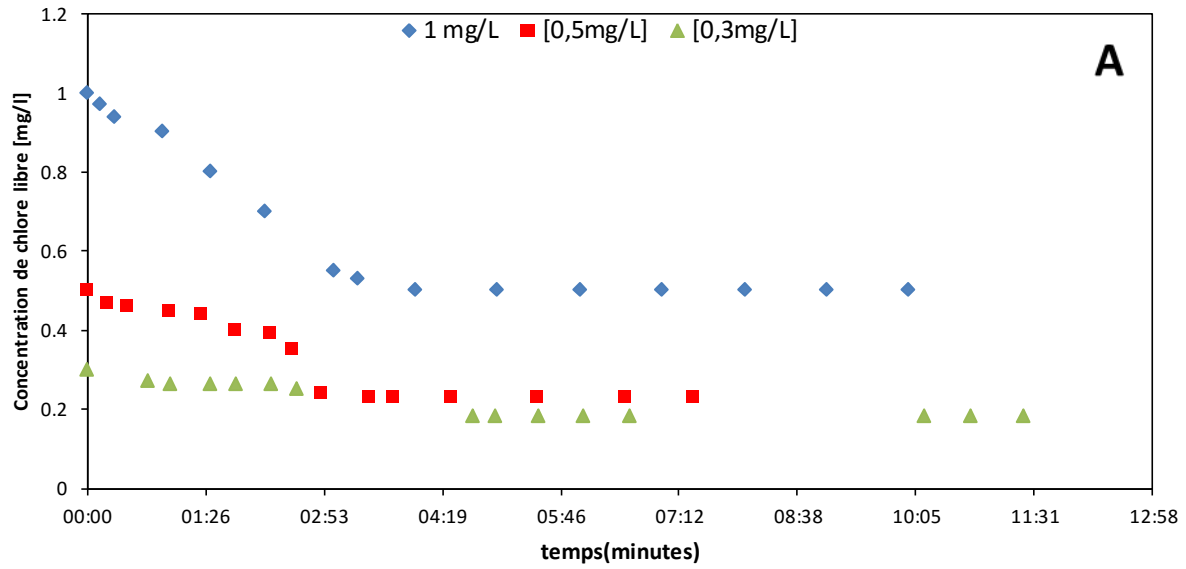


Figure 3. 9: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de  $10^6$  UFC/ml pour *E. faecalis*

**$10^5$  UFC/ml**

[ *E.coli* ]

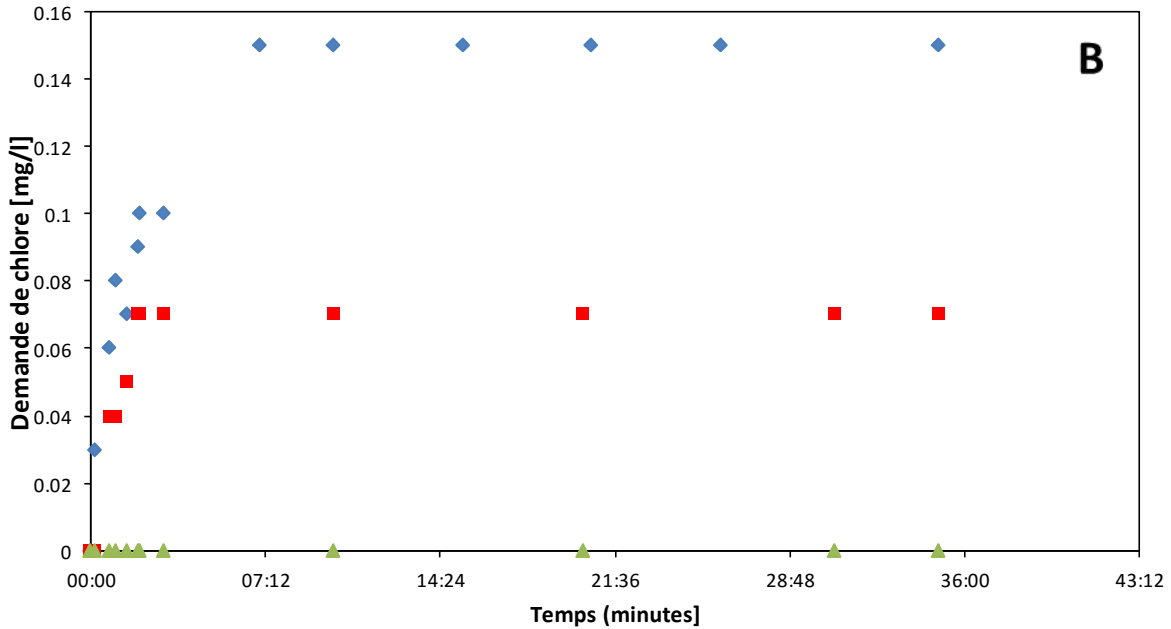
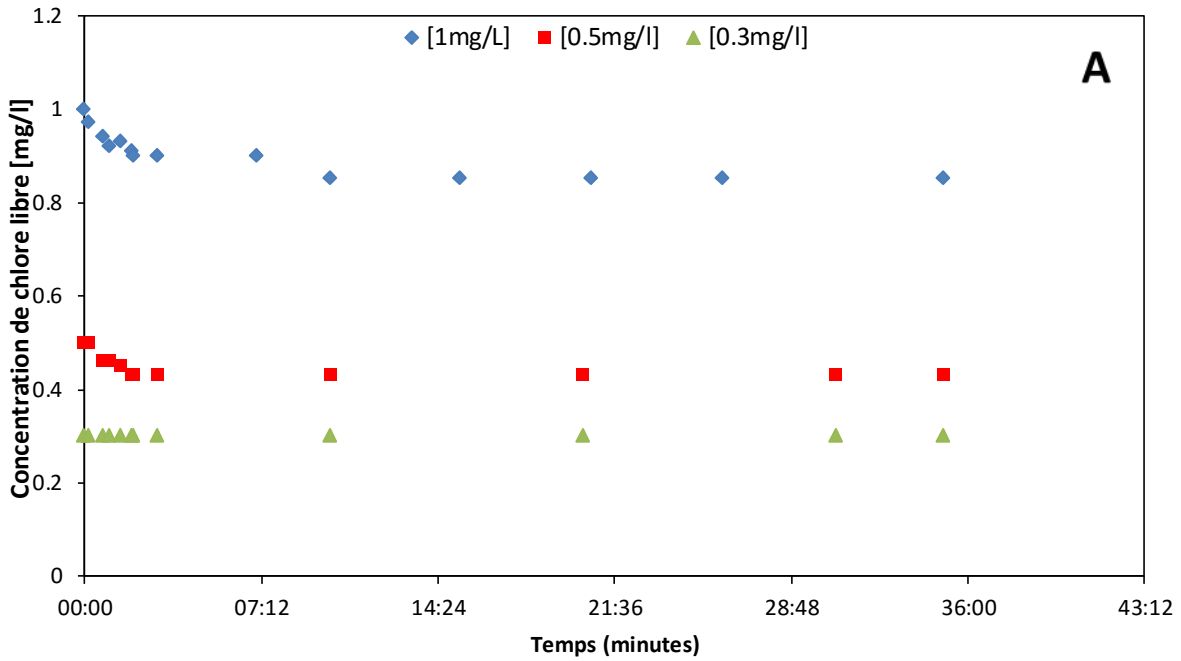


Figure 3. 10: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de  $10^5$  UFC/ml pour *E. coli*

[*E. faecalis*]

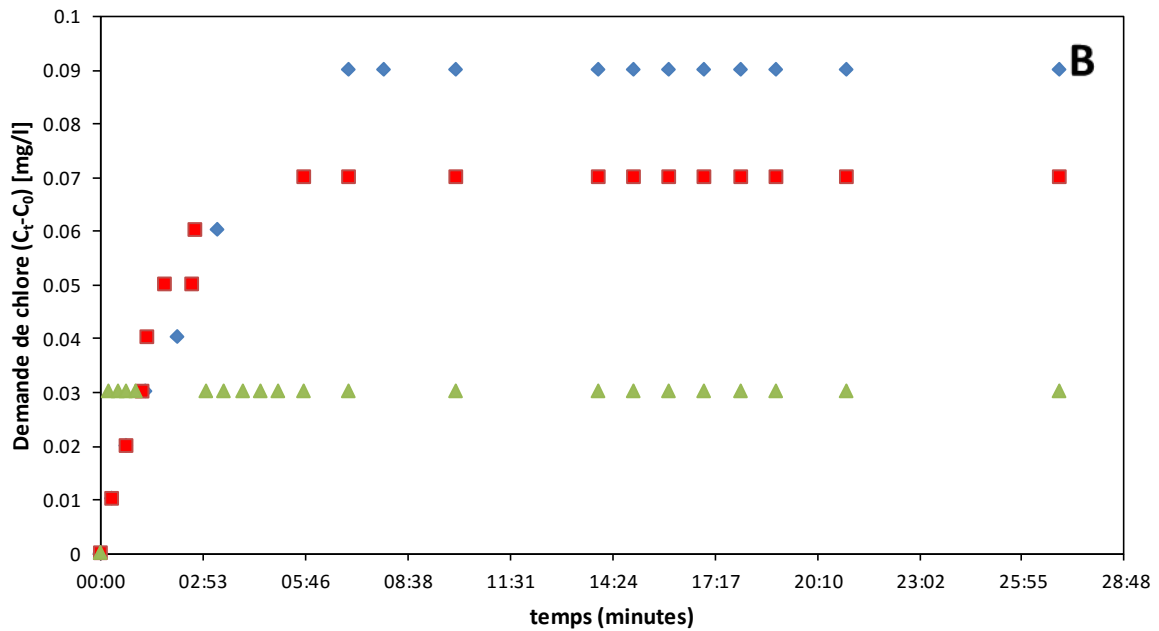
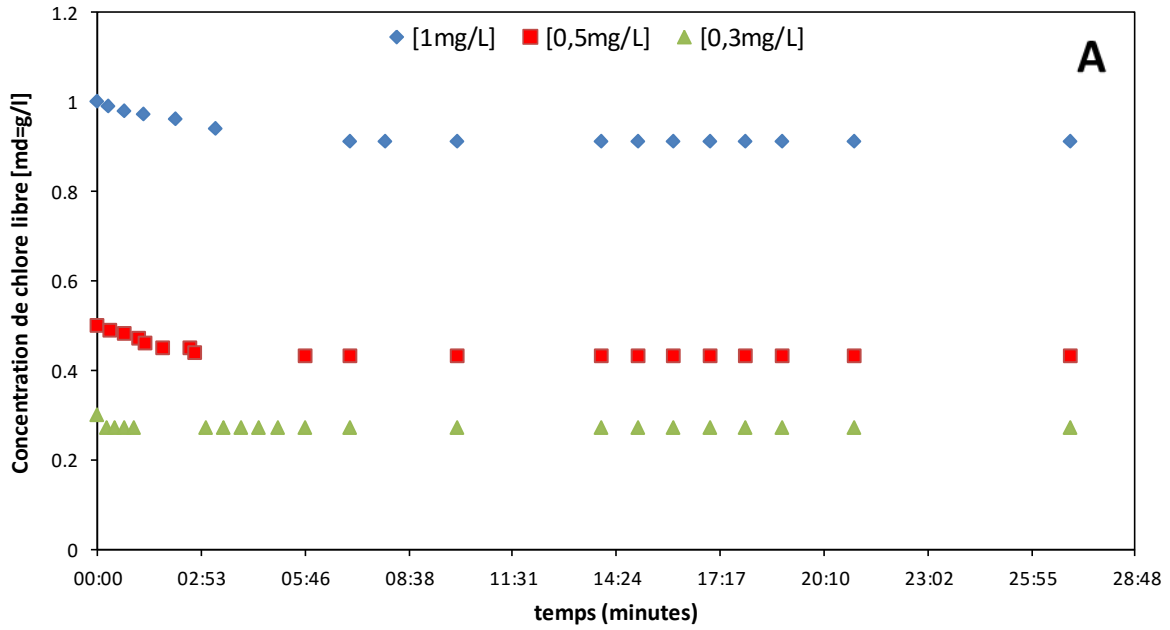


Figure 3. 11: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de  $10^5$  UFC/ml pour *E. faecalis*

### 3.4 Conclusion

Les résultats obtenus montrent que le suivi du chlore constitue un outil efficace pour la surveillance de la qualité microbiologique de l'eau potable. On note également que la demande de chlore est linéairement dépendante de la concentration initiale de chlore libre et de la concentration bactérienne dans l'eau (Figure 3.11 et Figure 3.12). La Figure 3.11 et la Figure 3.12 montrent également que quel que soit la concentration des bactéries, la plus forte demande en chlore a été mesurée pour une concentration initiale en chlore de 1mg/L suivi par une concentration de 0,5 mg/L et de 0,2 mg/L. Ces résultats montrent l'importance de maintenir une concentration stable en chlore libre supérieure à 0,2 mg/L. Ceci permet aux capteurs de chlore de détecter une demande en chlore lié à des contaminations bactériennes supérieures à  $10^6$  UFC/ml. Ces résultats sont d'une grande importance pour les opérateurs d'eau potable qui envisagent le placement de capteurs de chlore libre dans le système de distribution.

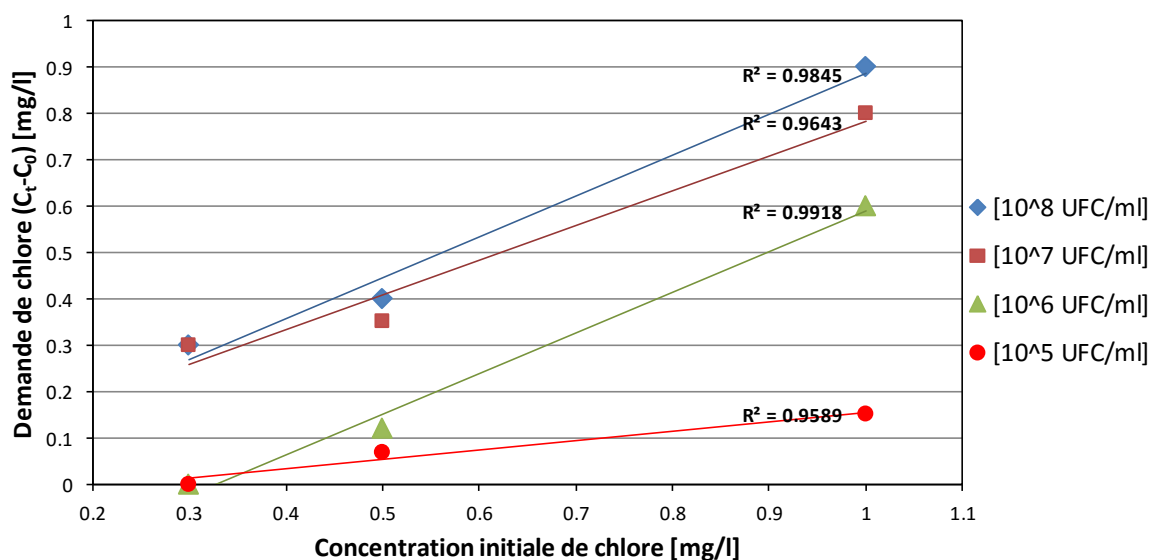
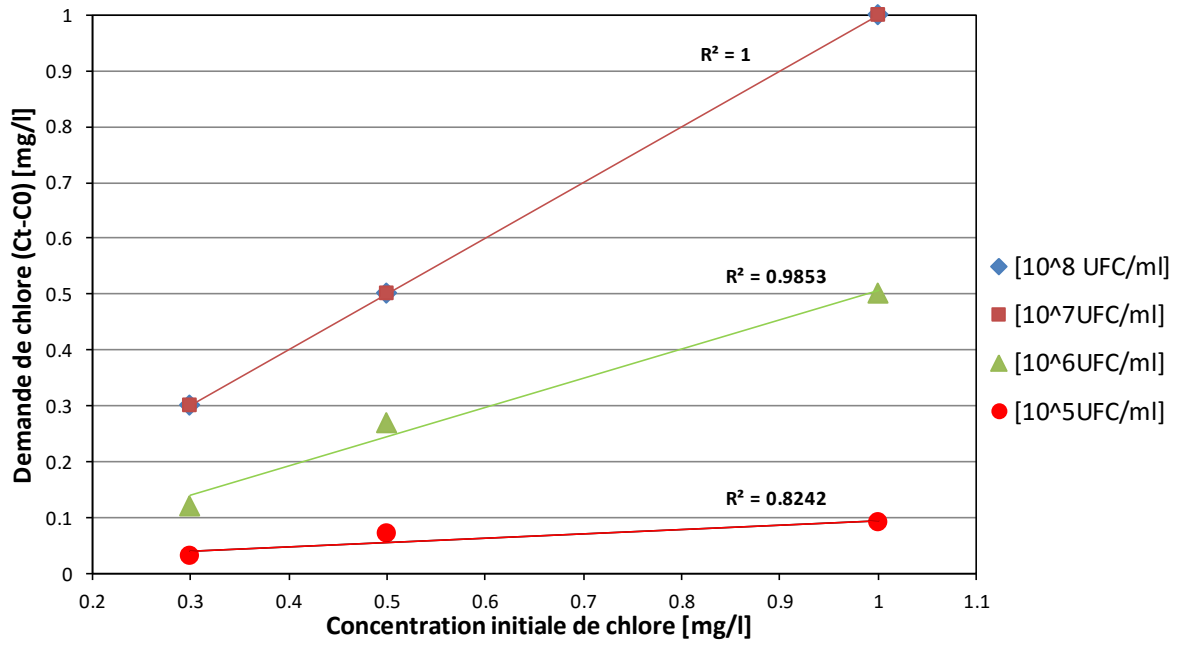


Figure 3. 12: Demande de chlore en fonction de la concentration initiale de chlore libre à chaque concentration cellulaire initiale d'E.coli



**Figure 3. 13: Demande de chlore en fonction de la concentration initiale de chlore libre à chaque concentration cellulaire initiale d' *E. faecalis***

## **CHAPITRE 4 : Injections conduites sur le pilote en laboratoire**

Dans ce chapitre nous présentons les résultats des injections conduites sur le pilote en laboratoire. L'objectif est d'évaluer les performances des dispositifs de suivi en temps réel de la qualité de l'eau s::can et EventLab. Les résultats sont présentés en deux parties : les injections des contaminants chimiques et les injections des contaminants biologiques. On présente une évaluation des sondes utilisées dans le contrôle en temps réel de la qualité de l'eau.

### **Sommaire**

4.1	Introduction.....	82
4.2	Les contaminants chimiques .....	82
4.3	Détection des contaminations chimiques .....	84
4.4	Détection des contaminations bactériennes .....	100
4.5	Conclusion .....	110

## 4.1 Introduction

Les accidents de traitement de l'eau et les intrusions intentionnelles ou accidentelles, peuvent causer l'introduction des contaminants biologique ou chimique dans les systèmes de distribution d'eau potable. Des capteurs de surveillance en temps réel de la qualité de l'eau sont récemment développés et mis en place pour la détection de ces contaminations. L'objectif global de cette partie de travail est d'évaluer le potentiel de surveillance en temps réel de la qualité chimique ou biologique de l'eau potable à l'aide des capteurs de qualité de l'eau: S :: CAN, EventLab et Intellisondes.

L'utilisation des capteurs intégrés et intelligents capables de détecter rapidement une perturbation de la qualité de l'eau permet de surveiller la qualité de l'eau. En détectant des intrusions intentionnelles ou opérationnelles, ces capteurs permettent d'améliorer la sécurité de l'eau distribuée. Aussi, lorsqu'un événement de contamination est détecté en temps réel, la réponse rapide prise par les responsables du service de distribution de l'eau potable peut réduire l'impact de ces événements de contamination et de limiter leurs impacts.

Dans cette étude, des contaminants chimiques et biologiques ont été utilisés pour simuler un événement de contamination intentionnelle ou accidentelle dans un système de distribution d'eau potable. L'étude d'une contamination accidentelle d'un réseau d'eau potable est d'une grande importance pour prévenir des contaminations accidentelles. Ces cas de contamination intentionnelle peuvent avoir des impacts dangereux sur la santé publique. Une surveillance continue de la qualité de l'eau est un outil puissant pour éviter ou atténuer les impacts sanitaires et économiques d'un événement de contamination intentionnelle.

## 4.2 Les contaminants chimiques

L'eau potable de robinet peut contenir plusieurs substances de différentes origines à l'état de traces. Ces substances sont généralement des substances inorganiques provenant de matériaux en contact avec l'eau comme les tuyaux et les conduites, ou des substances d'origine géologique. Egalement, l'eau peut contenir des substances organiques qui sont majoritairement des contaminants chimiques de l'environnement ou résultent du traitement de l'eau, par exemple de la chloration de substances organiques inoffensives à l'état de traces. En effet, il n'est pas rare, même dans les pays industrialisés, que les eaux de robinet dépassent les normes. Les problèmes de pollution des eaux du robinet sont généralement liés à des pollutions par les nitrates, les pesticides, les métaux lourds ainsi que des contaminants

nouveaux et émergents, tels que les produits pharmaceutiques, les produits chimiques industriels et domestiques, les surfactants, et les solvants. Un grand nombre de ces substances est toxique pour les êtres humains et pour les animaux.

Dans ce chapitre les produits chimiques utilisés sont l'hypochlorite de sodium, le Glyphosate, le chlorure de cadmium et le chlorure de mercure. Ces produits représentent une variété de substance qui pourrait résulter d'un déversement, d'un surdosage ou d'une attaque terroriste sur le réseau de distribution de l'eau potable. Plusieurs concentrations de ces produits ont été étudiées.

### **L'hypochlorite de sodium: NaClO**

Pour assurer le maintien de la qualité microbiologique de l'eau et limiter la formation de trihalométhanes et de carbone organique durant son écoulement jusqu'au robinet, des injections du chlore sont faites dans différents points du réseau au lieu d'une injection unique à l'entrée du réseau. L'ajout du chlore qui permet de limiter les phénomènes de croissance bactérienne en réseau, peut être à l'origine de plusieurs problèmes, notamment la formation de sous-produits d'oxydation dont certains sont cancérigènes. L'hypochlorite de sodium a été choisi pour simuler une injection exagérée du chlore sur le réseau.

### **Le Glyphosate (N-(phosphonométhyl) glycine, C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>NO<sub>5</sub>P**

Le Glyphosate C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>NO<sub>5</sub>P est couramment utilisé comme pesticide. Les pesticides disponibles dans le commerce peuvent constituer un risque de contamination intentionnelle parce qu'ils sont faciles à obtenir. Les pesticides sont des polluants organiques persistants très dangereux pour la santé et peuvent provoquer des cancers, des altérations du système immunitaire, problèmes de reproduction et désordre du système nerveux. Le problème de la pollution par des pesticides touche massivement les pays en voie de développement.

### **Le Cadmium**

Le cadmium peut être présent dans l'eau naturelle à l'état de trace par contact avec des roches. Le cadmium (Cd) est présent à l'état naturel dans la plupart des roches à des concentrations très faibles, ainsi que dans le charbon et le pétrole.

La concentration maximale acceptable dans l'eau potable est de 0,005 mg/L. Une exposition de courte durée (quelques jours ou semaines) au cadmium présent dans l'eau potable à des concentrations élevées peut causer des nausées, des vomissements et de la diarrhée, alors



qu'une exposition de long terme (plusieurs années ou décennies) au cadmium présent dans l'eau potable peut causer des dommages aux reins. L'ingestion de cadmium pose donc un risque pour la santé en buvant, en cuisinant ou en se brossant les dents.

Cinq concentrations différentes du chlorure de cadmium ont été introduites dans le système pilote.

Deux litres d'eau distillée ont été utilisés pour préparer la concentration demandés du sel de cadmium.

### **Le mercure**

Le mercure est considéré par l'OMS comme l'un des dix produits chimiques ou groupes de produits chimiques très préoccupants pour la santé publique. La concentration maximale acceptable dans l'eau potable est de 0,005 mg/L (arrêté 2007).

L'ingestion quotidienne à long terme d'environ 0,25 mg de mercure sous forme de méthyl mercure peut causer l'apparition de symptômes neuropathiques.

Le mercure est repéré comme un élément néphrotoxique sur les reins, et neurologique, agissant sur le système nerveux. Les symptômes sont des troubles mentaux plus ou moins graves, une salivation excessive, des douleurs abdominales, des vomissements, de l'urémie (accumulation d'urée liée à une insuffisance de la fonction rénale).

### **4.3 Détection des contaminations chimiques**

Les produits chimiques mentionnés précédemment ont été utilisés pour tester les capteurs EventLab, S:: Can et Intellisondes.

L'utilisation du capteur Intellisonde nécessite plus de 24 heures de mesure en continue pour établir une ligne de base. Les conditions de sécurité en laboratoire ne permettent pas d'assurer cette exigence. Pour cette raison, il n'a pas été utilisé.

Le capteur EventLab mesure l'indice de réfraction de l'eau IDR, le S:: Can mesure: l'absorbance en utilisant une lumière de longueur d'onde de 254 nm, la turbidité, le carbone organique total COT, le chlore libre, le pH, la conductivité et la couleur.

Pour chaque expérience, après que la ligne de base est déterminée, les contaminants ont été introduits dans le système. Les changements provoqués par l'introduction de ces substances ont été enregistrés et analysés. Pour chaque contaminant et à chaque concentration les variations des paramètres de la «qualité de l'eau » ont été évalués.

Avant chaque expérience, le système est lavé en circuit ouvert pendant 30 minutes, un état de référence est ensuite établi par mesure continue de l'eau du robinet par les trois capteurs S::can, EventLab et Intellisondes pendant une durée minimale de 60 minutes. Ensuite, 2 litres de contaminants ont été injectés dans le réseau d'eau pour analyser la réponse des capteurs à cette injection.

La distance entre l'injection de contaminants et le point d'échantillonnage des capteurs est de 41m. Par conséquent, à environ 2,7 L/min, le plus long temps de contact disponible pour n'importe quelle expérience était d'environ une minute. En raison de cette contrainte physique, le volume des produits injectés a été choisi de 2 L pour augmenter le temps de contact avec les capteurs.

Un résumé des expériences d'injections des contaminants, de la concentration et des paramètres concernés est donné dans le Tableau 4. 1. Les solutions injectées ont été préparées dans l'eau de robinet stérile de la même source que l'eau circulant dans le prototype et sous la même température pour rassurer que le changement de qualité après l'introduction des solutions est dû uniquement aux contaminants. Les injections ont été effectuées en commençant par la concentration la plus faible.

Les mesures sont enregistrées d'une façon continue par Optiqua et S:: Can.

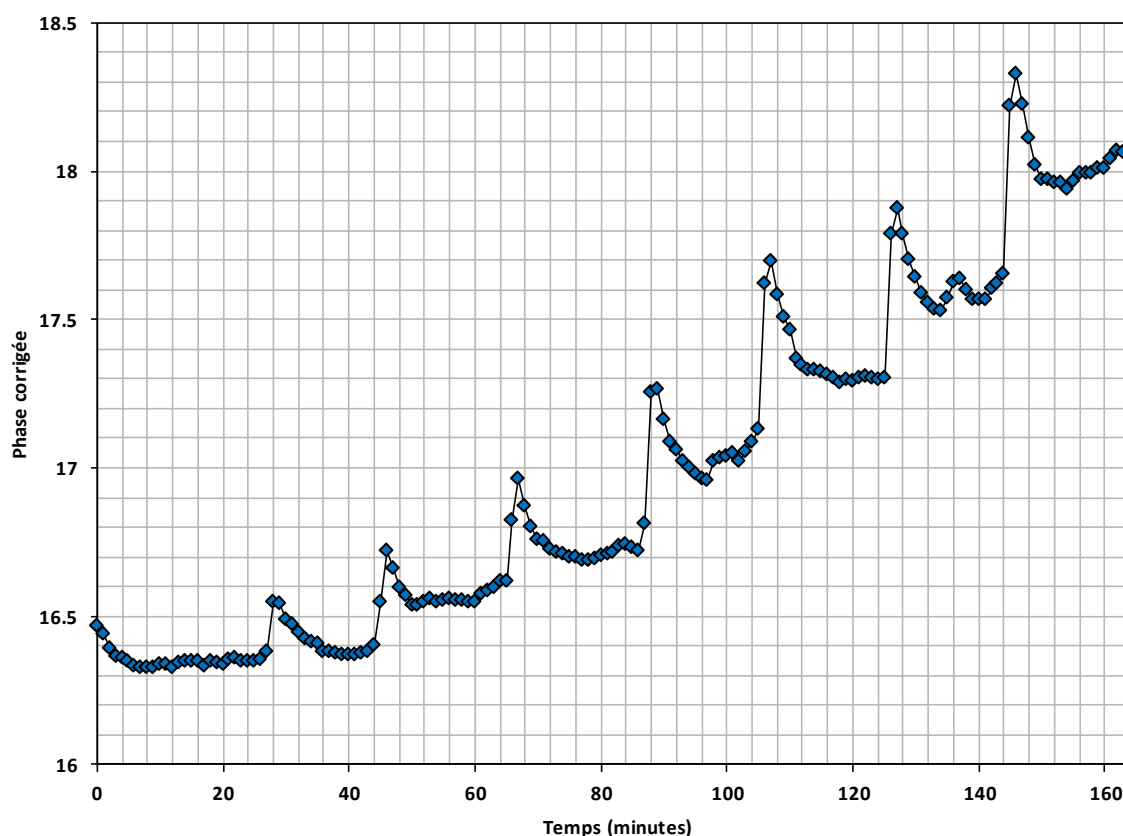
**Tableau 4. 1: Résumé des contaminants chimiques injectés**

Contaminants	Concentrations	Volume	Débit dans le système	Paramètres mesurés
<i>Glyphosate</i>	5 mg/l 10 mg/l 20 mg/l 30 mg/l 40 mg/l	2L	4,3 L/min	IDR pH Conductivité Turbidité Température Chlore libre Absorbance COT
<i>HgCl<sub>2</sub></i>	5 mg/l 10 mg/l 20 mg/l 30 mg/l 40 mg/l 50 mg/l 60 mg/l	2L	3 L/min	IDR pH Conductivité Turbidité Température Chlore libre Absorbance COT
<i>CdCl<sub>2</sub></i>	5 mg/l 10 mg/l 20 mg/l 40 mg/l 50 mg/l 60 mg/l	2L	2,6 L/min	IDR pH Conductivité Turbidité Température Chlore libre Absorbance COT
<i>NaClO</i>	10 mg/l 20 mg/l 30 mg/l 40 mg/l 50 mg/l 60 mg/l 70 mg/l	2L	2,6 L/min	IDR pH Conductivité Turbidité Température Chlore libre Absorbance COT

### 4.3.1 Réponse d'EventLab

Les tests ont été effectués en circuit ouvert. Le Tableau 4. 2 résume les résultats des essais d'injection des contaminants chimiques et biologiques.

La Figure 4. 1 montre le changement de phase lors d'une expérience des injections successives du dichlorure de mercure (5, 10, 20, 30, 40, 50 et 60 mg/L). Les solutions injectées ont été préparées à partir d'une solution initiale de 2 g/L. Ces mesures prennent en compte la correction de l'effet de la température.



*Figure 4. 1: Variation de phase due à l'injection successive de différentes concentrations du HgCl2*

Dans la suite, les résultats d'EventLab sont présentés sous forme de delta phase entre deux mesures successives :

$$\Delta\Phi = \Phi_{i+1} - \Phi_i \quad \text{i: instant de l'échantillonnage par le capteur (minutes)}$$

Les figures 4.2, 4.4, 4.5 et 4.7 montrent que l'introduction de la solution dans le circuit se traduit par un pic quasi instantané au moment de l'arrivée de la solution introduite dans le circuit. Quelques minutes plus tard, les mesures se stabilisent et la différence de phase entre les mesures successives retrouve sa valeur initiale après l'arrivée de l'eau non contaminée.

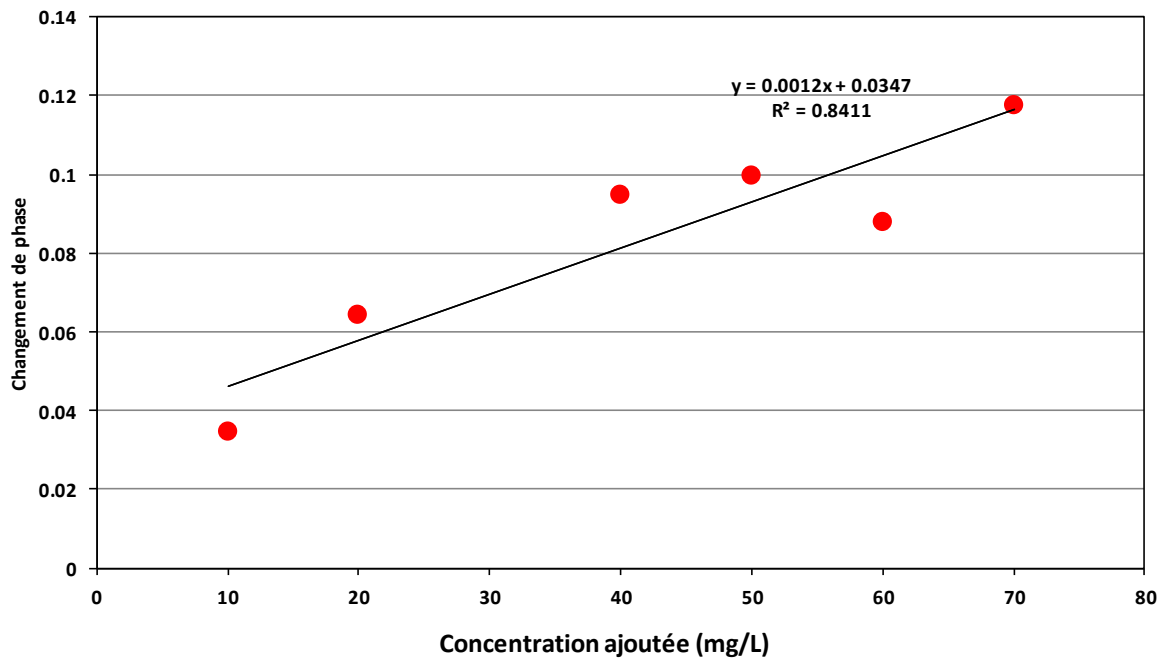


Figure 4. 3, Figure 4. 5, Figure 4. 7, Figure 4. 9) la réponse maximale d'EventLab à chaque concentration est tracée en fonction de la concentration ajoutée du contaminant à l'instant de son arrivée au point d'échantillonnage du capteur. Tous les produits ont été détectés à toutes les concentrations injectées. La réponse du capteur EventLab correspond étroitement à un modèle linéaire. Cette linéarité est cohérente avec le fait que l'indice de réfraction de l'échantillon d'eau doit changer proportionnellement à la concentration de la substance ajoutée. La pente de la ligne droite quantifie le facteur d'étalonnage de la sonde pour la substance injectée. La limite de détection du capteur LDD dans les conditions expérimentales de chaque expérience est calculée comme suit :

$$\text{LDD} = 3 (\text{l'écart type des mesures} / \text{sensibilité})$$

Les résultats obtenus ont montré que le capteur EventLab est sensible à certaines substances plus que des autres : la sensibilité du capteur était de 0,0015 pour le chlorure de cadmium suivi par l'hypochlorite de sodium avec une sensibilité de 0,002 puis une sensibilité de 0,0089 pour chlorure de mercure et 0,048 pour le Glyphosate.

La Figure 4. 4 montre que le changement de phase est plus sensible au Glyphosate qu'aux autres substances introduites. La Figure 4. 4 montre également qu'une concentration de 5mg/L de Glyphosate entraîne un changement de phase de 0,5 alors que la Figure 4. 2 montre que dans le cas du chlorure de mercure ce même changement n'est généré qu'après l'ajout d'une

concentration de l'ordre de 50mg/L. En même temps, l'introduction de 5 mg/L de chlorure de mercure entraîne un changement de phase de 0,171.

Pour une concentration de 10 mg/L, le changement de phase de l'eau est de 0,035 dans le cas de chlorure de cadmium suivi par 0,042 dans le cas d'hypochlorite de sodium puis 0,17 pour le Glyphosate et 0,171 pour le chlorure de mercure. Ainsi pour toutes les concentrations ajoutées, les changements de phase sous une même concentration sont plus importants dans le cas de Glyphosate, suivi par le chlorure de mercure puis l'hypochlorite de Sodium et le chlorure de Cadmium.

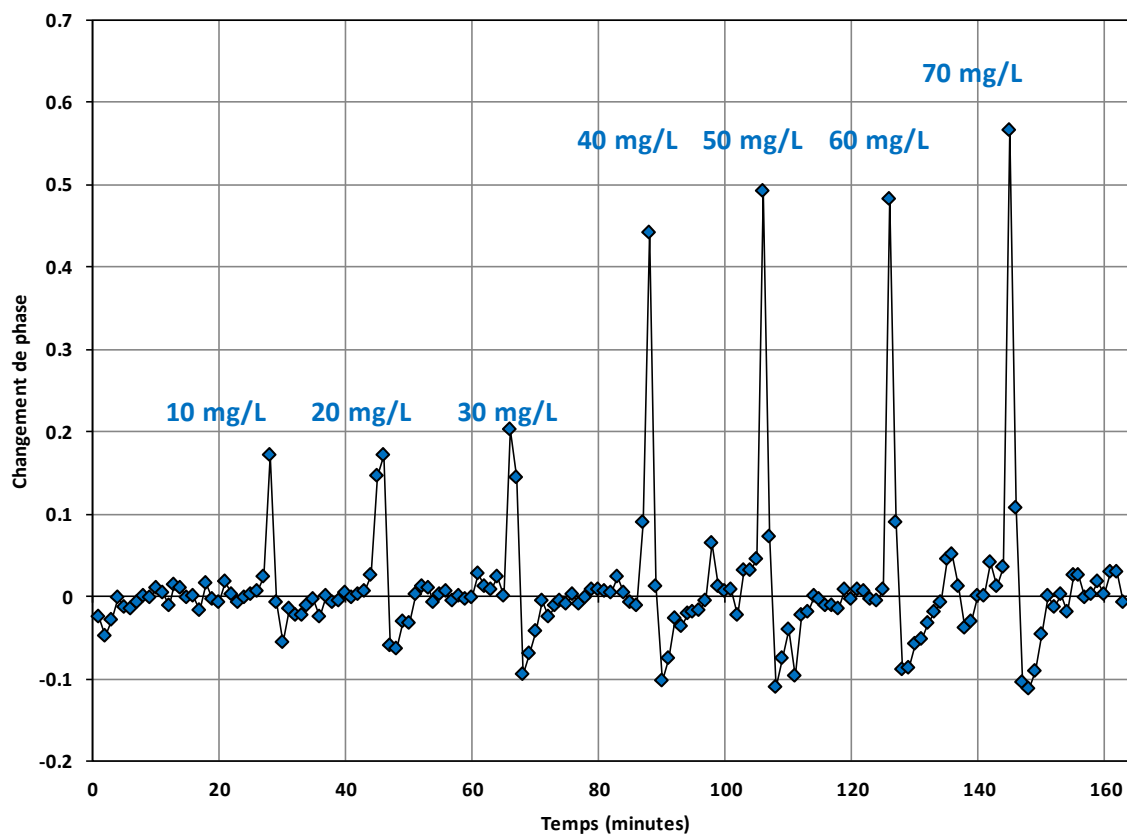


Figure 4. 2: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative de HgCl<sub>2</sub>

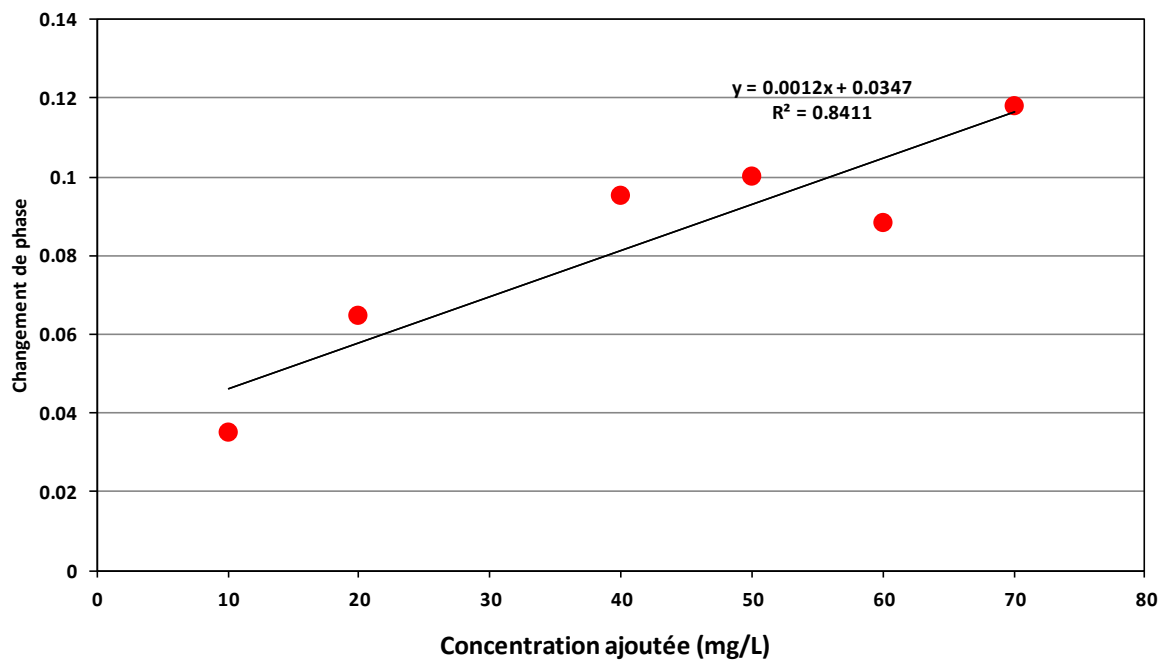


Figure 4. 3: Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée de HgCl<sub>2</sub>

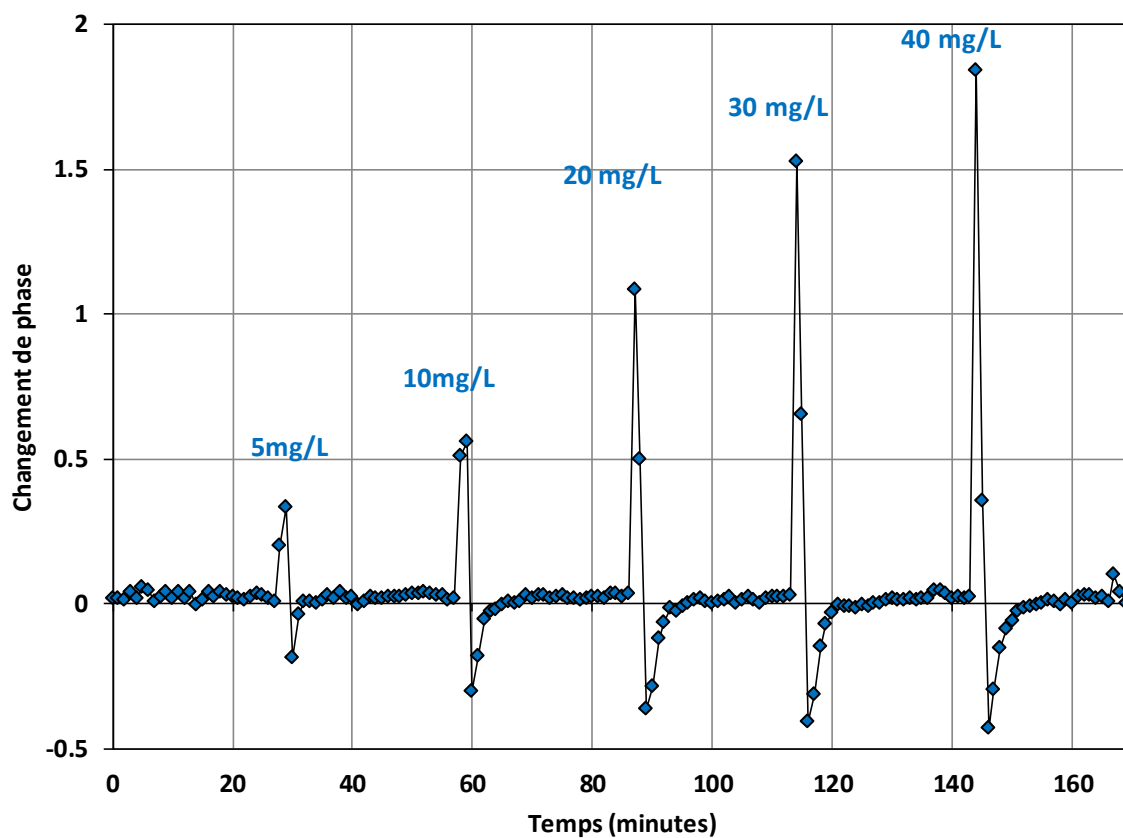


Figure 4. 4: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative de C3H8NO5P

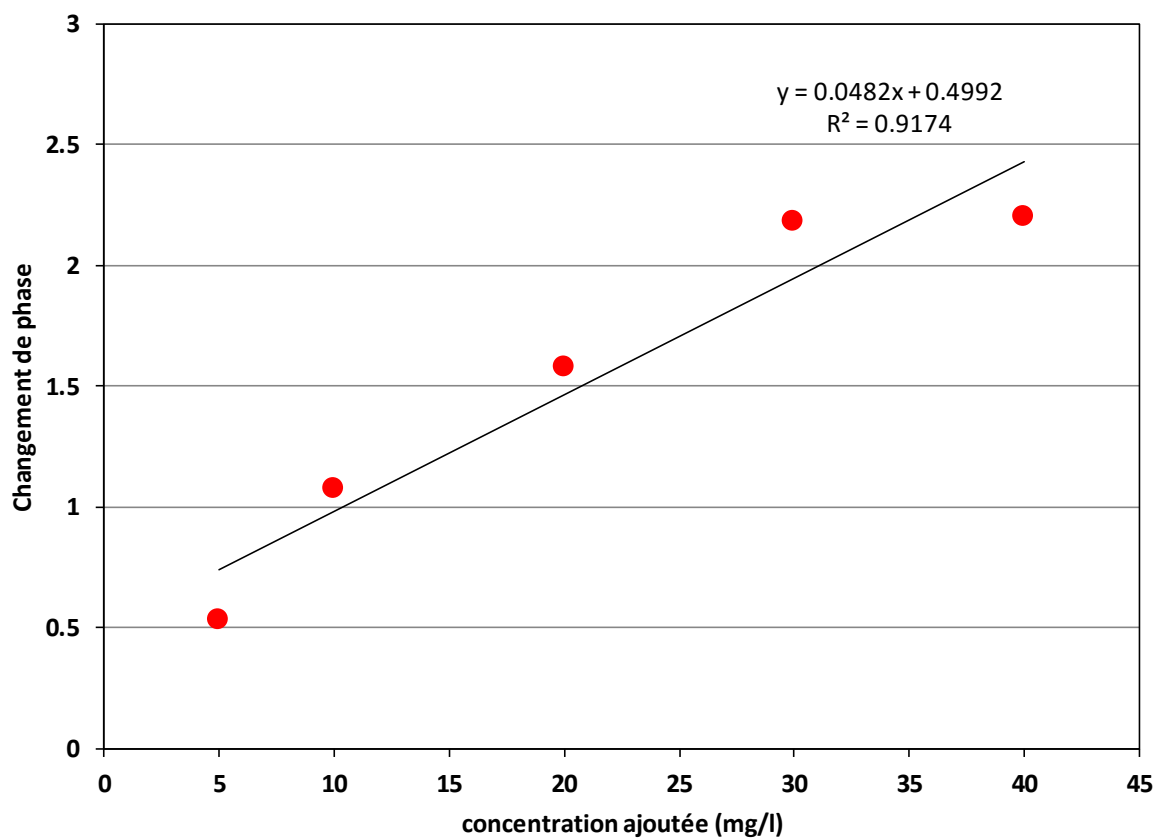


Figure 4. 5: Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée de C3H8NO5P



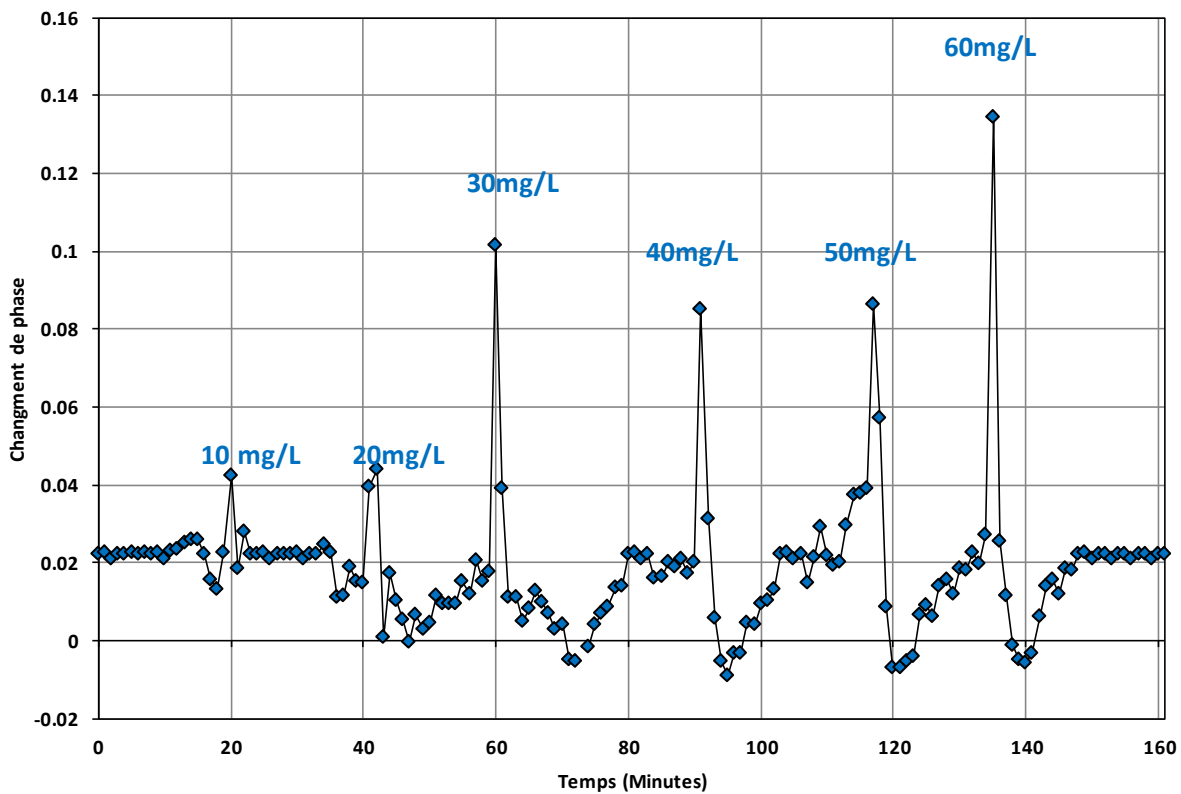


Figure 4. 6: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative de NaClO

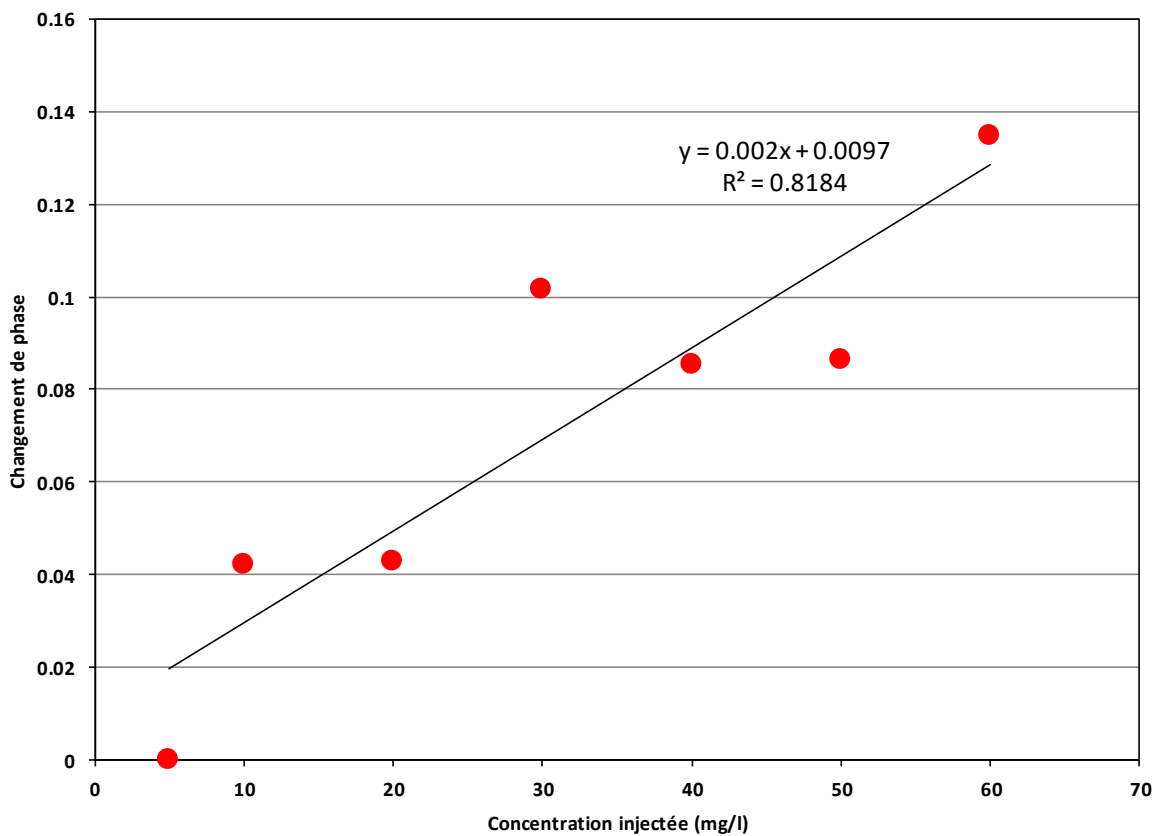


Figure 4. 7: Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée de NaClO

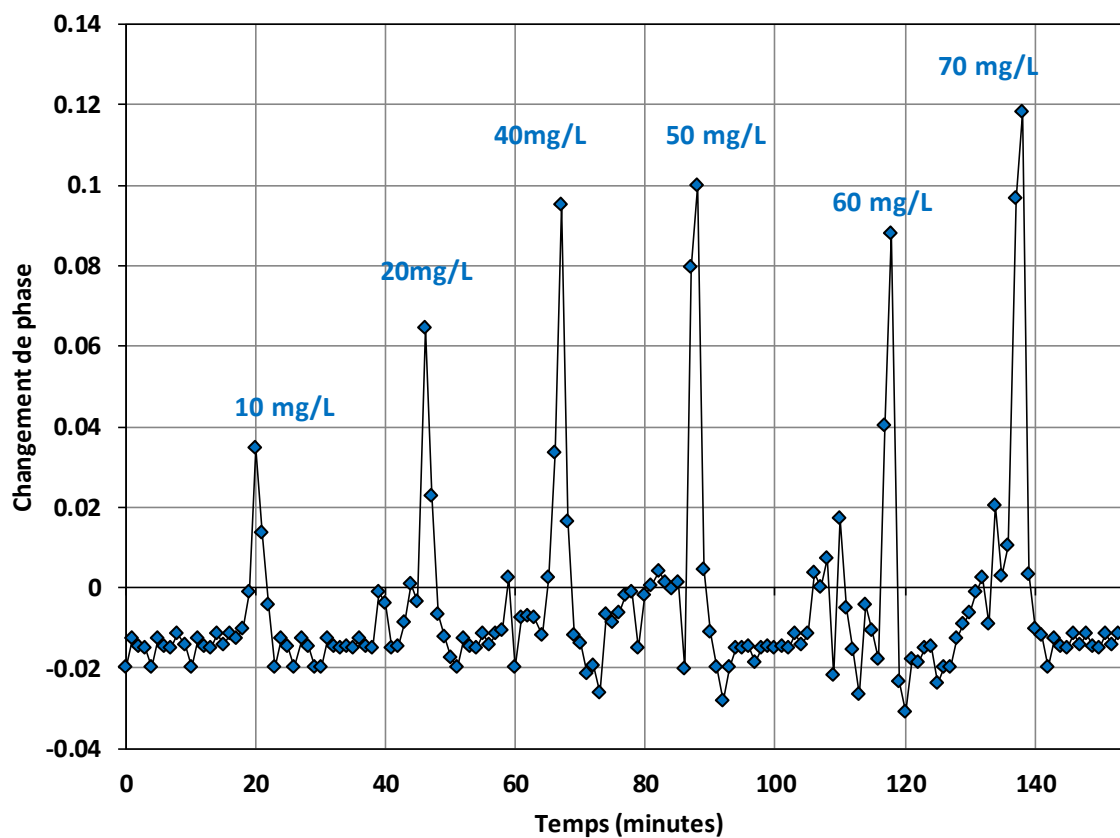


Figure 4. 8: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative de CdCl<sub>2</sub>

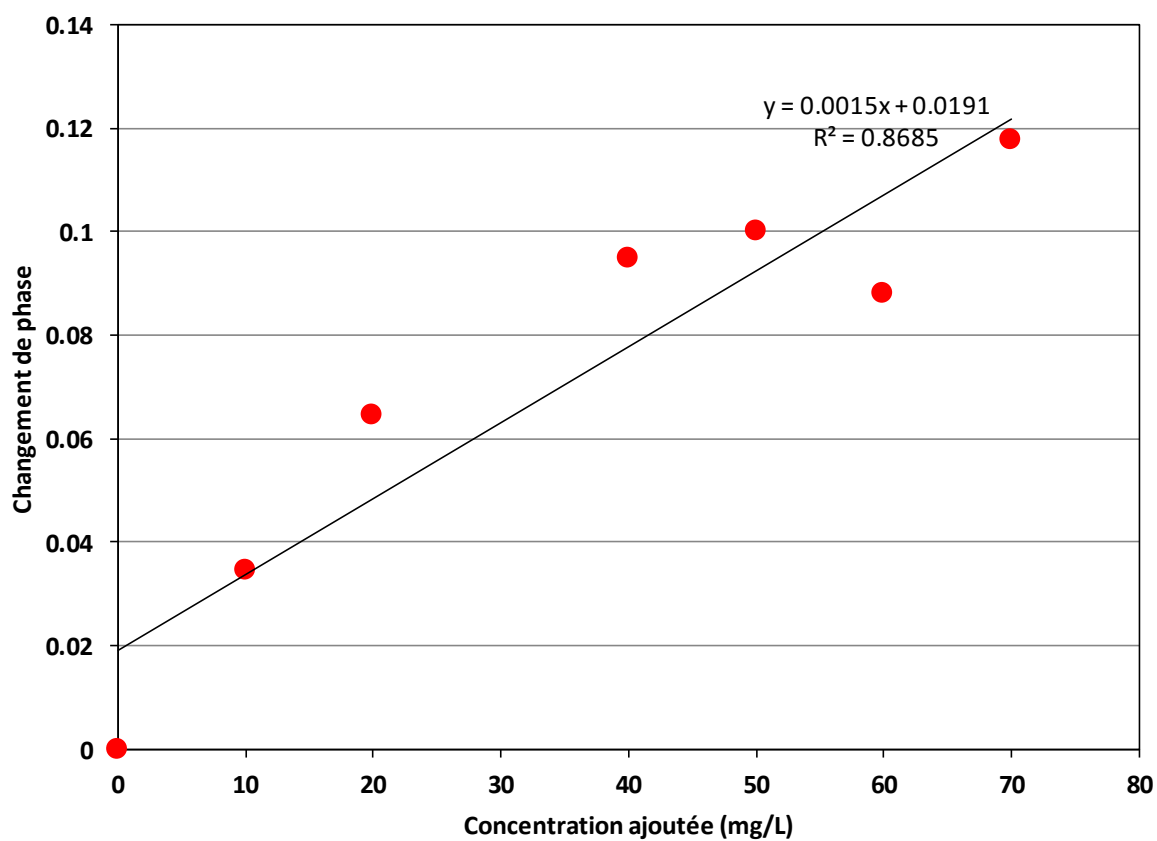


Figure 4. 9: Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée de CdCl<sub>2</sub>

**Tableau 4. 2:Résumé de la réponse du capteur Optiqua EventLab à l'injection des contaminants chimique**

Produits chimique	Concentration ajoutée (mg/l)	Changement maximal de phase	sensitivité	LDD
<i>HgCl2</i>	0	0,000	0,0089	3,92mg/L
	5	0,171		
	10	0,171		
	20	0,202		
	30	0,441		
	40	0,492		
	50	0,482		
	60	0,566		
<i>C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>NO<sub>5</sub>P</i>	5	0,532	0,048	3,70 mg/L
	10	1,070		
	20	1,578		
	30	2,178		
	40	2,198		
<i>CdCl2</i>	10	0,035	0,0015	6,00 mg/L
	20	0,065		
	40	0,095		
	50	0,100		
	60	0,088		
	70	0,118		
<i>NaClO</i>	5	0,000	0,002	5,11 mg/L
	10	0,042		
	20	0,043		
	30	0,102		
	40	0,085		
	50	0,086		
	60	0,135		

### 4.3.2 Réponse de s::can

Les résultats relatifs aux injections de chlorure de mercure, Glyphosate et chlorure de cadmium, montrent que l'absorbance, la turbidité, le COT, la couleur et la teneur en chlore libre répondent aux injections et augmentent avec l'augmentation des concentrations de toutes les substances.

Les résultats des injections sont résumés dans le Tableau 4.3, le Tableau 4.4 et le Tableau 4.5. Les cellules en bleues sont les valeurs moyennes des mesures  $\pm$  les écarts-types ( $\bar{x} \pm \sigma$ ). Les cellules en bas sont les variations depuis les valeurs moyennes à l'instant de l'arrivée des contaminants à la cellule d'écoulement.

Le Tableau 4.3 montre que dans le cas d'injection du chlorure de mercure, une variation de l'absorbance apparaît à partir d'une concentration égale ou supérieure à 20 mg/L. Pour une concentration du chlorure de mercure de 20 mg/L, la variation de l'absorbance est de 0,1. Cette valeur augmente à 0,3 pour une concentration de 50mg/L et de 60mg/L. Pour la turbidité, la variation ne commence à être significative (supérieur à  $\bar{x} \pm 3\sigma$ ) qu'à partir d'une concentration de 10mg/L. Ainsi, pour le carbone organique totale (COT), une variation significative est détectée pour une concentration supérieure à 20 mg/L. Pour la couleur, une variation commence à apparaître à partir de 20 mg/L. De plus, la variation du niveau chlore libre mesuré par le chlori ::lyser était significative pour toutes les concentration ajoutées. Dans le cas de Glyphosate, le Tableau 4.4 montre que les variations mesurées de l'absorbance, de la turbidité, du COT et du chlore libre sont significatifs pour toutes les concentrations injectées, par contre le changement du paramètre couleur est généré à partir de 40mg/L.

Le Tableau 4.5 montre que l'injection du chlorure de cadmium, affecte les valeurs de l'absorbance, de la turbidité et du niveau du carbone organique total à partir des concentrations qui dépassent 30 mg/L. Un changement significatif au niveau du chlore libre apparaît à partir d'une concentration de 10 mg/L du chlorure de cadmium, ainsi un changement du paramètre couleur apparaît à partir de 20 mg/L.

*Tableau 4. 3: Les réponses des sondes de la station S ::can à l'injection du HgCl<sub>2</sub>*

	Concentration [mg/L]	Absorbance- UV 254 [Abs/m]	Turbidité ISO- [FTU]	COT - [mg/l]	Couleur [Hazen]	Chlore libre [mg/l]
<i>HgCl<sub>2</sub></i>	5	1,8± 0,00	1,55±0,015	0,8 ± 0,00	2,4	0,127±0,003
		0	0,017	0	0	0,01
	10	1,8±0,00	1,555 ±0,004	0,8 ± 0,00	2,4	0,130±0,005
		0	0,019	0	0	0,015
	20	1,8±0,00	1,546±0,006	0,8 ± 0,00	2,4	0,131±0,009
		0,1	0,02875	0,1	0,1	0,022
	30	1,8± 0,00	1,55±0,006	0,8 ± 0,00	2,4	0,12±0,004
		0,1	0,025	0,1	0,2	0,013
	40	1,9± 0,00	1,55±0,006	0,8 ± 0,00	2,4	0,09±0,001
		0,2	0,051	0,1	0,4	0,02
	50	1,8± 0,00	1,53±0,018	0,8 ± 0,00	2,3	0,09±0,002
		0,3	0,045	0,2	0,4	0,02
	60	1,8±0,00	1,53±0,007	0,8 ± 0,00	2,5	0,105±0,001
		0,3	0,1	0,2	0,6	0,04

**Tableau 4. 4:Les réponses des sondes de la station s::can à l'injection du C3H8NO5P**

	Concentration [mg/l]	Absorbance-UV 254 [Abs/m]	Turbidité ISO-[FTU]	COT [mg/l]	Couleur T [Hazen]
<b><i>C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>NO<sub>5</sub>P</i></b>	<b>5</b>	<b>1,8± 0</b>	<b>1,193 ± 0,086</b>	<b>0,8 ± 0</b>	<b>0</b>
		<b>0,2</b>	<b>1,266</b>	<b>0,1</b>	<b>0</b>
	<b>10</b>	<b>1,8 ± 0</b>	<b>1,151 ± 0,072</b>	<b>0,8 ± 0</b>	<b>0</b>
		<b>0,2</b>	<b>1,212</b>	<b>0,1</b>	<b>0</b>
	<b>20</b>	<b>1,8 ± 0</b>	<b>1,01 ± 0,064</b>	<b>0,800 ± 0</b>	<b>0</b>
		<b>0,3</b>	<b>9</b>	<b>0,200</b>	<b>0</b>
	<b>30</b>	<b>1,8 ± 0</b>	<b>1,010 ± 0,033</b>	<b>0,8 ± 0</b>	<b>0</b>
		<b>0,5</b>	<b>15,711</b>	<b>0,2</b>	<b>0</b>
	<b>40</b>	<b>1,8 ± 0</b>	<b>1,01 ± 0,031</b>	<b>0,80 ± 0</b>	<b>0</b>
		<b>1,1</b>	<b>9,99</b>	<b>0,5</b>	<b>3,6</b>

*Tableau 4. 5: Les réponses des sondes de la station S ::can à l'injection du CdCl<sub>2</sub>*

	Concentration [mg/L]	Absorbance- UV 254 [Abs/m]	Turbidité ISO - [FTU]	COT - [mg/l]	Couleur - [Hazen]	Chlore libre- [mg/L]
<i>CdCl<sub>2</sub></i>	5	2,1±0,000	1,6±0,011	0,8±0,000	-	0,11
		0	0,003	0	-	-
	10	1,9±0,000	1,683±0,027	0,8±0,000	-	0,097±0,004
		0	0,013	0	-	0,0196
	20	1,9±0,000	1,674±0,011	0,8±0,000	2,8	0,116 ± 0,005
		0	0,022	0	0,1	0,01325
	30	1,7±0,000	1,661±0,010	0,8±0,000	2,8	0,129±0,004
		0,2	0,030	0,1	0,1	0,016
	40	1,7±0,000	1,55±0,010	0,8±0,000	2,8	0,136±0,001
		0,2	0,1	0,1	0,1	0,0195
	50	1,7± 0,137	1,641±0,016	-	2,7	0,12±0,002
		0,3	0,038	-	0,2	0,0146
	60	1,7± 0,137	1,604±0,016	0,8	2,8	0,151±0,002
		0,3	0,101	0,1	0,3	0,016

#### 4.4 Les contaminants biologiques

Le *risque bactérien* d'origine hydrique a été historiquement le plus grave et le plus fréquent. L'eau constitue aujourd'hui l'origine de la mort de 5 millions de personnes dans le monde, contaminées par des bactéries d'origine hydrique (l'environnement 2006). Les deux indicateurs microbiens : *Escherichia coli* et *Enterococcus faecalis* ont été utilisés pour simuler un traitement insuffisant de l'eau à l'usine de traitement ou une injection volontaire d'un contaminant microbien dans un réseau de distribution de l'eau potable.

##### *Escherichia Coli*

*Escherichia coli* est une bactérie que l'on trouve seulement dans le tractus digestif des animaux à sang chaud et des êtres humains. C'est pourquoi l'industrie de l'eau potable s'en sert comme indicateur d'une contamination récente de l'eau par des matières fécales (l'environnement 2006). La concentration maximale acceptable d'*E. coli* dans l'eau potable a été établie à « aucun micro-organisme détectable par volume de 100 ml » arrêté 2007. La majorité des souches d'*E. coli* ne sont pas pathogènes alors que quelques groupes sont pathogènes et sont liés à des flambées de maladies d'origine hydrique.

Ces souches présentes dans le tableau 4.1.

La dose infectieuse des bactéries de forme de tige peut varier de  $10^6$ -  $10^9$  organismes (Shang and Blatchley Iii 2001).

**Tableau 4. 6: Bactéries liés aux maladies d'origine hydrique**

Bactérie	Size $\mu\text{m}$ Diamètre x longueur	Effets sur la santé des personnes saines
<i>E. coli entéropathogènes (EPEC)</i>	0.3-0.5 x 1-2	Diarrhée du voyageur
<i>E. coli entéroagréatif (EaggEC)</i>	0.3-0.5 x 1-2	Diarrhée infantile et immunodépression
<i>E. coli entéroinvasive (EIEC)</i>	0.3-0.5 x 1-2	Diarrhée infantile
<i>E. coli entérohémorragique (EHEC)</i>	0.3-0.5 x 1-2	Diarrhée sanglante et Syndrome hémolytique et urémique (SHU)
<i>E. coli entérotoxigène (ETEC),</i>	0.3-0.5 x 1-2	Diarrhée du voyageur

La souche utilisée dans ce travail est l'*Escherichia coli* CIP 54 127. Les suspensions de cellules ont été diluées dans l'eau distillée pour obtenir une concentration cellulaire de  $10^6$ ,  $10^7$ ,  $10^8$  UFC / ml pour les expériences.



### *Enterococcus faecalis*

Les entérocoques peuvent se rencontrer dans l'environnement, dans les eaux usées, l'eau douce et dans le sol. *E. Faecalis* l'un des espèces du genre *Enterococcus*. *E. faecalis* fait partie de la flore digestive de l'homme et des animaux. Ainsi, l'*E. Faecalis* est principalement responsable d'infections urinaires. La concentration déterminée dans les limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine dans l'arrêté 2007 est de 0 unité /ml.

La souche utilisée était *Enterococcus faecalis* CIP104676. Les suspensions cellulaires utilisés dans les injections sont de concentrations  $10^5$ ,  $10^6$ ,  $10^7$ ,  $10^8$  UFC / ml pour les expériences.

#### 4.5 Détection des contaminations bactériennes

Les souches d'*Escherichia coli* CIP 54 127 et d'*Enterococcus faecalis* CIP104676 ont été utilisées dans ce travail.

Pour chaque type de bactérie, et à chaque concentration, les variations des paramètres «qualité de l'eau» ont été évalués. Un résumé des bactéries, des concentrations et des paramètres concernés est indiqué dans le Tableau 4.7.

Tableau 4. 7: Concentrations bactériennes injectées

Contaminants	Concentrations	Volume	Débit dans le système	Paramètres mesurés
<i>E. coli</i>	$10^5$ UFC/ml $10^6$ UFC/ml $10^7$ UFC/ml $10^8$ UFC/ml	2 L	2,7 L/min	IDR pH Conductivité Turbidité Absorbance Température COT Chlorelibre
<i>E. faecalis</i>	$10^5$ UFC/ml $10^6$ UFC/ml $10^7$ UFC/ml $10^8$ UFC/ml	2L	2,7 L/min	IDR pH Conductivité Turbidité Absorbance Température COT

Pour chaque expérience, comme dans le cas des injections des produits chimiques, les solutions injectées ont été préparées dans l'eau de robinet stérile, de la même qualité que l'eau circulant dans le prototype. Après l'établissement de la ligne de référence, la première injection est effectuée, quelques minutes plus tard les mesures se stabilisent de nouveau et l'injection suivante est effectuée après 15 minutes. Pour chaque concentration, l'injection est

répétée 3 fois. Ensuite une injection avec une concentration bactérienne plus élevée est effectuée et ainsi jusqu'à la concentration ( $10^8$ UFC/ml). Pour évaluer la sensibilité du capteur, l'injection est répétée pour chaque souche bactérienne sous plusieurs concentrations :  $10^5$  UFC/ml,  $10^6$  UFC/ml,  $10^7$  UFC/ml et  $10^8$  UFC/ml.

Les mesures sont enregistrées d'une façon continue par les sondes. Les résultats sont présentés dans les figures suivantes et sont résumés dans le Tableau 4. 8 et le Tableau 4. 9. Les cellules en bleues sont les valeurs moyennes des mesures hors injection  $\pm$  les écarts types ( $\bar{x} \pm \sigma$ ). Les cellules en bas sont les moyennes des variations maximales depuis les lignes de base à l'instant de l'arrivée des contaminants à la cellule d'écoulement  $\pm$  les écarts-types des trois valeurs maximales mesurées.

**Tableau 4. 8: Résumé de variation moyenne due aux injections d' E. coli.**

Concentration [CFU/ml]	Absorbance-UV 254	Turbidité ISO - [FTU]	COT - [mg/l]	Couleur T - [Hazen]	Chlore libre [mg/L]
$10^5$ UFC /ml	1,735 $\pm$ 0,049	1,871 $\pm$ 0,024	0,800	-	0,238 $\pm$ 0,003
	-0,018 $\pm$ 0,034	0,019 $\pm$ 0,034	0,000	-	-0,005 $\pm$ 0,002
$10^6$ UFC /ml	1,717 $\pm$ 0,038	1,868 $\pm$ 0,031	0,800	-	0,234 $\pm$ 0,003
	0,333 $\pm$ 0,251	0,132 $\pm$ 0,115	0,133 $\pm$ 0,057	-	-0,078 $\pm$ 0,137
$10^7$ UFC /ml	1,705 $\pm$ 0,032	1,794 $\pm$ 0,024	0,800	-	0,231 $\pm$ 0,002
	0,424 $\pm$ 0,138	0,227 $\pm$ 0,204	0,166 $\pm$ 0,057	-	-0,081 $\pm$ 0,006
$10^8$ UFC /ml	1,718 $\pm$ 0,047	1,782 $\pm$ 0,034	0,800	0	0,197 $\pm$ 0,037
	2,966 $\pm$ 0,635	0,938 $\pm$ 0,106	1,366 $\pm$ 0,288	2,43	-0,089 $\pm$ 0,006

**Tableau 4. 9: Résumé de variation moyenne due aux injections d'*E. faecalis***

Concentration [CFU/ml]	Absorbance-UV 254	Turbidité ISO - [FTU]	COT - [mg/l]	Couleur T - [Hazen]	Conductivité [uS/cm]
<b>10<sup>5</sup> UFC /ml</b>	<b>1,60 ± 0,07</b>	<b>2,05 ± 0,03</b>	<b>0,74 ± 0,04</b>	<b>0</b>	<b>811,10 ± 1,89</b>
	<b>0,06 ± 0,10</b>	<b>2,05 ± 0,07</b>	<b>0,05 ± 0,00</b>	-	<b>1,56 ± 1,52</b>
<b>10<sup>6</sup> UFC /ml</b>	<b>1,50 ± 0,00</b>	<b>2,05 ± 0,04</b>	<b>0,7 ± 0</b>	<b>0</b>	<b>813,04 ± 1,46</b>
	<b>0,16 ± 0,05</b>	<b>0,279 ± 0,102</b>	<b>0,06 ± 0,05</b>	-	<b>3,60 ± 2,51</b>
<b>10<sup>7</sup> UFC /ml</b>	<b>1,60 ± 0,03</b>	<b>2,05 ± 0,02</b>	<b>0,70 ± 0,00</b>	<b>0</b>	<b>809,38 ± 1,43</b>
	<b>0,33 ± 0,05</b>	<b>0,378 ± 0,057</b>	<b>0,20 ± 0,00</b>	-	<b>4,28 ± 1,52</b>
<b>10<sup>8</sup> UFC /ml</b>	<b>1,50 ± 0,06</b>	<b>2,050 ± 0,06</b>	<b>0,70 ± 0,00</b>	<b>0</b>	<b>812,83 ± 2,74</b>
	<b>2,16 ± 0,28</b>	<b>1,375 ± 0,250</b>	<b>0,96 ± 0,11</b>	<b>12,96</b>	<b>21,16 ± 4,00</b>

EventLab n'a détecté aucune des injections réalisées. Ceci peut être expliqué que suffisamment des cellules ont été en contact avec la surface de la puce MZI. Bien que 10<sup>8</sup>UFC/ml soit une concentration bactérienne élevée, le nombre des molécules dissoutes dans l'eau en contact avec la puce MZI, dans le cas de l'introduction des substances chimiques, reste beaucoup plus important en termes de nombre de particules que le nombre de cellules en contact avec la puce MZI dans le cas d'une contamination bactérienne.

La réponse aux injections était visible à partir 10<sup>6</sup> UFC. Cette réponse était visible sur la turbidité, le COT, la couleur, l'absorbance et la conductivité. Ces paramètres répondent tous à l'absorption (diffraction de la lumière dans l'échantillon). Les mesures de COT, de la couleur et de l'absorbance sont tous des mesures corrélées à l'absorbance. Par ailleurs, dans le cas d'addition dans l'eau d'un produit (particules ou cellules), qui réduit l'intensité de la lumière pour toutes les longueurs d'ondes du spectre, ces paramètres répondent. Cela correspond avec les observations visuelles : à partir des concentrations de (10<sup>6</sup> UFC/ml), l'échantillon est trouble dans les cas de deux souches bactériennes.

Les écarts types des mesures hors injection, étaient relativement importants dans les mesures effectuées par scan, surtout pour la turbidité et la conductivité. Ceci a rendu

difficile, dans certains cas, la différenciation entre la réponse à un évènement et les variations normales de la qualité de l'eau.

Les figures suivantes illustrent la variation de l'absorbance, la turbidité, le COT, la couleur et la concentration de chlore libre mesurés en tant que réponse de différentes concentrations bactériennes. Il a été démontré que le contaminant augmente nettement l'absorbance, la turbidité, et le COT et diminue la concentration de chlore libre.

La Figure 4. 10 et la Figure 4. 11 montrent les variations de l'absorbance générée par l'introduction dans le prototype d'*E. coli* et d'*E. faecalis* respectivement. Pour les deux suspensions bactériennes la réponse commence à être significative partir d'une concentration bactérienne supérieure à  $10^6$  UFC/ml. Les résultats obtenus ont montré que la variation de l'absorbance est plus importante dans le cas d'*E. coli*.

Les résultats relatifs à la turbidité montrent qu'un changement significatif a eu lieu pour des concentrations bactériennes supérieures ou égales à  $10^6$  UFC/ml (Figure 4. 12 et la Figure 4. 13). Ce changement était plus important dans le cas de l'injection d'*E. faecalis*. Ainsi pour le taux du carbone organique total. Aucun changement clair n'a pas été détecté pour une concentration inférieure à  $10^6$  UFC/ml, à partir de cette concentration le changement moyenne était pareil dans les deux cas des suspensions injectées.

## L'absorbance UV-254

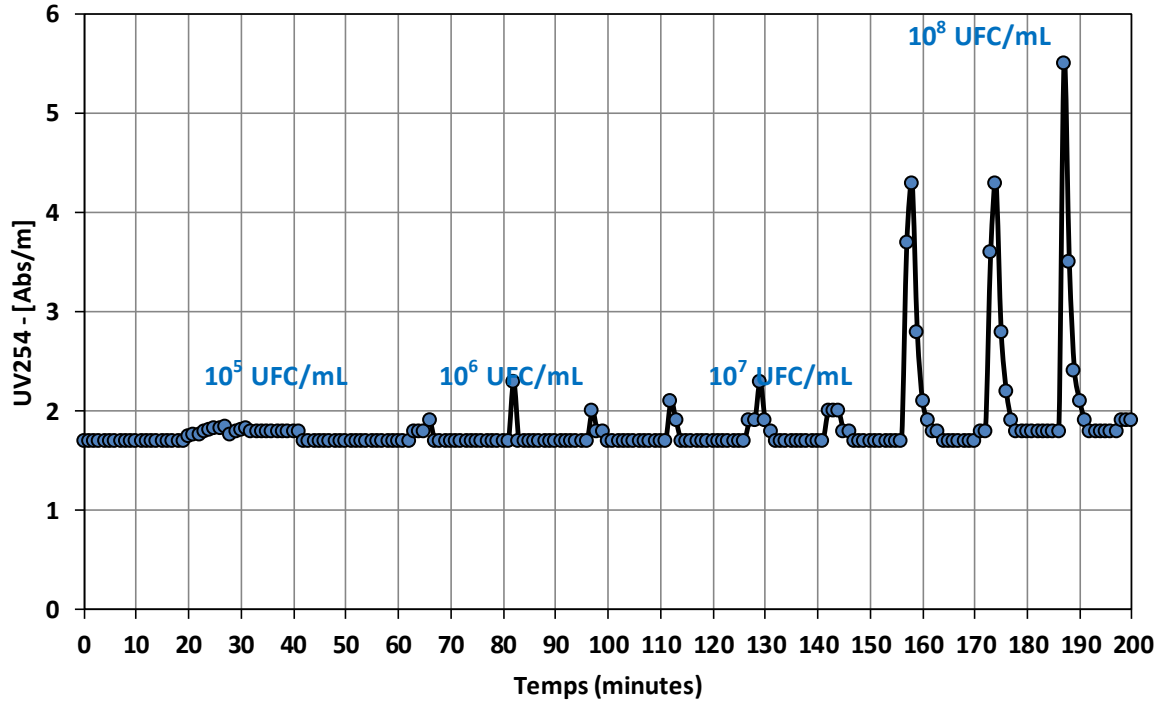


Figure 4. 10: Variation de l'absorbance en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' *E.coli*

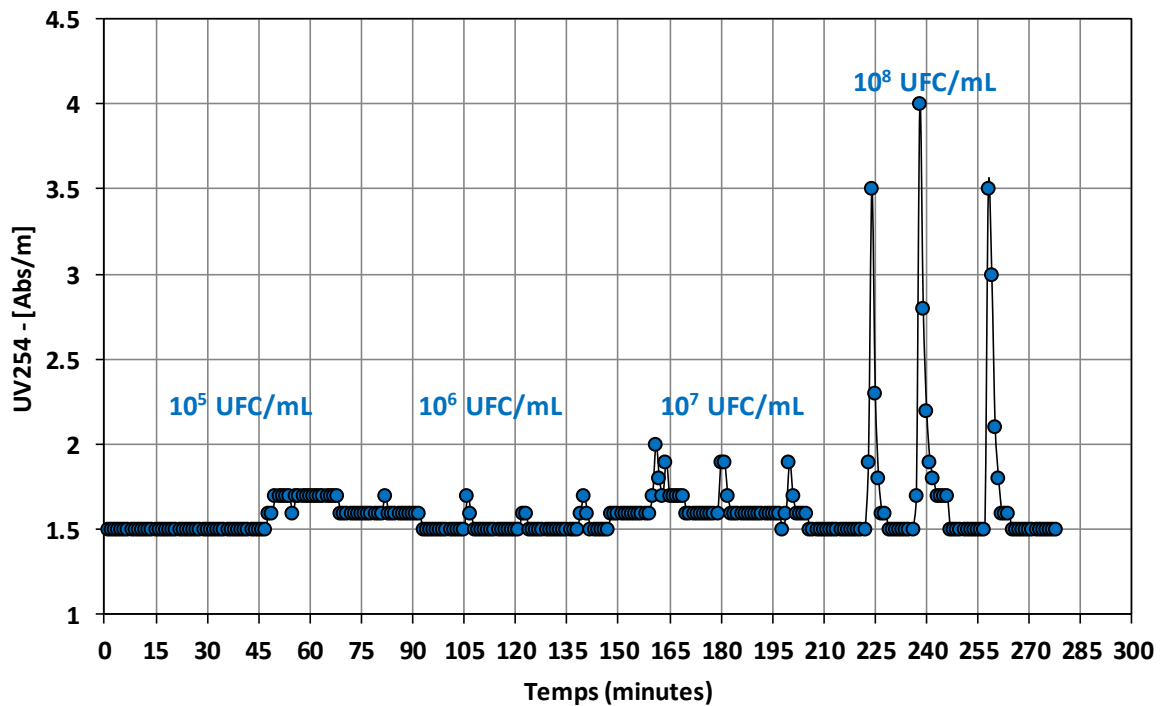


Figure 4. 11: Variation de l'absorbance en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' *E. faecalis*

## La turbidité

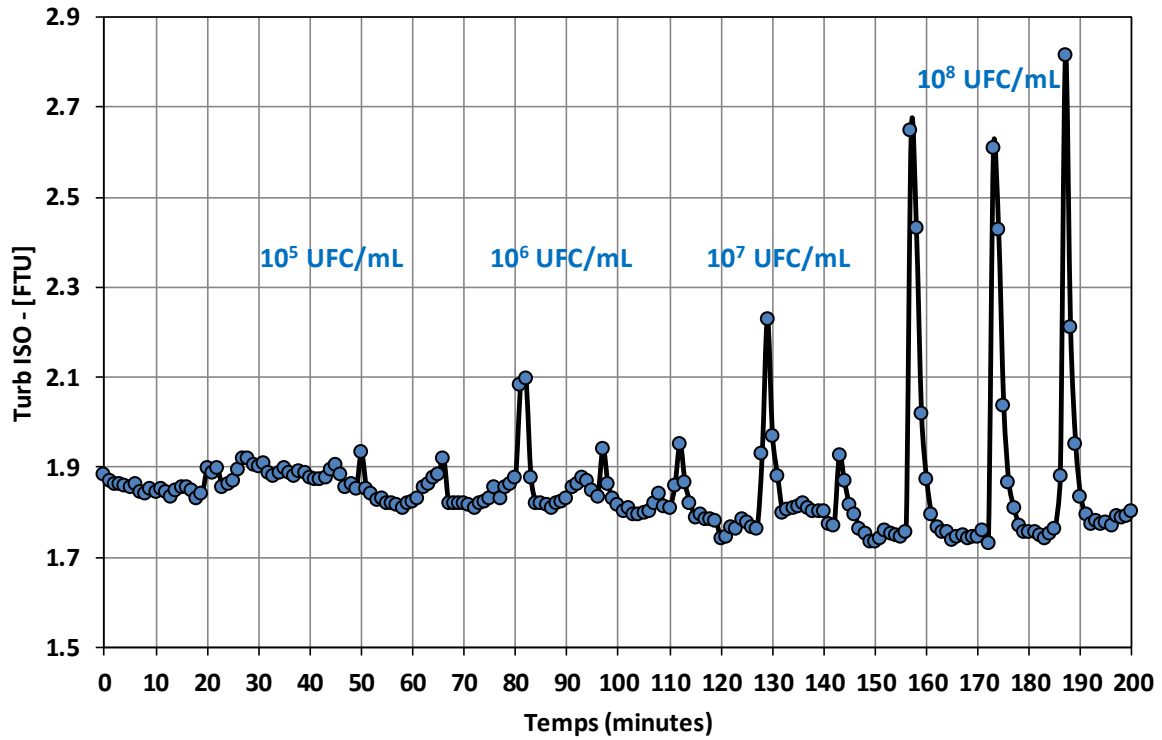


Figure 4. 12: Variation de la turbidité en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'*E.coli*

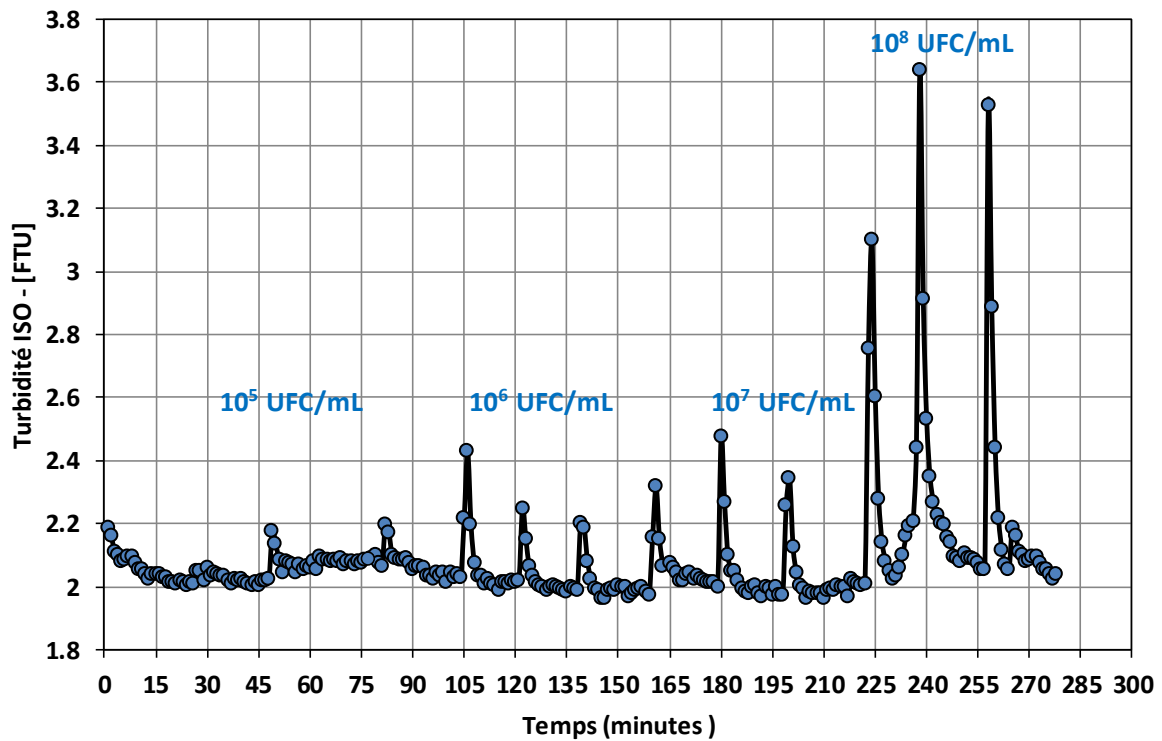


Figure 4. 13: Variation de la turbidité en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'*E. faecalis*

### Le carbone organique total

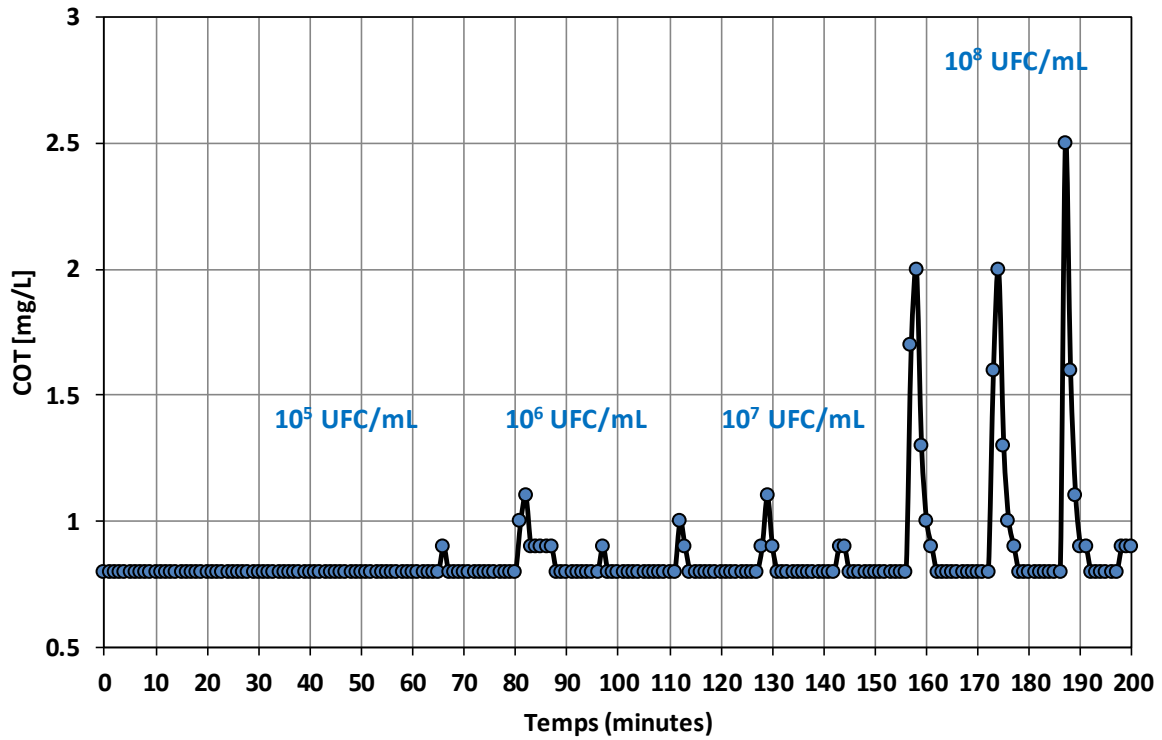


Figure 4. 14: Variation du COT en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'E.coli

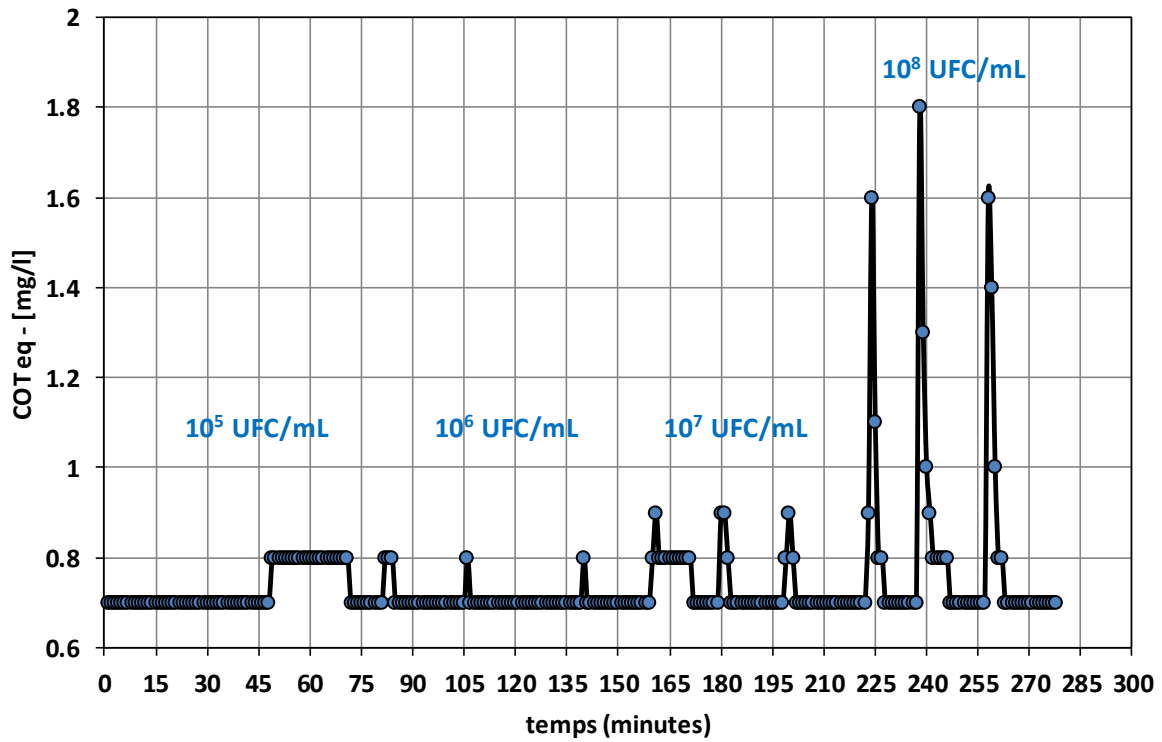


Figure 4. 15: Variation du COT en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'E. faecalis

## Couleur

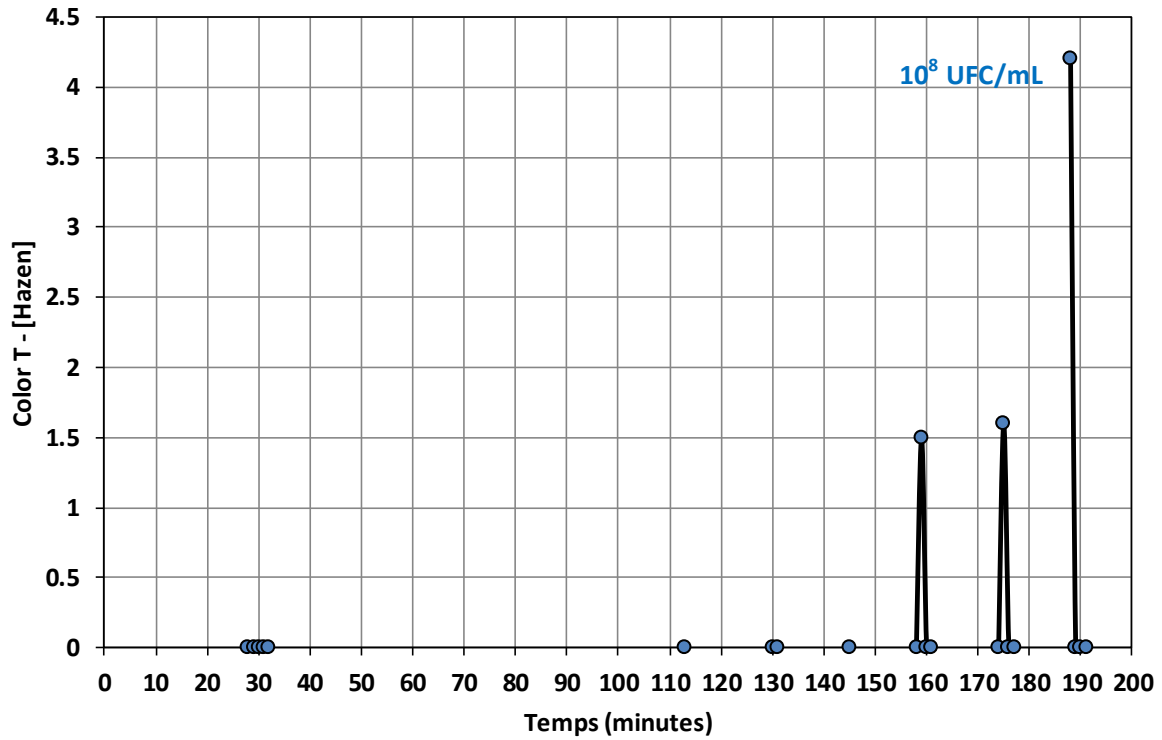


Figure 4. 16: Variation de la couleur en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'E.coli

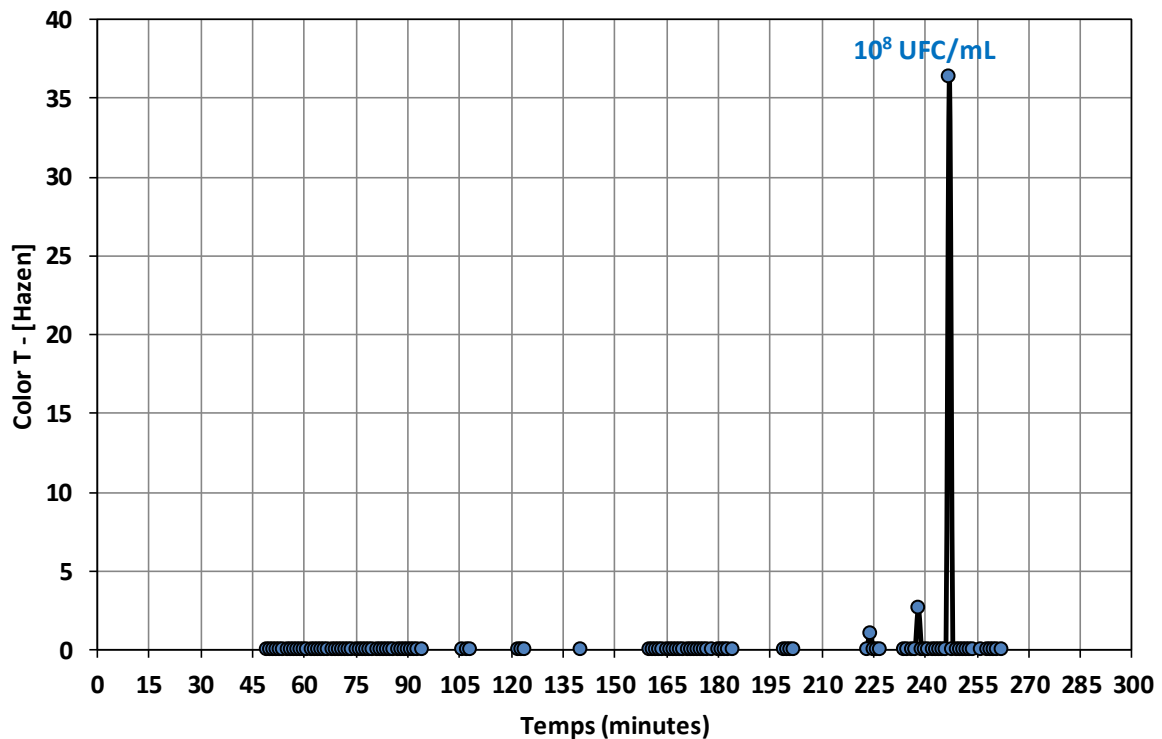


Figure 4. 17: Variation de la couleur en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'E. faecalis



## Chlore libre

Les résultats de l'injection d'*E. coli* (Figure 4. 18) montrent que la demande en chlore s'approche de zéro à des concentrations cellulaires initiales de  $10^5$  UFC/ml. Une contamination à des concentrations égales ou inférieures à ce niveau n'est pas détectable par des capteurs de chlore libre. Pour une valeur initiale de chlore de 0,234 mg/L, le niveau du chlore diminue de 0,078 mg/L suite à l'injection de concentrations cellulaires initiales de  $10^6$  UFC/ml. Ainsi pour une concentration bactérienne de  $10^7$  UFC/ml, la teneur en chlore libre décroît de l'ordre de 0,08 mg/L à partir d'une valeur initiale de 0,231 et diminue de l'ordre de 0,09 à partir d'une valeur initiale de 0,197 mg/L.

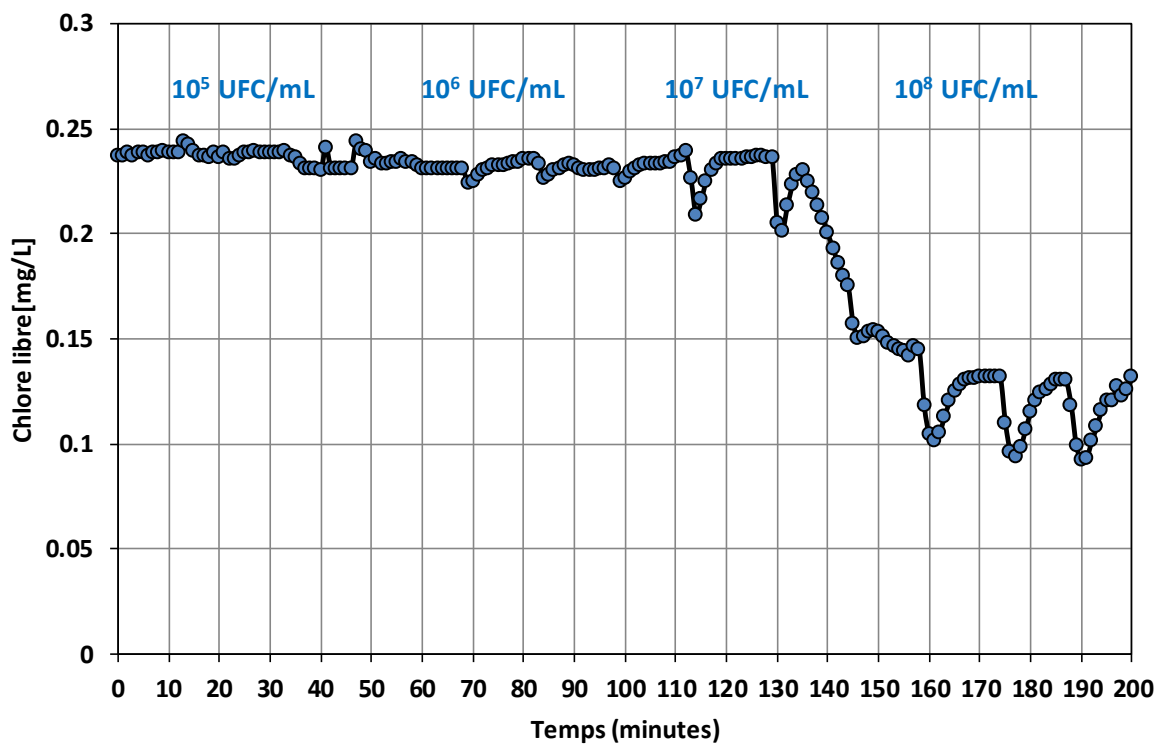


Figure 4. 18: Variation de la teneur en chlore libre en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'*E.coli*

## Conductivité

Le paramètre conductivité semble aussi sensible au changement de la qualité bactérienne de l'eau. Une variation a été détectée à toutes les concentrations d'*E. faecalis*. Cette variation ne devient significative qu'à partir d'une concentration bactérienne supérieure ou égale à  $10^7$  UFC/ml (Figure 4. 19). Le paramètre conductivité nécessite plus du temps pour établir la ligne de base et stabiliser les mesures. Pour cette raison, il n'était pas possible de différencier entre le bruit de fond et la variation induite par l'injection de  $10^5$  UFC/ml et de  $10^6$  UFC/ml d'*E. faecalis*.

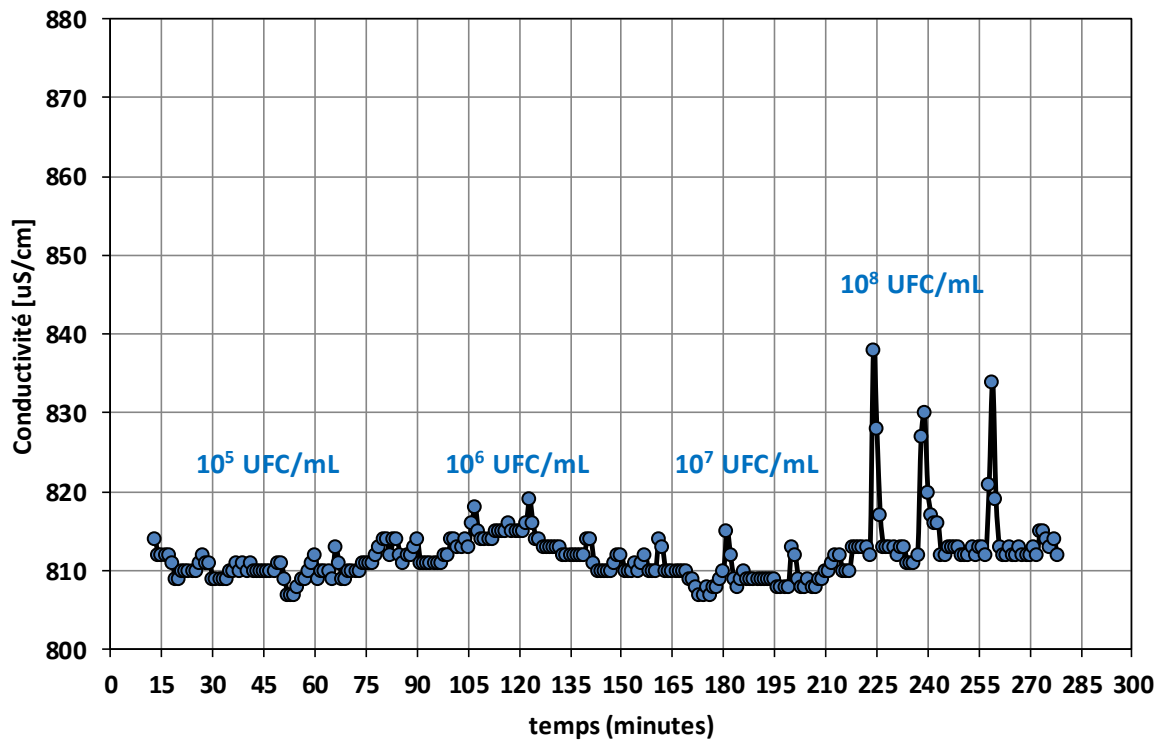


Figure 4. 19: Variation de la conductivité fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d'*E. faecalis*

## 4.6 Conclusion

Ce chapitre a été consacré à l'évaluation des performances des dispositifs de suivi en temps réel de la qualité de l'eau s::can et EventLab. L'étude a été effectuée avec des contaminants chimiques et biologiques.

Concernant les contaminants chimiques :

- EventLab a montré une grande fiabilité à détecter les faibles concentrations de contaminants chimiques.
- Les sondes de s::can, en particulier le spectro::lyser montre une bonne capacité à détecter des contaminants chimiques.

Concernant les contaminants biologiques :

- EventLab n'a pas montré de capacité à détecter ce type de contaminants.
- Les sondes de s::can, montre une capacité à détecter des contaminants biologiques pour des concentrations bactériennes supérieures à  $10^6$ UFC/ml.

Nous avons noté des perturbations dans la ligne de base, qui résultent des organismes autochtones normalement présents dans l'eau.

Les systèmes de mesure doivent faire l'objet d'une surveillance continue pour vérifier leur bon fonctionnement. En effet, les mesures dépendent des instants d'échantillonnage (matin ou soir, début de la semaine ou fin de la semaine), qui peuvent correspondre à différents temps de séjour de l'eau dans les tuyaux et ressources en eau.

Bien que du point de vue « réglementations » et « limites de qualité » de l'eau potable, la sensibilité de ces capteurs pour la détection des contaminations chimiques et bactériennes est relativement faible, ces capteurs ont fait améliorer considérablement la fréquence de la surveillance de la qualité de l'eau.

## **CHAPITRE 5 : Qualité de l'eau sur le site réel de l'université de**

### **Lille1**

Après avoir étudié la capacité des capteurs à détecter une contamination accidentelle chimique ou biologique dans l'eau potable. Ces capteurs sont à monter sur le site de la Cité Scientifique de l'Université Lille 1.

Ce chapitre comporte une présentation du site de la Cité Scientifique qui sert de support pour le projet SunRise « Démonstrateur de la ville intelligente et durable » et qui a comme objectif le déploiement des technologies de Smart grids sur les réseaux d'eau, d'électricité, gaz, eau, chaleur et d'éclairage public, et sur les interactions entre les réseaux et les usagers.

On présente d'abord les résultats d'une campagne de mesure de la qualité de l'eau du campus couvrant des paramètres organoleptiques, physico-chimiques et microbiologiques, ensuite on présente la localisation des capteurs pour un contrôle en temps réel de la qualité de l'eau sur le campus.

### **Sommaire**

5.1	Présentation générale du campus.....	112
5.2	Réseau d'eau potable .....	113
5.2.1	Présentation .....	113
5.2.2	Instrumentation du réseau d'eau:.....	113
5.3	Qualité de l'eau sur le campus .....	118
5.4	Emplacement des capteurs de qualité .....	123
5.5	Conclusion .....	125

## 5.1 Présentation générale du campus

Le Campus de la Cité Scientifique est situé dans la ville de Villeneuve d'Ascq au nord de la France. Il s'étend sur une superficie de 110 hectares.

Le campus comprend 145 bâtiments aux usages très différents (bâtiments d'enseignement et de recherche, bâtiments administratifs et résidences universitaires). Il accueille près de 25 000 usagers dont 4 000 étudiants qui vivent sur le campus, la carte du campus est présentée dans la Figure 5. 1.

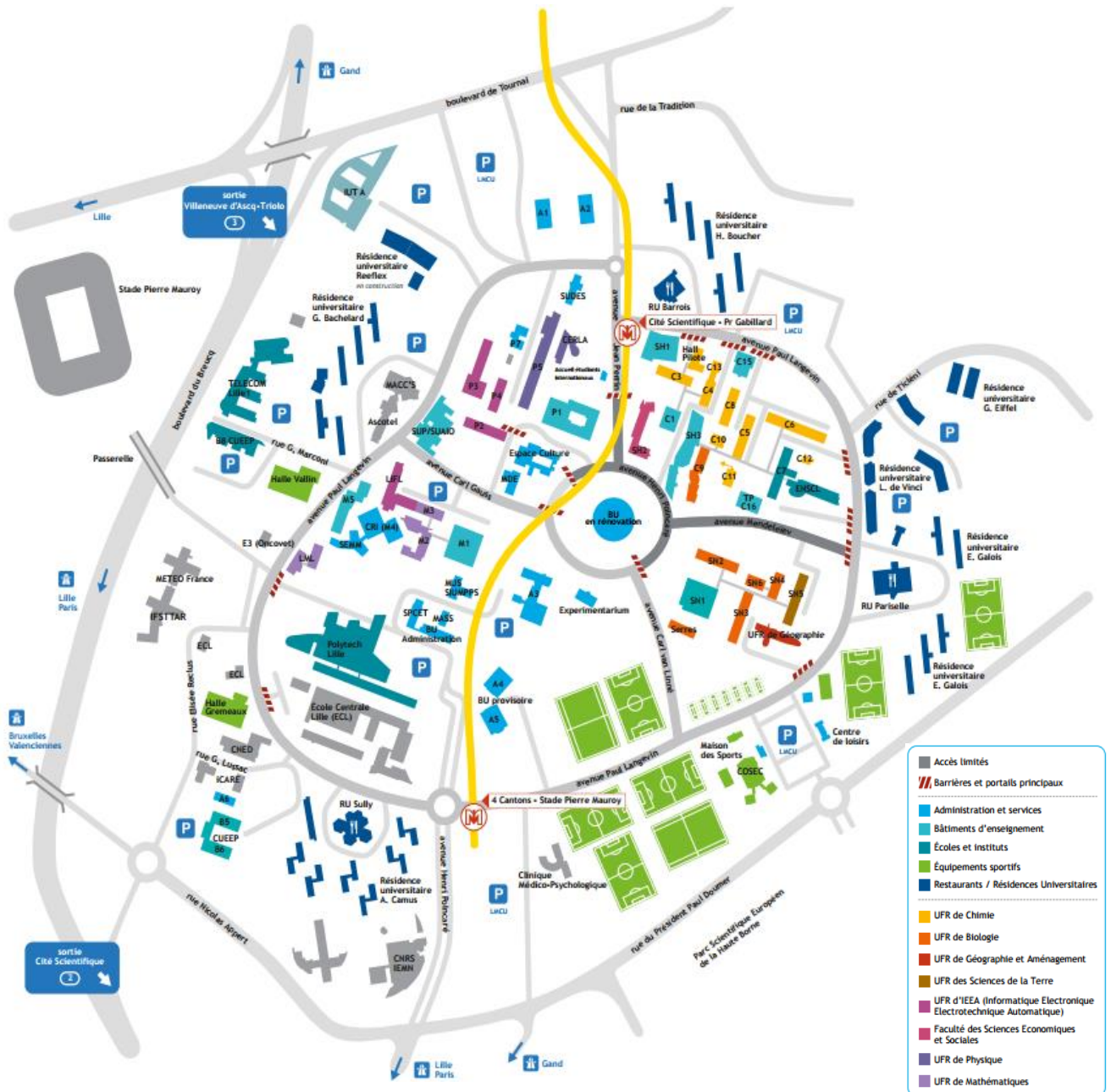


Figure 5. 1: Carte de la cité scientifique

## **5.2 Réseau d'eau potable**

### **5.2.1 Présentation**

Le système d'approvisionnement en eau du campus scientifique de Lille 1 est relativement ancien : il est daté de 1964. Le réseau a été établi au cours des étapes de la construction du campus.

Le réseau est de près de 15 km de longueur. Les tuyaux sont en majorité en fonte grise avec un diamètre variant de 20 à 300 mm (Figure 5. 2). Le réseau de l'eau comprend 49 bouches d'incendie, 250 vannes et un ensemble de stabilisateurs et des purges.

L'eau est fournie à partir de 5 emplacements:

- Cité Scientifique dans le nord du campus.
- 4 Cantons dans le sud du campus.
- ECL dans le sud-ouest du campus.
- Bachelard dans l'ouest du campus.
- M5 dans l'ouest du campus.

### **5.2.2 Instrumentation du réseau d'eau:**

Le réseau de distribution d'eau est déjà équipé par des capteurs de pression et des compteurs de consommations ; 90 compteurs automatiques (AMRs) (Automatic Meters Readings) sont mises en œuvre sur le site du campus depuis 2008 pour mesurer la consommation horaire d'eau potable. Chaque AMR communique les mesures enregistrées toutes les 60 minutes vers un serveur à l'aide d'une onde radio de fréquence 169 MHz. Les données recueillies sont accessibles depuis un portail web via une connexion Internet.

La consommation totale des bâtiments est calculée à partir de 13 compteurs principaux regroupés comme suit:

- La première, concerne quatre compteurs principaux intitulés : CUEEP, DELTEC, LABO MECANIQUE DE LILLE, HALLE VALLIN dont les réseaux de distribution d'eau potable sont exclusifs : réseaux non maillés.
- La seconde, vise les quatre compteurs intitulés 4CANTONS, RESIDENCE BACHELARD, M5, ECL ainsi que le groupement des cinq compteurs CITE SCIENTIFIQUE dont le réseau est commun : réseau maillé.

La consommation des bâtiments principaux est mesurée par 77 AMR distribués comme suivant:

- Lille 1 (54)
- CROUS (Centre régional des œuvres universitaires et scolaires)(14)
- Ecole Nationale Supérieure de Chimie de Lille (1)
- Ecole Centrale de Lille (6)
- La société Bonduelle »et la Clinique "4Cantons" (2)

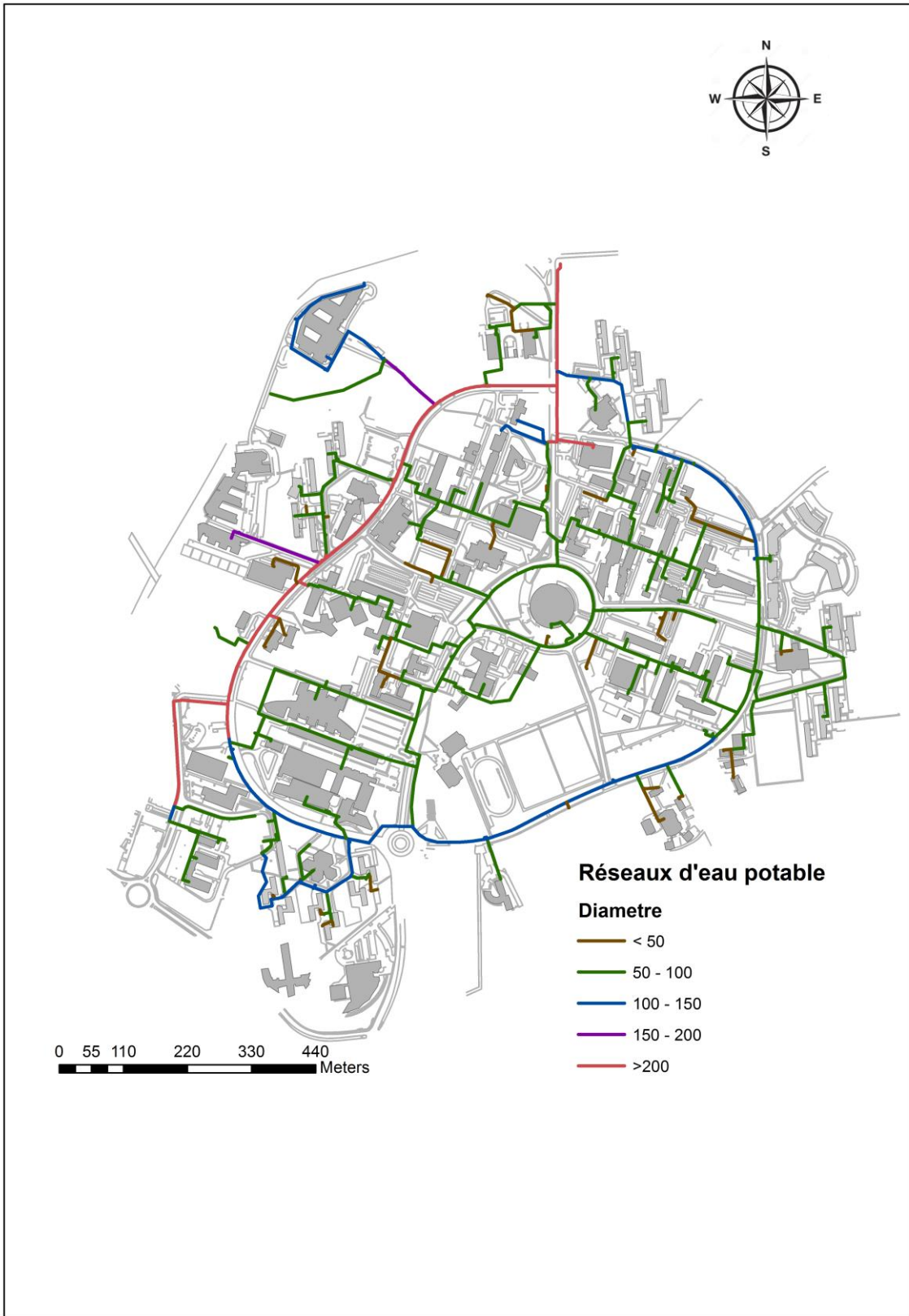
En plus des compteurs d'eau, un ensemble de 5 capteurs de pression sont installés dans les bâtiments suivants couvrant la majorité des zones:

- Restaurant BARROIS
- Le bâtiment de chimie C1
- SN5
- Polytech' Lille
- BACHELARD L résidence universitaire.

Chacun de ces capteurs mesure la pression sur les tuyaux hydrauliques en charge toutes les 15 minutes. Ces capteurs sont reliés à des enregistreurs des données qui stockent les mesures et les envoient par SMS toutes les 15 minutes. La pression de fonctionnement du réseau est d'environ 3 à 4 bars.

La consommation totale annuelle de l'eau en 2014 est égale à 260 000 m<sup>3</sup>.

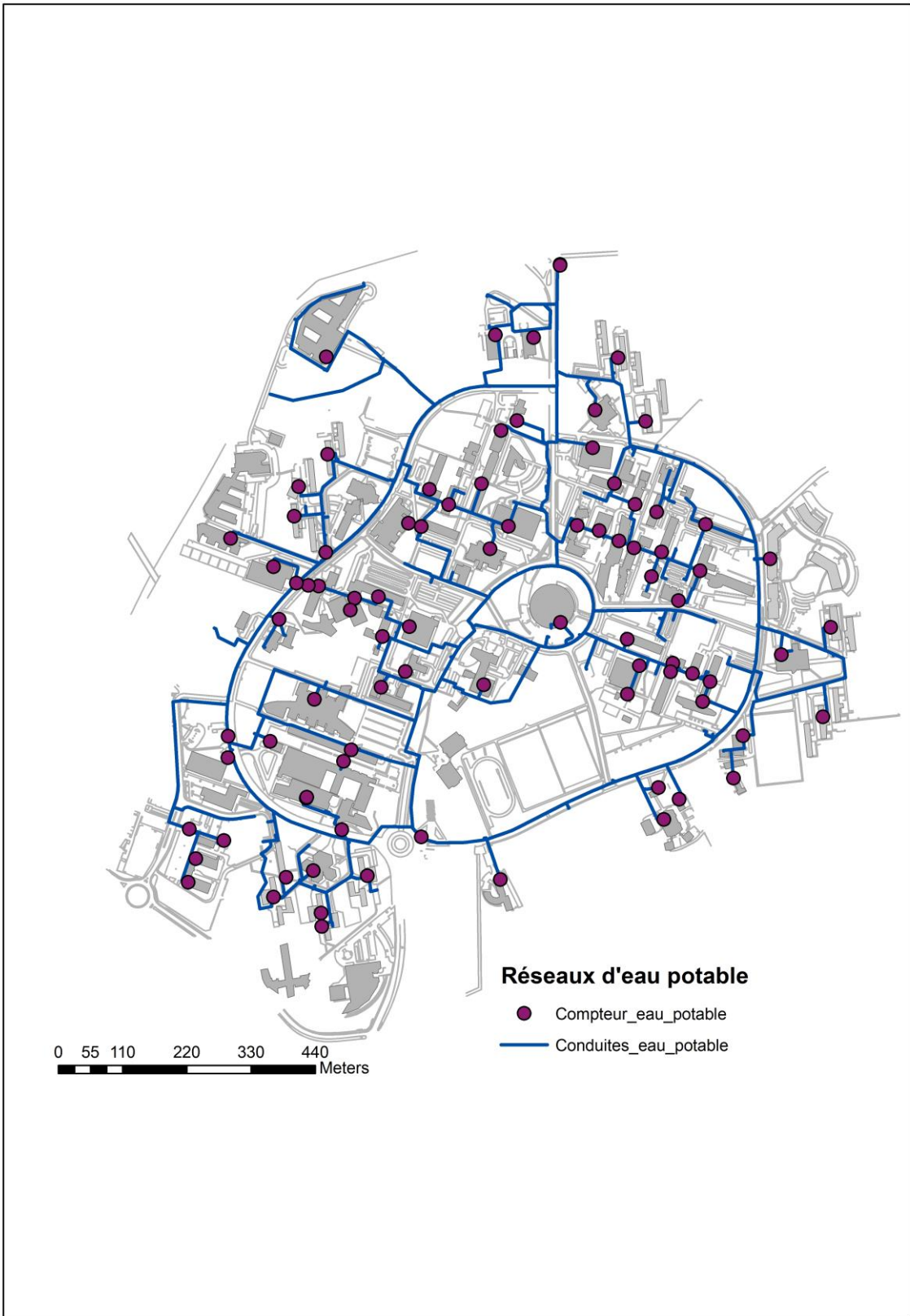
Le suivi de la consommation et la pression de l'eau sur le réseau est aussi importante pour le calcul du temps de séjour de l'eau dans le réseau.



*Figure 5. 2: Réseau de l'eau potable sur le campus de lille 1*







*Figure 5. 3 : Compteurs d'eau sur le campus*

### 5.3 Qualité de l'eau sur le campus

Une campagne de mesure des paramètres organoleptiques- physico-chimique (Turbidité, conductivité, pH, température, chlore libre résiduel, chlore total, chlore libre) et des paramètres microbiologiques (bactéries revivifiables à 22°) coliformes totaux, *Enterocoques*, *Esherichia Coli*, *Spores Anaerobiessulfito-reductrices*) a été effectuée.

Les résultats de ces analyses sont présentés ci-dessous.

#### *La turbidité*

La turbidité peut avoir des effets importants sur la qualité microbienne de l'eau potable.

Plusieurs études ont mis en évidence un lien entre la turbidité et la présence de microorganismes (virus, bactéries et protozoaires) dans l'eau potable. Il a été démontré que :

- Dans une eau ayant une faible turbidité, l'énumération microbienne est généralement faible;
- Une bonne corrélation existe entre la turbidité et le décompte microbien.

Dans certains bâtiments (CRI, M4, P3, C1, C6 et ENSCL) la turbidité a dépassé 2NFU comme montre la Figure 5. 4.

#### *Les bactéries revivifiables*

Dans les bâtiments Halle Vallin, Espace culture, P4, C6 et le centre de loisirs les microorganismes aérobies non pathogènes dits "revivifiables" dépassent 150 UFC/ml (Figure 5. 7).

Ces germes n'ont pas d'effets directs sur la santé mais sous certaines conditions, ils peuvent générer des problèmes. Ce sont des indicateurs qui révèlent la présence possible d'une contamination bactériologique.

La méthode de référence utilisée pour l'analyse consiste dans un dénombrement du nombre de germes par 1 ml d'eau, pour les germes totaux à 22°C un comptage des colonies obtenues après incubation à 22°C durant 72 heures. Pour les germes totaux à 37°C, un comptage des colonies obtenues après incubation à 37°C durant 48 heures.

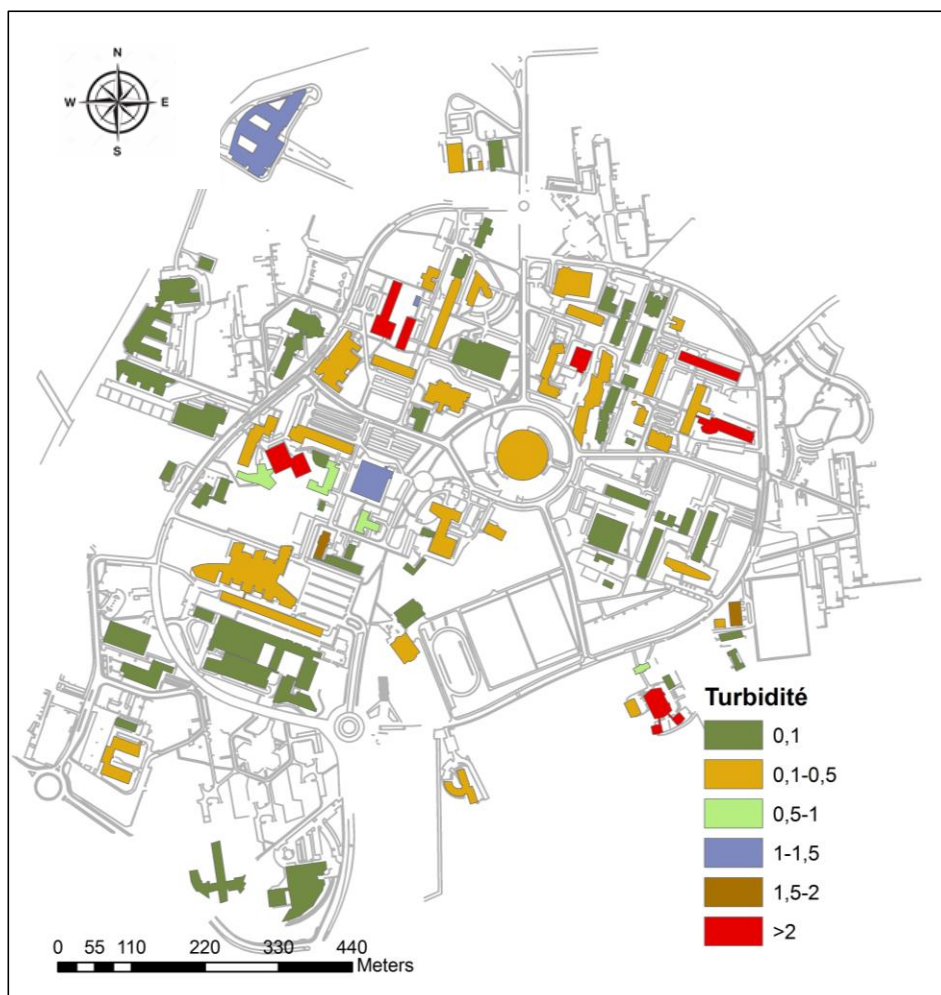
#### *Le chlore libre résiduel*

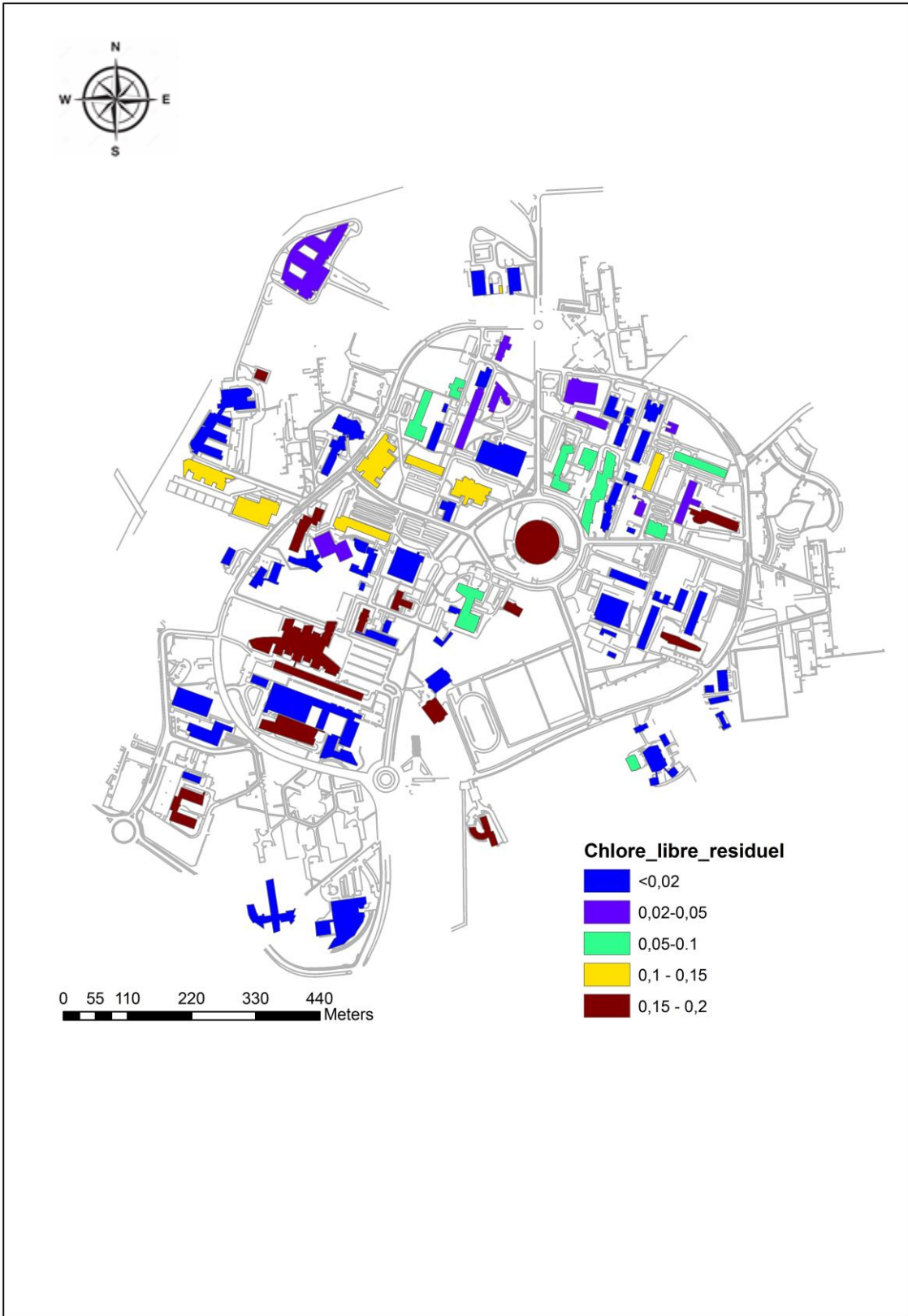
Le niveau du chlore dans le réseau de la cité scientifique est généralement inférieur à 0,1 mg/l. Selon la réglementation, le taux de chlore ne fait pas partie des paramètres définissant la qualité de l'eau destinée à la consommation « une absence d'odeur ou de saveur

désagréable et pas de changement anormal » (Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité). Par contre, il est important de maintenir une concentration résiduelle suffisante dans l'ensemble du réseau de distribution (selon l'Organisation mondiale de la santé, la concentration en chlore libre de l'eau traitée doit être de 0,2 à 0,5 mg/l). Le maintien d'une concentration résiduelle adéquate de chlore libre réduit au minimum la recroissance bactérienne dans le réseau de distribution et assure la présence d'une concentration mesurable de chlore; ainsi, toute baisse rapide de la concentration de chlore libre (qui pourrait indiquer des changements dans la qualité de l'eau) peut être décelée plus rapidement.

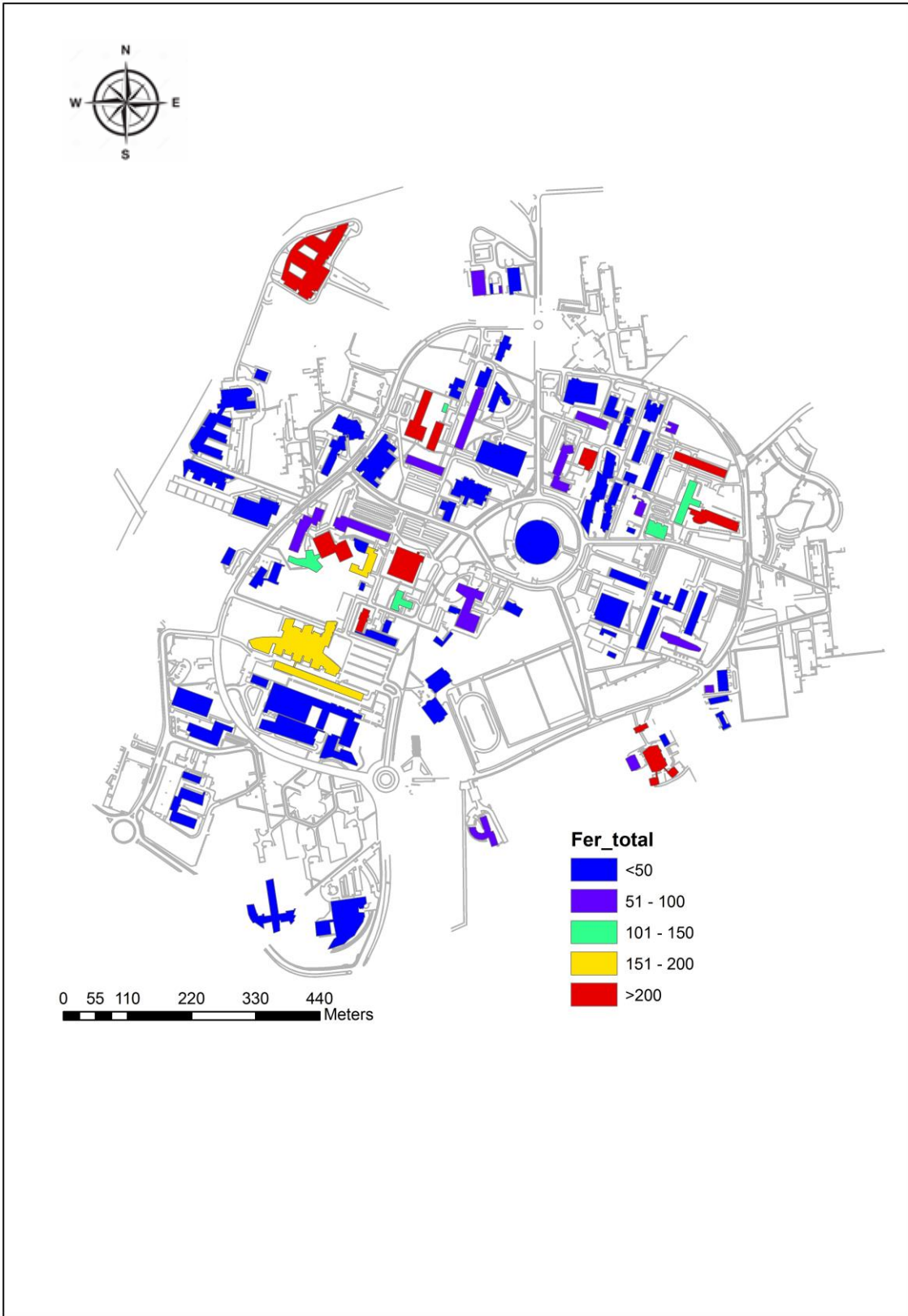
### *Le fer*

Selon l'arrêté de 11 janvier 2007 concernant les Références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine, le niveau du fer ne doit pas dépasser 200 µg/l. Le niveau du fer sur le campus a dépassé la norme sur plusieurs points de mesure (C6, ENSCL, BU, M1, M4, IUT et COSEC). Le fer peut provenir des infiltrations des rejets industriels mais peut avoir comme origine la corrosion de canalisations métalliques anciennes.

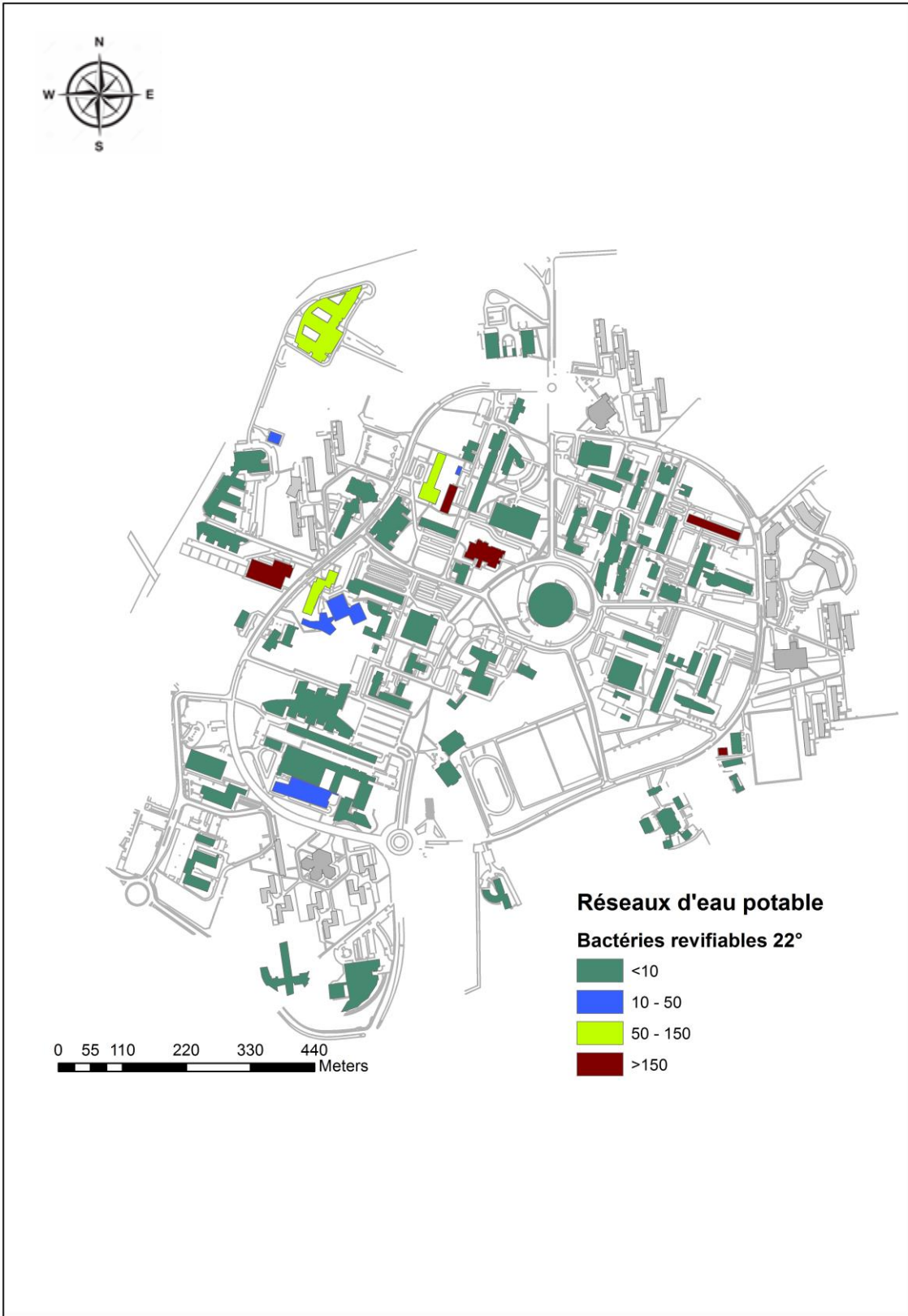




*Figure 5. 5: niveau du chlore libre résiduel sur le campus*



*Figure 5. 6: niveau du fer total sur le campus*



*Figure 5. 7: Bactéries revifiabiles à 22° sur le réseau du campus*

## **5.4 Emplacement des capteurs de qualité**

Les emplacements des capteurs qualité ont été choisis d'une manière à couvrir la totalité du réseau par le nombre minimum des capteurs (5 emplacements prévus, Figure 5. 8), et plus particulièrement les points des consommations sensibles comme les restaurants et les résidences universitaires.

Le premier point de surveillance est choisi à l'entrée de la résidence Bachelard qui est la plus grande résidence universitaire sur le Campus, le deuxième point est à côté de Polytech'Lille, le troisième à proximité de UFR géographie, le quatrième point au-dessous des bâtiments C1 et le cinquième point de surveillance est à l'entrée du restaurant universitaires Barrois.



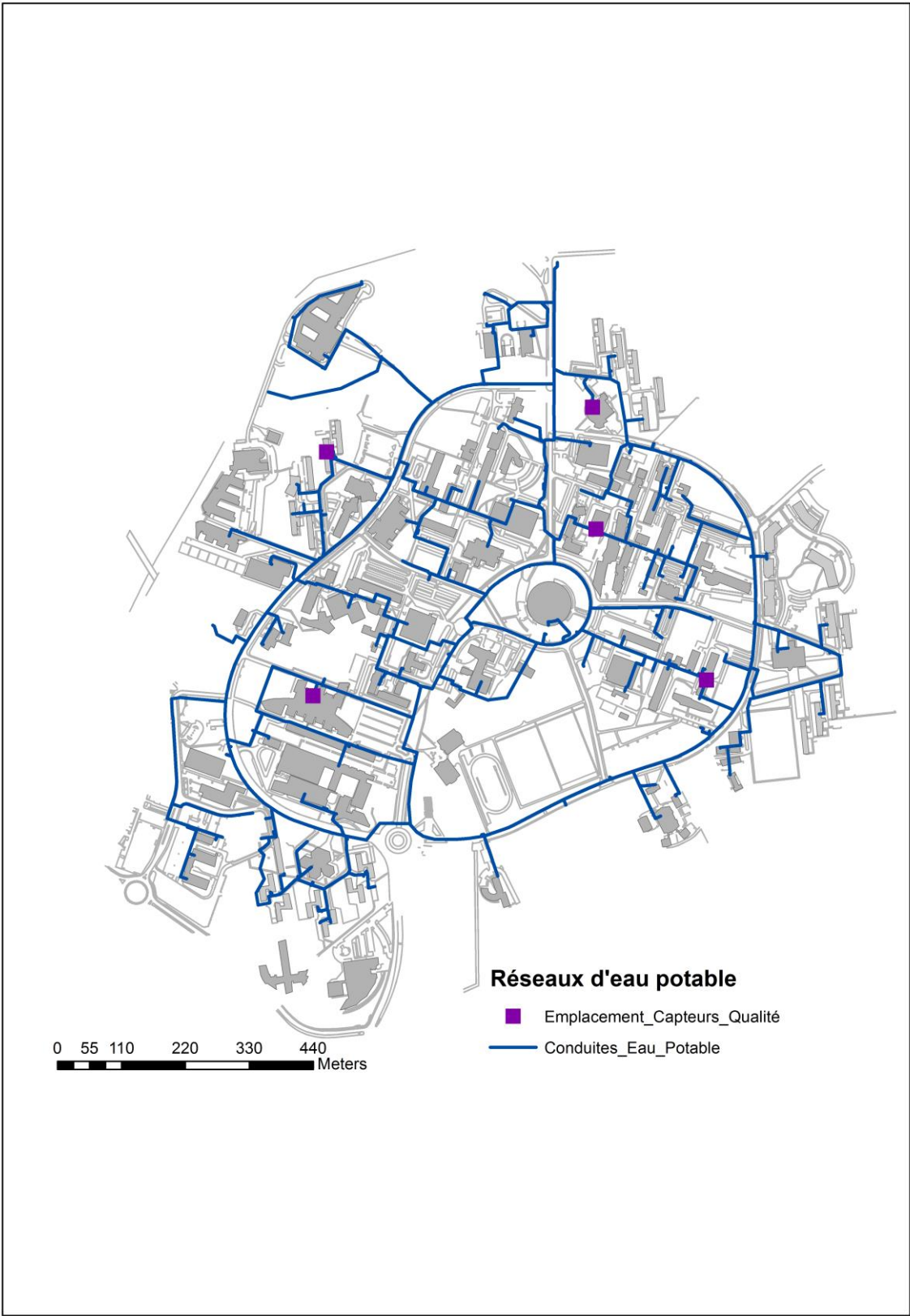


Figure 5. 8: Emplacement prévu des capteurs qualité

## 5.5 Conclusion

Dans ce chapitre on a présenté les résultats des analyses de qualité de l'eau sur le Campus de la Cité Scientifique. On note que :

Dans certains bâtiments, la turbidité a dépassé 2 NFU.

Le niveau du chlore est généralement inférieur à 0,1 mg/l.

Le niveau du fer a dépassé la norme dans plusieurs points de mesure.

L'instrumentation du réseau d'eau potable de la Cité Scientifique permettra de suivre en temps réel la qualité de l'eau et d'intervenir rapidement en cas d'anomalie.

Les dispositifs testés en laboratoires (s::can, EventLab) seront installés prochainement dans différentes sections du campus.

Ce travail de thèse a porté sur un sujet très important à savoir celui du contrôle en temps réel de la qualité de l'eau pour prévenir des anomalies de fonctionnement, notamment une contamination accidentelle ou intentionnelle. Ce sujet constitue de nos jours un élément très important de la sécurité de fonctionnement des réseaux d'eau et de protection de la santé publique.

Le contrôle en temps réel de la qualité de l'eau pose plusieurs difficultés, notamment (i) la très grande diversité de sources de contamination qu'elles soient chimiques ou biologiques, (ii) la difficulté technique de détecter ces contaminations dans un temps très court, compatible avec la surveillance en temps réel de la qualité de l'eau, (iii) la complexité des réseaux d'eau en termes d'étendue, de fonctionnement et d'environnement et (iv) la difficulté d'opérer une intrusion dans les réseaux d'eau pour des raisons de sécurité. Ajoutons à cela le caractère récent de ce sujet en termes d'intérêt et de développement technique.

La détection d'une contamination des réseaux d'eau démarre par le développement des capteurs et des techniques capables de détecter ces contaminations. Face aux difficultés évoquées ci-dessus, des sociétés ont développé et mis sur le marché des systèmes innovants, qui sont destinés à détecter d'une manière indirecte ces contaminations à partir de la variation des caractéristiques physiques ou chimiques de l'eau. On cite à titre d'exemples le système EventLab d'Optiqua, le système s::can et Intellisonde qui ont été retenus dans le cadre du projet européen SmartWater4Europe.

L'utilisation de ces capteurs dans les réseaux de distribution d'eau nécessite au préalable une connaissance fine de leur capacité à détecter des anomalies liées à une contamination de l'eau. Ceci nécessite de tester ces capteurs dans un environnement bien contrôlé capable de produire divers types d'évènements de contamination. Le travail de thèse porte principalement sur ce volet important. Il a comporté la construction d'une station pilote en laboratoire capable de reproduire l'écoulement dans les réseaux d'eau et de produire des évènements de contamination d'origine chimique ou biologique.

La station pilote a été utilisée pour tester les systèmes retenus dans le cadre du projet européen SmartWater4Europe. Les tests réalisés avec des contaminants chimiques et

biologiques. Concernant les contaminants chimiques, les tests ont montré que EventLab et s::can, ont des bonnes capacités à détecter ce type de contamination.

Concernant les contaminants biologiques, EventLab n'a pas montré de capacité à détecter ce type de contaminants, alors que s::can, a montré une capacité à détecter des contaminants biologiques pour des concentrations bactériennes supérieures à  $10^6$ UFC/ml.

L'étude a montré aussi la grande sensibilité des systèmes étudiés et la nécessité de vérifier leur bon fonctionnement d'une manière régulière, ce qui implique des contraintes importantes lors de leur utilisation dans la surveillance en temps réel des réseaux d'eau.

Ce travail présente encore des grandes perspectives, notamment l'installation des dispositifs étudiés sur le réseau d'eau de la Cité Scientifique afin d'étudier leur fonctionnement dans des conditions réelles de fonctionnement, de disposer des données à grande échelle à la fois spatiale et temporelle, qui serviront à la fois à une compréhension des systèmes de mesure et de fonctionnement des réseaux d'eau et plus tard à, développer des méthodes d'interprétation des résultats de mesure.

- Baïtoul, M., J. Buisson, et al. (1998). "Études par spectroscopie de vibration et par résonance paramagnétique électronique du poly (p-phénylène vinylène) à l'état dopé." Journal de Chimie Physique et de Physico-Chimie Biologique **95**(6): 1311-1314.
- Barzen, C., A. Brecht, et al. (2002). "Optical multiple-analyte immunosensor for water pollution control." Biosensors and Bioelectronics **17**(4): 289-295.
- Baudišová, D. (1997). "Evaluation of Escherichia coli as the main indicator of faecal pollution." Water Science and Technology **35**(11): 333-336.
- Berry, D., C. Xi, et al. (2006). "Microbial ecology of drinking water distribution systems." Current opinion in biotechnology **17**(3): 297-302.
- Bitton, G. (2005). "Wastewater Microbiology." Hoboken: John Wiley & Son Inc.
- Bouget, J.-F. and J. Mazurie (1997). Dispositif de surveillance biologique de la qualité d'eau d'un site conchylicole estuarien utilisant un biocapteur valvaire muni d'huîtres et de moules. General association of municipal hygienists and technicians. 77th Congress.
- Byer, D. C. K. (2005). "Real time detection of intentional chemical contamination in the distribution system."
- Byer, M. D. (2005). "REAL-Time DETECTION OF INTENTIONAL CHEMICAL CONTAMINATION IN THE DISTRIBUTION SYSTEM."
- Chen, D., S.-s. Huang, et al. (2006). "Real-time detection of kinetic germination and heterogeneity of single Bacillus spores by laser tweezers Raman spectroscopy." Analytical chemistry **78**(19): 6936-6941.
- Cho, S., K. Carlson, et al. (2007). "Indirect detection of intentional chemical contamination in the distribution system using low cost turbidity sensors." American Geophysical Union Hydrology Days: 19-21.
- Codd, G. A., S. G. BELL, et al. (1999). "Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health." European Journal of Phycology **34**(04): 405-415.
- Constans, S. (1999). Concentrations en chlore en réseaux d'eau potable: simulation et optimisation.
- Cook, J. B., J. F. Byrne, et al. (2006). Distribution system monitoring research at charleston water system. the 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium, Cincinnati, Ohio.
- Devore, J. (2004). Probability and statistics for engineers and scientists, California.
- DI Andreas Weingartner, D. F. H. (2006). "ON-LINE MONITORING NETWORKS FOR DRINKING WATER SECURITY OF KARST WATER."
- Di Nardo, A., M. Di Natale, et al. (2013). "Water network protection from intentional contamination by sectorization." Water resources management **27**(6): 1837-1850.

- Driskell, J. D., K. M. Kwarta, et al. (2005). "Low-level detection of viral pathogens by a surface-enhanced Raman scattering based immunoassay." Analytical chemistry **77**(19): 6147-6154.
- Dufour, A. (1977). "Escherichia coli: the fecal coliform." Bacterial indicators/health hazards associated with water **635**: 48.
- Dufour, A. and R. Ballentine (1986). Ambient Water Quality Criteria for Bacteria, 1986: Bacteriological Ambient Water Quality Criteria for Marine and Fresh Recreational Waters, National Technical Information Service, Department of Commerce, US.
- Dutka, B. and K. Kwan (1981). "Comparison of three microbial toxicity screening tests with the Microtox test." Bulletin of environmental contamination and toxicology **27**(1): 753-757.
- Edberg, S., E. Rice, et al. (2000). "Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection." Journal of Applied Microbiology **88**(S1): 106S-116S.
- Elmund, G. K., M. J. Allen, et al. (1999). "Comparison of Escherichia coli, total coliform, and fecal coliform populations as indicators of wastewater treatment efficiency." Water Environment Research **71**(3): 332-339.
- EPA-ETV (2004). "U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Verification Program <http://archive.epa.gov/nrmrl/archive-etv/>."
- Rapport EPA (2006). "Basic Information about E. coli O157:H7 in Drinking Water."
- EPA (2013). "Response Protocol Toolbox: Planning for and Responding to Drinking Water Contamination Threats and Incidents."
- Fass, S., M. Dincher, et al. (1996). "Fate of Escherichia coli experimentally injected in a drinking water distribution pilot system." Water research **30**(9): 2215-2221.
- Filiol, E. (2011). "Operational aspects of cyberwarfare or cyberterrorist attacks: What a truly devastating attack could do." Leading Issues in Information Warfare & Security Research **1**: 35-53.
- Gammoudi, I. (2012). Biocapteur à base de bactéries pour le contrôle environnemental, Université Sciences et Technologies-Bordeaux I.
- Giddings,(2009). M. M., Y. Magara, et al. "Cyanide in Drinking-water."
- Gleick, P. H. (2006). "Water and terrorism." The World's Water 2006-2007: 1-28.
- Groover (2008). "Better Sharing of Water Utility Security Incidents Still Needed."
- Haas, C. N., M. A. Meyer, et al. (1983). "Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics." Journal (American Water Works Association): 475-481.
- Hahn, M. A., P. C. Keng, et al. (2008). "Flow cytometric analysis to detect pathogens in bacterial cell mixtures using semiconductor quantum dots." Analytical chemistry **80**(3): 864-872.

- Hall, J. and J. Szabo (2005). "Water Sentinel Online Water Quality Monitoring as an Indicator of Drinking Water Contamination." Environmental Protection Agency.
- Hall, J., A. D. Zaffiro, et al. (2007). "On-line water quality parameters as indicators of distribution system contamination." Journal (American Water Works Association): 66-77.
- Hasan, J., S. States, et al. (2004). "Safeguarding the security of public water supplies using early warning systems: A brief review." Journal of Contemporary Water Research & Education **129**(1): 27-33.
- Hayes, E. and M. Smith (1996). "Eclox [TM]: A Rapid Screening Toxicity Test." Special Publications of the Royal Society of Chemistry **193**: 94-103.
- Journal, Wall. Street. (2008). "Pakistan Arrests 5 Suspected of Planning Cyanide Attack."
- Kalele, S. A., A. A. Kundu, et al. (2006). "Rapid Detection of Escherichia coli by Using Antibody-Conjugated Silver Nanoshells." Small **2**(3): 335-338.
- Keinänen, M. M., L. K. Korhonen, et al. (2002). "The microbial community structure of drinking water biofilms can be affected by phosphorus availability." Applied and Environmental Microbiology **68**(1): 434-439.
- Khan, A. S., D. L. Swerdlow, et al. (2001). "Precautions against biological and chemical terrorism directed at food and water supplies." Public Health Reports **116**(1): 3.
- Kobayashi, E. (2003). Immunochromatographic assay device, Google Patents.
- Kroll, D. and K. King (2010). "Methods for evaluating water distribution network early warning systems." J Am Water Works Assoc **102**(1): 79-89.
- L'environnement, L. C. f.-p.-t. s. l. e. p. d. C. f.-p.-t. s. l. s. e. (2006). "Les bactéries pathogènes d'origine hydrique : micro-organismes préoccupants courants et émergents."
- Lagarde, F. and N. Jaffrezic-Renault (2011). "Cell-based electrochemical biosensors for water quality assessment." Analytical and bioanalytical chemistry **400**(4): 947-964.
- Le Dantec, C., J.-P. Duguet, et al. (2002). "Chlorine disinfection of atypical mycobacteria isolated from a water distribution system." Applied and Environmental Microbiology **68**(3): 1025-1032.
- Leclerc, H., D. Mossel, et al. (2001). "Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety." Annual Reviews in Microbiology **55**(1): 201-234.
- Lund, V. and K. Ormerod (1995). "The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems." Water research **29**(4): 1013-1021.
- M.A.B. van Wijlen, M. K. K., R.J. XIE , A.N. Puah, and B. B. W. van Delft , and J.W. Verhoef . (2011). "Innovative sensor technology for effective online water quality monitoring." Singapore International Water Week.

- Meier, H., C. Koob, et al. (1997). "Detection of enterococci with rRNA targeted DNA probes and their use for hygienic drinking water control." Water Science and Technology **35**(11): 437-444.
- Meinhardt, P. L. (2005). "Water and bioterrorism: preparing for the potential threat to US water supplies and public health." Annu. Rev. Public Health **26**: 213-237.
- Miles, S. L., R. G. Sinclair, et al. (2011). "Evaluation of select sensors for real-time monitoring of Escherichia coli in water distribution systems." Applied and Environmental Microbiology **77**(8): 2813-2816.
- Nagatani, T., K. Yasuhara, et al. (2008). Residual chlorine decay simulation in water distribution system. The 7th International Symposium on Water Supply Technology. Yokohama, Japan.
- Nelson, S. and R. Roline (1998). "Evaluation of the sensitivity of rapid toxicity tests relative to daphnid acute lethality tests." Bulletin of environmental contamination and toxicology **60**(2): 292-299.
- Newberry, J., J. Wichterman, et al. (2004). "Rapid analytical techniques for drinking water security investigations." American Water Works Association. Journal **96**(1): 52.
- Organization, W. H. (2004). Guidelines for drinking-water quality: recommendations, World Health Organization.
- Payment, P. and P. Hartemann (1998). "Les contaminants de l'eau et leurs effets sur la santé." Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science **11**: 199-210.
- Petänen, T. and M. Romantschuk (2003). "Toxicity and bioavailability to bacteria of particle-associated arsenite and mercury." Chemosphere **50**(3): 409-413.
- Porter, M., J. Driskell, et al. (2005). "Detection of viruses: atomic force microscopy and surface enhanced Raman spectroscopy." Developments in biologicals **126**: 31-39; discussion 323.
- Power, K. N. and L. A. Nagy (1999). "Relationship between bacterial regrowth and some physical and chemical parameters within Sydney's drinking water distribution system." Water research **33**(3): 741-750.
- RAPPORT, P. I. (2010). "Lisbon trial shows benefits of in-pipe monitoring." <http://www.intellitect-water.co.uk/content/docs/172-bwm-iw-032-epal.pdf>
- Rodriguez-Mozaz, S., M. J. L. de Alda, et al. (2006). "Biosensors as useful tools for environmental analysis and monitoring." Analytical and bioanalytical chemistry **386**(4): 1025-1041.
- Rodriguez-Mozaz, S., M. J. L. de Alda, et al. (2007). "Advantages and limitations of on-line solid phase extraction coupled to liquid chromatography–mass spectrometry technologies versus biosensors for monitoring of emerging contaminants in water." Journal of Chromatography A **1152**(1): 97-115.
- Rodriguez-Mozaz, S., M.-P. Marco, et al. (2004). "Biosensors for environmental applications: Future development trends." Pure and applied chemistry **76**(4): 723-752.



- Rompré, A., P. Servais, et al. (2002). "Detection and enumeration of coliforms in drinking water: current methods and emerging approaches." Journal of microbiological methods **49**(1): 31-54.
- Ronda, C. R. (2012). Fast radiation detectors, Google Patents.
- s::can "micro::station for drinking water data sheet ".
- Schmeisser, C., C. Stöckigt, et al. (2003). "Metagenome survey of biofilms in drinking-water networks." Applied and Environmental Microbiology **69**(12): 7298-7309.
- Schreppel, C., P. Tangorra, et al. (2002). Evaluation of Potential Modifications to the EPA Method 1623 for Rapid and Accurate Low Level Enumeration of Cryptosporidium oocysts. WQTC Proceedings, AWWA.
- Shang, C. and E. R. Blatchley Iii (2001). "Chlorination of pure bacterial cultures in aqueous solution." Water research **35**(1): 244-254.
- Sibille, I. (1998). "Stabilité biologique des réseaux de distribution d'eau potable." L'Année Biologique **37**(3): 117-161.
- Storey, M. V., B. van der Gaag, et al. (2011). "Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems." Water Research **45**(2): 741-747.
- Times, N. Y. (2003). "Iraqi Agents Held in Plot to Poison Water Supply."
- USEPA (2003). "Module 3: Site Characterization and Sampling Guide. Retrieved December 2008, from Response Protocol Toolbox: [http://www.epa.gov/safewater/watersecurity/pubs/guide\\_response\\_module3](http://www.epa.gov/safewater/watersecurity/pubs/guide_response_module3)."
- Wang, C., B. Zhang, et al. (2013). "A biochemical system of rapidly detecting bacteria based on ATP bioluminescence technology." European Food Research and Technology **236**(1): 41-46.
- Warren, L., R. Benoit, et al. (1978). "Rapid enumeration of Fecal Coliforms in water by a colorimetric beta-galactosidase assay." Applied and Environmental Microbiology **35**(1): 136-141.
- Williams, M. M. and E. B. Braun-Howland (2003). "Growth of Escherichia coli in model distribution system biofilms exposed to hypochlorous acid or monochloramine." Applied and Environmental Microbiology **69**(9): 5463-5471.
- Wingender, J. and H. Flemming (2004). "Contamination potential of drinking water distribution network biofilms." Water Science & Technology **49**(11): 277-286.
- Xie, C., J. Mace, et al. (2005). "Identification of single bacterial cells in aqueous solution using confocal laser tweezers Raman spectroscopy." Analytical chemistry **77**(14): 4390-4397.
- Yanez, M., V. Barbera, et al. (2009). "Quantitative detection of Helicobacter pylori in water samples by real-time PCR amplification of the cag pathogenicity island gene, cagE." Journal of Applied Microbiology **107**(2): 416-424.

Yang, Y. J., R. C. Haught, et al. (2009). "Real-time contaminant detection and classification in a drinking water pipe using conventional water quality sensors: Techniques and experimental results." Journal of environmental management **90**(8): 2494-2506.

Yu, C., J. Irudayaraj, et al. (2004). "Spectroscopic differentiation and quantification of microorganisms in apple juice." Journal of food science **69**(7): 268-272.

## Liste des figures

Figure 2. 1: Schéma du pilote « Qualité de l'eau ».....	41
Figure 2. 2: Photo du pilote et des instruments « Qualité » utilisés. ....	42
Figure 2. 3: Dispositif d'injection des contaminants .....	43
Figure 2. 4: Dispositif de branchement des instruments « Qualité de l'eau » .....	44
Figure 2. 5: Photo du capteur s::can branché sur le circuit pilote.....	45
Figure 2. 6: Les sondes intégrés dans le système s::can .....	47
Figure 2. 7: Exemple de mesure direct de S::can .....	48
Figure 2. 8: Système de mesure « Optiqua EventLab ».....	49
Figure 2. 9: Trajet des faisceaux traversant la puce MZI .....	50
Figure 2. 10: Exemple de mesure de Optiqua.....	52
Figure 2. 11: Illustration du système Intellisonde.....	53
Figure 2. 12: Système Intellisondes.....	55
Figure 2. 13: Exemple de mesure d'Intellisondes .....	55
Figure 2. 14: Schéma du dispositif des injections .....	56
Figure 2. 15: Changement de phase dans l'eau due à l'injection à de 1l de l'eau à 0,5mg/L du HgCl <sub>2</sub> .....	57
Figure 2. 16: Limites inférieur et supérieur de détection.....	59
Figure 3. 1: Mesure de la demande en chlore par les suspensions bactériennes .....	65
Figure 3. 2: Chematest 20 .....	66
Figure 3. 3: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 108UFC/ml pour <i>E.coli</i> .....	69
Figure 3. 4: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 108UFC/ml pour <i>E. faecalis</i> .....	70
Figure 3. 5: La concentration de chlore libre résiduel(A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 107 UFC/ml pour <i>E.coli</i> .....	72
Figure 3. 6: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 107UFC/ml pour <i>E. faecalis</i> .....	73
Figure 3. 7: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 106 UFC/ml pour <i>E. coli</i> .....	75
Figure 3. 8:La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 106UFC/ml pour <i>E. faecalis</i> .....	76
Figure 3. 9: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 105 UFC/ml pour <i>E. coli</i> .....	77
Figure 3. 10: La concentration de chlore libre résiduel (A) et la demande de chlore (B) pour des concentrations cellulaires initiales de 105UFC/ml pour <i>E. faecalis</i> .....	78
Figure 3. 11: Demande de chlore en fonction de la concentration initiale de chlore libre à chaque concentration cellulaire initiale d' <i>E.coli</i> .....	79
Figure 3. 12: Demande de chlore en fonction de la concentration initiale de chlore libre à chaque concentration cellulaire initiale d' <i>E.faecalis</i> .....	80
Figure 4. 1: Variation de phase due à l'injection successive de différentes concentrations du HgCl <sub>2</sub> .....	87

Figure 4. 2: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative de HgCl <sub>2</sub> .....	93
Figure 4. 3:Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée deHgCl <sub>2</sub> .....	90
Figure 4. 4: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative deC <sub>3</sub> H <sub>8</sub> NO <sub>5</sub> P .....	91
Figure 4. 5: Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée de C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> NO <sub>5</sub> P.....	91
Figure 4. 6: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative de NaClO	
Figure 4. 7: Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée de NaClO.....	92
Figure 4. 8: Changement de phase compensée en réponse de l'addition cumulative de CdCl <sub>2</sub> .....	93
Figure 4. 9:Incrément de phase compensée en fonction de la concentration ajoutée de CdCl <sub>2</sub> .....	93
Figure 4. 10:Variation de l'absorbance en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E.coli</i> .....	104
Figure 4. 11: Variation de l'absorbance en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E. faecalis</i> .....	104
La turbiditéFigure 4. 12: Variation de la turbidité en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E.coli</i> .....	105
Figure 4. 13:Variation de la turbidité en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E. faecalis</i> .....	105
Figure 4. 14: Variation du COT en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E.coli</i> .....	106
Figure 4. 15:Variation du COT en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E. faecalis</i> .....	106
CouleurFigure 4. 16: Variation de la couleur en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E.coli</i> .....	107
Figure 4. 17: Variation de la couleur en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E. faecalis</i> .....	107
Figure 4. 18: Variation de la teneur en chlore libre en fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E.coli</i> .....	108
Figure 4. 19: Variation de la conductivité fonction du temps en réponse à l'injection de différentes concentrations d' <i>E.faecalis</i> .....	109
Figure 5. 1: Carte de la cité scientifique .....	112
Figure 5. 2: Réseau de l'eau potable sur le campus de lille 1 .....	115
Figure 5. 3 : Compteurs d'eau sur le campus .....	117
Figure 5. 4: mesure de la turbidité sur le campus .....	119
Figure 5. 5: niveau du chlore libre résiduel sur le campus .....	120
Figure 5. 6: niveau du fer total sur le campus.....	121
Figure 5. 7: Bactéries revifiables à 22° sur le réseau du campus.....	122
Figure 5. 8: Emplacement prévu des capteurs qualité .....	124

## Liste des tableaux

Tableau 1. 1: Réponse du capteur après l'introduction des contaminants .....	18
Tableau 1. 2: Qualité microbiologique de l'eau du boisson .....	20
Tableau 1. 3: Différentes catégories des contaminants de l'eau potable .....	34
Tableau 4. 2: Résumé des contaminants chimiques injectés .....	86
Tableau 4. 3: Résumé de la réponse du capteur Optiqua EventLab à l'injection des contaminants chimique et biologique .....	94
Tableau 4. 4: Les réponses des sondes de la station S ::can à l'injection du HgCl <sub>2</sub> .....	96
Tableau 4. 5: Les réponses des sondes de la station S ::can à l'injection du C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> NO <sub>5</sub> P .....	97
Tableau 4. 6: Les réponses des sondes de la station S ::can à l'injection du CdCl <sub>2</sub> .....	98
Tableau 4. 6: Bactéries liés aux maladies d'origine hydrique .....	99
Tableau 4. 7: Concentrations bactériennes injectées .....	100
Tableau 4. 8: Résumé de variation moyenne due aux injections d' E. coli. ....	101
Tableau 4. 9: Résumé de variation moyenne due aux injections d'E. faecalis.....	102