

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉTUDE DES FACTEURS INFLUENÇANT LA CONCENTRATION EN
PLOMB AU ROBINET

GUILLAUME RICHARD
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AVRIL 2008



Library and
Archives Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-41577-1

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-41577-1

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉTUDE DES FACTEURS INFLUENÇANT LA CONCENTRATION EN
PLOMB AU ROBINET

présenté par : RICHARD Guillaume

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. DESJARDINS Raymond, M. Ing., président

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. LAROCHE Laurent, B.Sc., membre

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tous ceux qui m'ont aidé à accomplir ce travail de recherche, d'analyse et de rédaction de mémoire de maîtrise.

Premièrement, je remercie Madame Michèle Prévost, Ph.D., ma directrice de recherche et professeure de l'École Polytechnique de Montréal. Madame Shokoufeh Nour, B.Ing. M.Sc.A., associée de recherche et en charge de ce projet en collaboration avec la Ville de Montréal, pour son soutien, son aide et l'encadrement qu'elle m'a apporté tout au long de ce projet. Annie Bernier, étudiante, pour sa collaboration lors de l'échantillonnage et de l'analyse des résultats.

Deuxièmement, je tiens à remercier la Ville de Montréal pour l'appui financier et technique dans ce projet. Je tiens à remercier plus particulièrement Monsieur Laurent Laroche, B.Sc., responsable du laboratoire de DesBaillets à la Ville de Montréal, pour son aide, ses conseils et sa participation au projet. Le personnel de laboratoire pour les analyses effectuées et les aides techniques pour leur aide lors de l'échantillonnage.

Troisièmement, je remercie ma famille et mes amis pour leur aide et leur soutien moral, plus particulièrement ma sœur Josianne pour son aide lors de la rédaction et Marie-France pour son support et son aide au cours des derniers longs mois de rédaction. Je remercie également mes collègues et amis à la chaire de recherche en eau potable pour leur soutien et leur compréhension. Grâce à eux, mes études de maîtrise ont été très agréables et surtout inoubliables.

Finalement, je remercie le personnel enseignant et de soutien de la chaire de recherche de l'université et les membres du jury qui ont évalué mon projet.

RÉSUMÉ

Suite à l'émission d'une nouvelle norme de concentration en plomb au robinet de 0,01 mg/L et à l'obligation des villes de se conformer à cette norme, une étude a été menée conjointement entre l'École Polytechnique de Montréal et la Ville de Montréal. En plus de déterminer les concentrations en plomb au robinet, cette étude avait pour but de déterminer l'influence de certains facteurs sur le lessivage du plomb et d'établir la présence de plomb sous forme particulaire. Les concentrations maximales ont été observées dans l'eau provenant de la section en plomb et diminuaient avec le rinçage. La moyenne de concentration en plomb dissous pour les deux campagnes d'échantillonnages était d'environ 10 µg/L après cinq minutes d'écoulement. Le lessivage du plomb particulaire est difficile à prédire dans le temps, cependant, selon les analyses effectuées, plus de particules se retrouvent dans le premier litre d'écoulement après une stagnation de trente minutes. Des paramètres pouvant influencer le lessivage du plomb ont également été mesurés, dans le but de proposer un modèle expliquant la variabilité du phénomène de lessivage. Les analyses statistiques ont été complétées en ségréant les données de plomb dissous et de plomb particulaire. L'analyse statistique des données du plomb particulaire n'a révélé aucun paramètre explicatif pour le plomb particulaire, suggérant que le lessivage de plomb particulaire est un phénomène aléatoire et difficile à prévoir. En ce qui concerne l'analyse des données de plomb dissous, la longueur de la section en plomb et la longueur de la tuyauterie interne expliquent de 10 à 42 % de la variabilité des concentrations observées, selon le type d'échantillonnage et la provenance. De façon complémentaire, des analyses ont été effectuées avec un facteur combiné. Ce facteur combiné remplace la longueur de la conduite, son diamètre et le temps de contact dans la tuyauterie. Il tient compte du potentiel de dissolution et de dilution, en combinant la surface de la conduite multipliée par le temps de rétention dans la tuyauterie et divisé par le volume de la tuyauterie. Ce paramètre combiné pour la section en plomb et la

tuyauterie interne, expliquait sensiblement le même pourcentage de variabilité que les analyses précédente avec la longueur et le diamètre de conduite.

ABSTRACT

Following the implementation of a new standard on lead concentration at the tap (0.01 mg/L) and the obligation for every city to meet that standard, l'École Polytechnique de Montréal and the City of Montreal have jointly led a study on lead levels at the tap. The objectives of this study were not only to establish the lead concentration at the tap, but also to determine the influence of diverse factors on the leaching of lead and to detect the presence of particulate lead. Maximum concentrations were found in water from the lead section of pipe, and decreased by flushing. The average dissolved lead concentration in both sampling campaigns was approximately 10 µg/L after a five-minute flow. It is difficult to predict the leaching of lead over time, but according to analysis, there are more particles in the first litre of flow after a thirty-minute stagnation. Parameters influencing the leaching of lead were also assessed in order to suggest a model that could explain the variability of the leaching phenomenon. Statistical analysis was completed through the segregation of data for dissolved lead and particulate lead. The analysis of the data for the particulate lead has revealed no significant parameter, which suggests the leaching of particulate lead is random and hard to predict. As for the analysis of the data for the dissolved lead, the length of the lead section of pipe and the length of the premise piping would explain 10-42 % of the variability of the concentrations, based on the sampling and the origin. In addition, an analysis with a combined factor (length and diameter of the piping, duration of contact in the piping) was completed. This combined parameter takes into account the potential dissolution and dilution (combining the piping surface, multiplied by the duration of retention in the piping, divided by the volume of the piping). For lead sections of pipe and the inside piping, this parameter substantially explained the same portion of variability than in previous analysis, using the length and diameter of the piping.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iv
RÉSUMÉ.....	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES.....	xiii
LISTE DES ANNEXES	xvi
INTRODUCTION.....	1
 CHAPITRE 1 – REVUE DE LITTÉRATURE.....	 2
1.1. Effet du plomb sur la santé.....	2
1.2. Sources du plomb consommé par l'être humain	3
1.3. Normes, réglementation et procédures d'échantillonnage	5
1.4. Méthodes de mesure du plomb dans l'eau	11
1.5. Sources de plomb particulaire	12
1.6. Facteurs influençant les oxydes de plomb.....	14
1.7. Processus de corrosion selon la source de plomb.....	17
1.8. Effet de la qualité de l'eau.....	21
1.8.1. Température	21
1.8.2. Effet du ratio chlorure sur sulfate et du choix de coagulant sur la dissolution du plomb dans l'eau.....	22
1.8.3. Changement de désinfectant.....	24
1.8.4. Influence de la matière organique naturelle (MON)	25
1.9. Solution de traitement aux concentrations en plomb élevées et à la corrosion.	26
1.9.1. Ajustement du pH.....	26
1.9.2. Ajustement de l'alcalinité et du DIC (carbone inorganique dissous)....	28
1.9.3. Orthophosphates et polyphosphates	30

CHAPITRE 2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE..... 32

2.1	Sites d'étude	32
2.2	Protocole d'échantillonnage.....	33
2.2.1	Protocole général.....	33
2.2.2	Protocole détaillé.....	37
2.2.3	Mesures de terrain	41
2.3	Analyse de laboratoire pour déterminer le plomb	42
2.4	Analyses statistiques des résultats.....	43
2.4.1	Modèle statistique et matériel informatique.....	43
2.4.2	Analyse des 133 maisons	44
2.4.2.1	Choix des paramètres explicatifs.....	44
2.4.2.2	Sélection des paramètres à inclure dans l'analyse.....	45
2.4.3	Analyses détaillées des cinq maisons.....	51
2.5	Analyse des matériaux constituant les conduites	52
2.5.1	Transport et préparation des échantillons.....	52
2.5.1.1	Prélèvement, transport et entreposage des conduites	52
2.5.1.2	Préparation des échantillons pour le DRX et le XPS	52
2.5.1.3	Préparation des échantillons pour le MEB et le microscope optique....	53
2.5.2	Techniques de caractérisation employées	53
2.5.2.1	Diffraction par Rayons X (DRX)	53
2.5.2.2	Microscopie électronique à balayage (MEB).....	54
2.5.2.3	Microscopie optique.....	54
2.5.2.4	Spectroscopie de photo électrons induits par rayon X (XPS)	54

CHAPITRE 3 – FACTEURS INFLUENÇANT LA TENEUR EN PLOMB AU ROBINET..... 56

3.1	Introduction	56
-----	--------------------	----

3.2	Résultats	60
3.2.1	Qualité de l'eau et caractéristiques des systèmes.....	60
3.2.2	Analyses statistiques	71
3.3	Discussion	79
3.4	Conclusion.....	87

**CHAPITRE 4 – INFLUENCE DU DÉBIT, DU NOMBRE DE RINÇAGES,
DE LA PRÉSENCE OU NON D'AÉRATEUR ET DE LA PROVENANCE
DE L'ÉCHANTILLON DANS LA TUYAUTERIE SUR LA
CONCENTRATION EN PLOMB AU ROBINET 88**

4.1	Résultats	89
4.2	Discussion	96
4.3	Conclusion.....	103

CONCLUSION..... 105

BIBLIOGRAPHIE 107

ANNEXES..... 117

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 - Ratio de l'apport quotidien en plomb selon la source - tiré de (Santé Canada, 1992).....	4
Tableau 1.2 – Normes, directives et protocoles d'échantillonnage en vigueur dans diverses juridictions.....	6
Tableau 1.3 - Distinction entre le plomb particulaire, colloïdal, soluble et total	13
Tableau 2.1 - Procédures de préparation de l'échantillon	43
Tableau 2.2 - Paramètres mesurés et calculés	45
Tableau 2.3 - Paramètres d'opération et caractéristiques du DRX	54
Tableau 2.4 - Paramètres d'opération et caractéristiques du XPS	55
Tableau 3.1 - Caractéristiques de l'eau de la première campagne d'échantillonnage, les maisons d'après guerre (n=176).....	61
Tableau 3.2 - Caractéristiques de l'eau de la deuxième campagne d'échantillonnage, les maisons avant 1970 autres qu'après guerre (n=272). (L'alcalinité, la turbidité et la dureté étaient mesurées en sortie d'usine).....	62
Tableau 3.3 - Caractéristiques des systèmes étudiés de la campagne d'échantillonnage des maison avant 1970.....	62
Tableau 3.4 – Caractéristiques des systèmes étudiés de la campagne d'échantillonnage des maison d'après guerre	63
Tableau 3.5 – Valeurs de t et de R ² pour les analyses effectuées avec les paramètres généraux, toutes maisons confondues pour le plomb dissous.	71
Tableau 3.6 – Valeurs de t et de R ² pour les analyses effectuées avec les paramètres de réseau combinés, toutes maisons confondues pour le plomb dissous.	74
Tableau 4.1 – Concentration (µg/L) moyenne, minimum et maximum en plomb dissous et total selon le type d'échantillon. (n=75).....	89

Tableau 4.2 – Débit d'échantillonnage (L/min) pour les cinq maisons selon les trois façon d'échantillonner. (n=15).....	89
Tableau 4.3 – Valeurs de t pour les analyses effectuées sur le type d'échantillonnage pour le plomb dissous et particulaire. (n=72)	95

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 - Diagramme de Pourbaix pour le plomb dans une eau à CID de 10mgC/L à 25°C - tiré de (Shuldener et Sussman, 1960)	15
Figure 1.2 - Schéma représentant la réaction galvanique du plomb - tiré de (Giani, Donnelly et al., 2005).....	20
Figure 1.3 - Représentation en trois dimensions de l'effet de la concentration en DIC et du pH sur la solubilité de plomb II à une température de 25°C - tiré de (Schock, Wagner et al., 1996)	27
Figure 1.4 - Pouvoir tampon d'une eau selon la concentration en carbone inorganique dissous - tiré de (Schock, 1990b).	29
Figure 2.1 - Diagramme décrivant la subdivision des échantillons et les paramètres mesurés	34
Figure 2.2 - Échantillonnage particulier de 5 des résidences de la campagne d'échantillonnage des résidences d'après guerre	38
Figure 2.3 - Diagramme du processus d'analyse statistique pour les campagnes d'échantillonnage d'après guerre et d'avant 1970 (protocole 1).....	49
Figure 2.4 - Diagramme du processus d'analyse statistique pour les campagnes d'échantillonnage d'après guerre et d'avant 1970 (protocole 2).....	50
Figure 2.5 - Diagramme du processus d'analyse statistique des 5 maisons (Campagne d'échantillonnage détaillée des cinq résidences d'après guerre)	51
Figure 3.1 - Concentrations en plomb dissous selon le type de prélèvement dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=448).....	64
Figure 3.2 – Concentration en plomb dissous selon la provenance dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=375).....	66
Figure 3.3 - Concentration en plomb particulaire selon le type de prélèvement dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=448).	68

Figure 3.4 – Concentration en plomb particulaire selon la provenance dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=448)	69
Figure 3.5 – Provenance des échantillons dans le réseau pour la campagne d'échantillonnage d'après guerre (en haut) et d'avant 1970 (en bas)	70
Figure 3.6 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour tous les effets (n=107)	72
Figure 3.7 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour l'effet forward (n=107).....	73
Figure 3.8 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour tous les effets (n=107)	75
Figure 3.9 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour l'effet 'forward' (n=107)	76
Figure 3.10 - Pareto avec les valeurs de t pour les valeurs de 15 µg/L et moins (n=266).....	78
Figure 3.11 - Répartition des dépassements du niveau d'action de 90 ^e centile à 15 µg/L Pb total dans les réseaux américains avant la mise en place d'un programme de contrôle du plomb (adapté de Dodrill, Edwards et al., 1995).....	83
Figure 4.1 – Concentration en plomb dissous selon le nombre de rinçages (n=75).....	90
Figure 4.2 – Concentrations en plomb particulaire selon le nombre de rinçages (n=75).....	91
Figure 4.3 - Proportion du plomb particulaire dans le plomb total. Pour chaque ensemble de deux pourcentages, celui du haut représente la proportion du plomb particulaire en fonction du plomb total et celui du bas représente la proportion du nombre d'échantillons respectant ce critère en fonction du nombre total d'échantillons. (n = 75)	92

Figure 4.4 - Influence de la présence ou non d'aérateur et du débit sur la concentration en plomb dissous au robinet, moyenne des 5 résidences, les moustaches indiquent l'écart type obtenu avec un intervalle de confiance à 95 % ($n = 75$). 94

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 PARETO POUR TOUS LES TESTS DES DEUX CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE	118
ANNEXE 2 CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU SELON LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE	137
ANNEXE 3 SÉPARATION SELON LA PROVENANCE DES TYPES D'ÉCHANTILLONNAGE	148
ANNEXE 4 RÉSULTATS BRUT DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE DES 5 MAISONS DÉTAILLÉS.....	152
ANNEXE 5 PARETO POUR LES ÉCHANTILLONNAGES EFFECTUÉS SUR 5 MAISONS EN DÉTAIL	158
ANNEXE 6 CONCENTRATION EN PLOMB DISSOUS SELON LE TYPE D'ÉCHANTILLONNAGE ET LA FAÇON D'ÉCHANTILLONNER POUR LES CINQ MAISONS SÉPARÉMENT.....	161
ANNEXE 7 ANALYSE DES COUCHES D'OXYDES À L'INTÉRIEUR DE DEUX CONDUITES DE LA VILLE DE MONTRÉAL	164

INTRODUCTION

Une nouvelle réglementation québécoise concernant la concentration en plomb au robinet a été émise en 2001. Cette norme spécifie que la concentration maximale acceptable de plomb au robinet doit être de 0,01 mg/L. Cette norme n'est pas accompagnée d'obligations spécifiques au niveau du type de prélèvement et s'applique, comme tous les paramètres chimiques, à un point par réseau situé à mi-réseau. Santé Canada s'apprête à émettre une nouvelle recommandation concernant le plomb au robinet qui spécifie que les prélèvements devront être effectués au premier jet du robinet après stagnation dans un nombre élevé de site et proportionnel à la population desservie. La Ville de Montréal, en collaboration avec la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable de l'École Polytechnique, a donc entrepris une campagne d'échantillonnage pour évaluer la concentration en plomb en élaborant des protocoles avec stagnation en 2006, qui seront décrits dans ce document. Deux campagnes d'échantillonnages totalisant 448 échantillons ont été effectuées. Elles visaient la mesure des principales caractéristiques de la tuyauterie et de la composition des matériaux la constituant de même que la caractérisation de la qualité de l'eau. Un échantillonnage particulier a également été effectué, soit 75 échantillons additionnels, dans le but de mesurer l'effet de paramètres qui n'avaient pas été mesurés dans les campagnes d'échantillonnage précédentes. Cette campagne additionnelle a permis d'utiliser des protocoles d'échantillonnage plus complexes et plus difficiles à mettre en place à grande échelle.

On présume que la longueur de l'entrée de service, le nombre de rinçage complet des conduites, le débit et le pH auront une influence sur la concentration en plomb au robinet.

CHAPITRE 1 – REVUE DE LITTÉRATURE

Dans cette section, une revue des informations scientifiques et des recherches récentes concernant le plomb dans les réseaux d'eau potable est présentée. Les aspects suivants sont abordés : ses effets sur la santé, ses sources, les normes le réglementant, les méthodes d'échantillonnage et de mesure, la différence entre le plomb particulaire et dissous, la problématique des oxydes de plomb de valence IV, les processus de corrosion, l'effet de la qualité de l'eau sur le lessivage du plomb et les solutions de traitement.

1.1. Effet du plomb sur la santé

L'ingestion est la principale voie d'absorption du plomb présent dans l'eau, l'absorption par voie cutanée étant considérée comme étant négligeable par rapport à l'ingestion (United States Department of Health and Human Services, 2005). Le plomb est absorbé par le système digestif où il se lie à l'hémoglobine. Une fois dans le sang, le plomb peut être excrété par l'urine ou la bile ou être accumulé dans les os et les tissus mous, comme le foie, les reins, les poumons et le cerveau (United States Department of Health and Human Services, 2005; Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), 2003). La demi-vie biologique du plomb dans le sang est d'environ 36 ± 5 jours (Rabinowitz, Wetherill et al., 1976) et dans les os, d'environ 27 ans (Rabinowitz, Wetherill et al., 1976). Certaines situations, comme une fracture, une grossesse (Silbergeld, 1991) ou l'allaitement (Téllez-Rojo, Hernandez-Avila et al., 2002) peuvent rendre bio disponible le plomb accumulé dans les os. Au moment de la grossesse, le niveau de plombémie du fœtus s'approche de celui de la mère (Goyer, 1996) puisque le plomb traverse la barrière placentaire. Le lait maternel peut également contenir du plomb (Silbergeld, 1991). Les groupes les plus vulnérables dans la population sont les nourrissons, les enfants de moins de six ans ainsi que les femmes enceintes et leur fœtus (United States Department of Health and Human

Services, 2005), puisque les enfants absorbent de 40 % à 50 % du plomb ingéré (Alexander, 1974) tandis que les adultes absorbent de 5 % à 10 % du plomb ingéré (Rabinowitz, Kopple et al., 1980). L'absorption du plomb par le corps est plus faible si le régime alimentaire en fer, calcium ou phosphore est plus élevé (Bruening, Kemp et al., 1999).

Les symptômes de l'intoxication aiguë se manifestent généralement lorsque le niveau de plombémie atteint une concentration de 30 à 50 µg/dl de sang (Pesticide and Environmental Toxicology Section, 1997). Les symptômes sont différents chez l'enfant de chez l'adulte. Les symptômes possibles chez l'enfant sont l'anorexie, les vomissements (Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), 2003), l'irritabilité et les troubles de comportement. Chez l'adulte, les symptômes possibles sont les douleurs abdominales et la constipation (Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), 2003). Une intoxication plus grave peut provoquer des convulsions, le coma et parfois même la mort (Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), 2003).

Les effets d'une intoxication chronique, c'est-à-dire d'une intoxication due à une exposition prolongée à des concentrations significatives de plomb, peuvent atteindre le système nerveux, les reins, les systèmes gastro-intestinal et reproducteur (Pesticide and Environmental Toxicology Section, 1997). Chez l'adulte, les effets d'une faible plombémie sont plutôt cardiovasculaires alors que chez l'enfant ils sont de nature neurocomportementale (United States Department of Health and Human Services, 2005). Santé Canada, tout comme le Centre international de recherche sur le Cancer (IARC), considère le plomb comme un cancérigène possible.

1.2. Sources du plomb consommé par l'être humain

L'apport quotidien en plomb de la population peut être réparti selon quatre sources principales : l'air, les aliments, les poussières et saletés et l'eau. Selon une étude

menée par Santé Canada et publiée en 1992, environ 10 % de l'apport quotidien en plomb pour un adulte et un enfant provient de l'eau. Le ratio de l'apport quotidien pour toutes les sources est présenté dans le tableau 1.1 suivant.

Tableau 1.1 - Ratio de l'apport quotidien en plomb selon la source - tiré de (Santé Canada, 1992)

Milieu	Concentration	Enfant de deux ans (13,6 kg)		Adulte (70 kg)	
		Apport (%)	Absorption (%)	Apport (%)	Absorption (%)
Air	0,06 µg/m ³	0,36 (1,2)	0,14 (1,1)	1,2 (1,9)	0,48 (7,1)
Eau	4,8 µg/l	2,9 (9,8)	1,45 (11,6)	7,2 (11,3)	0,72 (10,7)
Aliments	Diverse	15,0 (50,9)	7,5 (60,2)	52,5 (82,4)	5,25 (78,0)
Poussières et saletés	140 µg/g	11,2 (38,0)	3,36 (27,0)	2,8 (4,4)	0,28 (4,2)
Total		29,5	12,5	63,7	6,7

Source : Santé Canada, 1992

Il y a deux sources principales de contamination de l'eau de consommation, des sources naturelles et la corrosion du réseau de distribution contenant du plomb. Le plomb n'est présent dans les eaux de surface et souterraines alimentant les usines de production d'eau potable qu'à très faibles concentrations, principalement dues au lessivage de roches contenant du plomb. La source principale de contamination de l'eau par le plomb est la corrosion du réseau de distribution contenant du plomb. Les éléments en plomb dans les réseaux sont les suivants :

- Les conduites de plomb, aussi appelées entrées de service, raccordant le réseau d'aqueduc municipal aux résidences. L'utilisation du plomb pour les conduites d'eau potables est interdite depuis 1980 par le code de plomberie du gouvernement du Québec.
- Les soudures d'alliage plomb-étain joignant les conduites en cuivre.

- Les éléments de plomberie, particulièrement ceux en laiton.

Il est possible d'identifier la source de contamination en établissant un profil de concentration en plomb dissous en fonction du temps après stagnation et du temps de rinçage (Giani, Edwards et al., 2004). Il faut cependant effectuer l'échantillonnage en continu. La concentration maximale proviendra de la section qui libère le plus de plomb, comme l'entrée de service en plomb. Il a également été démontré que l'analyse de l'abondance relative des isotopes du plomb (208, 207, 206 et 204) est utile pour déterminer la provenance du plomb dans le réseau, car la concentration du plomb en ses différents isotopes varie selon la source du plomb brut (Cheng et Foland, 2005).

1.3. Normes, réglementation et procédures d'échantillonnage

Plusieurs pays ont établi des normes sur la concentration en plomb dans l'eau du robinet du consommateur. Pour limiter l'impact du plomb sur la plombémie, toutes ces réglementations recommandent que la concentration en plomb par l'eau de consommation n'excède pas 10 à 15 µg de plomb par litre d'eau consommée. Ces valeurs proviennent d'un calcul prenant en compte la consommation maximale acceptable en plomb par personne et les autres sources de plomb possibles, comme l'air et la poussière. Dans le tableau 1.2 sont présentées les normes concernant le plomb dans l'eau potable pour différents pays et autres provinces canadiennes. Certains pays ou certaines provinces ont choisi une CMA (Concentration Maximale Acceptable), c'est-à-dire que dans aucun cas, la concentration en plomb au robinet d'une résidence ne doit dépasser la norme. Suite à un seul dépassement, des mesures devraient être prises pour diminuer la concentration en plomb. D'autres pays ont choisi un niveau d'action ou norme sanitaire équivalente à la valeur au 90^e centile des échantillons prélevés sur une période de temps définie (eg : par mois), ce qui laisse la possibilité d'avoir certaines résidences ayant des concentrations supérieures au niveau d'action.

Les normes de qualité de l'eau potable au Canada sont promulguées par les provinces et s'inspirent plus ou moins directement des directives de Santé Canada. L'ancienne recommandation canadienne établie en 1984 était une CMA de 50 µg/L, la nouvelle recommandation révisée en 2004 est une CMA de 10 µg/L. En 2007, Santé Canada a publié un projet de directive sur le contrôle de la corrosion précisant la fréquence et le protocole d'échantillonnage et recommandant l'utilisation des valeurs de 90^{èmes} centile après stagnation pour mesurer le plomb au robinet. Cette directive est en révision finale.

Le choix du protocole d'échantillonnage influence directement les valeurs de plomb mesurées au robinet. Il existe des différences considérables entre les différents protocoles adoptés dans diverses juridictions. Puisque le plomb est issu des entrées de services ou de la plomberie interne, le meilleur endroit pour échantillonner est le robinet du consommateur. Les protocoles retenus dans les diverses juridictions varient en termes de temps de stagnation et des volumes prélevés, comme un échantillon au premier jet et un échantillon après cinq minutes d'écoulement. Certains de ces protocoles sont présentés au tableau 1.2.

Tableau 1.2 – Normes, directives et protocoles d'échantillonnage en vigueur dans diverses juridictions

	Norme/ directive	Notes	Échantillonnage
Québec En vigueur)¹	CMA 0,01 mg/L (norme)	Concentration maximale acceptable à mi-réseau.	- Faire couler le robinet d'eau froide pendant au moins cinq minutes avant de prélever un échantillon afin de s'assurer que l'eau prélevée est représentative de celle circulant dans le système de distribution. - L'aérateur doit être enlevé pour l'échantillonnage. - Le prélèvement des échantillons doit être effectué par un agent certifié.

Tableau 1.2 – Normes, directives et protocoles d'échantillonnage en vigueur dans diverses juridictions (suite)

	Norme/ directive	Notes	Échantillonnage
Ontario²	CMA 0,01 mg/L (norme) et niveau d'action au 90 ^{ème} centile	Concentration maximale acceptable au robinet de consommateur.	- Il doit avoir un temps de stagnation de 30 à 35 minutes. Deux échantillons d'un litre, le premier au premier jet, le deuxième suivant immédiatement le premier et un troisième suivant immédiatement le deuxième. Échantillons pris à débit normal au robinet de la cuisine.
Recommandations canadiennes³	CMA 0,01 mg/L	Concentration maximale acceptable.	- Santé Canada ne précise pas le moment du prélèvement, mais suggère de laisser couler l'eau du robinet avant de la consommer ou d'en faire l'analyse. <i>Cette recommandation est actuellement en révision.</i>
États-Unis⁴	0,015 mg/L (niveau d'action)	Niveau d'action à évaluer au robinet de consommateur. Ne doit pas dépasser 0,015 mg/l dans plus de 10 % des résidences échantillonnées.	- Prélever un échantillon d'un litre au robinet d'eau froide dans la cuisine, soutiré en une seule fois, sans réalisation préalable de purges des installations de distribution d'eau après une stagnation minimale de six heures. - Fréquence d'échantillonnage selon la population desservie. - Trois catégories d'installations à risque définies par LCR.
OMS⁵	CMA 10 µg/L (recommandation)		- L'OMS ne précise pas le moment du prélèvement de l'eau.
Australie⁶	0,01 mg/L (recommandation)	Concentration maximale au robinet de consommateurs.	- Fréquence d'échantillonnage: mensuelle - Les recommandations australiennes ne précisent pas le moment du prélèvement de l'eau. - Les régions sont responsables de l'émission des normes.

Tableau 1.2 – Normes, directives et protocoles d'échantillonnage en vigueur dans diverses juridictions (suite)

	Norme/ directive	Notes	Échantillonnage
France⁷	CMA 25 µg/L (norme)	La limite de qualité actuelle au robinet de consommateur est de 25 µg/L. La limite de qualité au robinet de consommateur à partir du 25 décembre 2013 sera de 10 µg/L.	- Méthode de prélèvement définie selon les modalités de l'arrêté du 31 décembre 2003 qui consiste à prélever un échantillon d'un litre d'eau, soutiré en seule fois, sans réalisation préalable de purges des installations de distribution d'eau (sous-entendu au niveau du logement) et de prélèvements d'eau avant la prise d'échantillon. - Le prélèvement est réalisé au cours de la journée, durant les heures habituelles d'activité, au point où l'eau sort des robinets qui sont normalement utilisés pour la consommation humaine. - Lieux de prélèvement doivent être choisis de manière aléatoire indépendamment du caractère public ou privé du lieu et des caractéristiques des réseaux intérieurs de distribution d'eau (nature des canalisations). Ils sont redéfinis à chaque nouvelle campagne de contrôle et peuvent être déterminés par tirage au sort. - Lors du prélèvement, le préleveur pourra interroger le consommateur ou le responsable de l'établissement sur la présence éventuelle de canalisations en plomb et de dispositif collectif ou individuel pouvant modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (adoucisseur). - Fréquence d'échantillonnage selon la population desservie.

Tableau 1.2 – Normes, directives et protocoles d'échantillonnage en vigueur dans diverses juridictions (suite)

	Norme/ directive	Notes	Échantillonnage
Directives européennes⁸	CMA 25 µg/L 10 µg/L (directive obligatoirement transcrite en loi de chaque pays membre)	La limite de qualité au robinet de consommateur à partir du 25 décembre 2013 sera de 10 µg/L.	Une étude soutenue par la Commission européenne (Developing a new protocol for the monitoring of lead in drinking water) a évalué les différentes méthodes d'échantillonnages. Les résultats de cette étude permettront à la CE de faire des propositions sur les méthodes d'échantillonnage aux États membres. Les méthodes <u>évaluées</u> sont les suivantes : - Installation d'une dérivation qui dirige à chaque utilisation une petite partie de l'eau vers un flacon pendant une semaine (considérée comme la méthode de référence). - <i>Random Daytime</i> consiste à réaliser un prélèvement à un moment aléatoire de la journée. - <i>Fully Flushed</i> (ou du deuxième jet): le prélèvement est effectué après avoir purgé la canalisation, de manière à se débarrasser de l'eau stagnée. - « 30 minutes de stagnation » consiste à réaliser un prélèvement après 30 minutes de stagnation.

1. (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2005)

2. (Ontario's Ministry of Environment, 2003)

3. (Santé Canada, 2004)

4. (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2000)

5. (World Health Organization (WHO), 2004)

6. (Australian Government. National Health and Medical Research Council, 2004)

7. (Ministère de la Santé, de la famille et des personnes handicapées, 2004)

8. (The Council of the European Union, 1998)

D'autres réglementations ont été mises en place dans le but de limiter l'exposition de la population au plomb dans l'eau.

- Le *National Sanitation Foundation* (NSF) a aussi émis des normes concernant le plomb dans l'eau. Ces standards sont utilisés lors de la conception d'équipements ou pour le tester. Dans le standard NSF 61, intitulé *Water System Component*, c'est-à-dire « composantes des systèmes de distribution d'eau », plusieurs sections concernent le plomb, dont la section 4 qui porte sur les conduites et les produits connexes, et la section 9 qui a pour objet les robinets et le matériel de bout de réseau. Dans le standard NSF 53, intitulé *Drinking Water Treatment Unit*, soit « unité de traitement d'eau au point d'entrée du système ou au point d'utilisation », des normes sont émises dans le but de concevoir des systèmes qui réduisent les contaminants pour la santé, dont le plomb. Cependant, cette certification a été retirée pour le plomb en juillet 2007 en raison de la défaillance des systèmes de filtration testés selon le protocole modifié de validation en vigueur. Ce nouveau protocole plus complexe mesure l'abatement du plomb dissous et particulaire.
- La Commission Canadienne des codes du bâtiment et de prévention des incendies limite l'utilisation du plomb à des teneurs en plomb inférieures à 0,2 % dans les alliages de soudure et de laiton (Conseil National de Recherches Canada (CNRC), 2005).
- Le code de plomberie du Canada et celui du Québec interdisent l'utilisation de conduites en plomb pour les systèmes de distribution d'eau depuis 1980 et limitent la concentration en plomb dans les soudures et les métaux d'apport à 0,2 % depuis 1990. La norme NSF limitait la concentration en plomb à 8% (NSF International 96). L'ANSI a émis de nouvelles normes pour définir la teneur en plomb acceptable dans les éléments de plomberie en laiton pouvant

être classés comme 'sans plomb'. Dans ces éléments, le plomb a été substitué par du bismuth et du sélénium et la concentration résiduelle de plomb est généralement sous les 0,2% (NSF International 96; Conseil National de Recherches Canada (CNRC), 2005).

1.4. Méthodes de mesure du plomb dans l'eau

Le plomb est présent dans l'eau sous formes dissoute, colloïdale et particulaire. Les méthodes de mesure du plomb dissous et colloïdal sont standardisées et leurs efficacités bien documentée. Les méthodes d'échantillonnage et de mesure du plomb utilisées dans la présente étude sont présentées dans la section matériel et méthode. Seule une nouvelle méthode de digestion du plomb particulaire sera présentée ci-après puisque cette mesure n'est pas normalisée. La digestion sert à dissoudre les particules, y compris les particules plus réfractaires à la digestion, ce qui permet de mesurer la concentration totale de plomb dans un échantillon.

Digestion du plomb particulaire par du liquide gastrique simulé

Les particules de plomb pur ou de plomb sous forme d'oxydes de valence IV peuvent passer à travers un aérateur. La méthode normalisée de l'USEPA, soit l'acidification à un pH de 2 avec 0,15 % de HNO_3 pendant 16 h, sous-estime la quantité réelle de plomb présent dans l'eau, puisqu'elle ne dissout pas totalement les formes de plomb particulaire (Triantafyllidou, Parks et al., 2007). Selon cette même étude, les particules de plomb sous forme d'oxyde de valence IV se dissolvent plus facilement dans le liquide gastrique simulé, que dans la solution acidifiée de la méthode de l'United States Environmental Protection Agency (USEPA). Dans le cas des soudures, les particules ne sont pas dissoutes plus facilement dans le liquide gastrique simulé. Cependant, si une particule est retenue par le système digestif, elle pourrait être retenue et se dissoudre lentement et ainsi contaminer le corps pendant une longue période. Ces constatations montrent l'intérêt de réévaluer la méthode de digestion

utilisée pour évaluer la concentration de plomb bio-disponible après la digestion gastrique.

1.5. Sources de plomb particulaire

L'occurrence et les concentrations de plomb particulaire ne sont pas reliées simplement au plomb dissous. D'autres mécanismes entrent en jeu dans la formation et le transport des particules de plomb, comme des facteurs physiques, ce qui rend la prévision de sa contribution au plomb total particulièrement difficile (Schock, 1990a). Le plomb dissous peut provenir de la dissolution de l'âme de la conduite, des soudures, du laiton, de la couche d'oxydes ou de particules retenues dans l'aérateur. Le plomb particulaire peut provenir du film d'oxyde formé à l'intérieur de la conduite et qui s'enlève par arrachement ou par le frottement induit par l'eau en mouvement. Le plomb particulaire peut également provenir du plomb dissous adsorbé sur des d'autres particules, comme des oxydes de fer, des carbonates de calcium particulaire et des produits de corrosion, ou provenir du détachement de particules de soudure, de laiton ou de conduites en plomb natif (Schock, 1990a).

La distinction entre les formes de plomb dissous, particulaire et colloïdal est définie de façon plus ou moins arbitraire (Cantor, 2006; Danielsson, 1982). Cette distinction est souvent effectuée par séparation sur un filtre de porosité définie. Les méthodes d'analyse de référence définissent le plomb total comme le plomb dissous, particulaire lié à des composés organiques ou inorganiques (APHA, 1995). APHA recommande aussi d'utiliser un filtre de porosité de 0,45 μm pour déterminer la fraction particulaire. La fraction colloïdale est souvent définie comme celle retenue par un filtre de 0,1 μm mais passant à travers un filtre de 0,45 μm de porosité. Les critères permettant de distinguer les formes de plomb particulaire, colloïdal, soluble et total sont présentés dans le tableau 1.3.

Tableau 1.3 - Distinction entre le plomb particulaire, colloïdal, soluble et total

Fraction	Description
Total	Échantillon digéré non filtré
Soluble	Filtrat d'un filtre de 0,1 μm
Colloïdale	Filtrat d'un filtre de 0,45 μm retenu par un filtre de 0,1 μm
Particulaire	Fraction retenue par un filtre de 0,45 μm

La mesure des différentes fractions de plomb par filtration séquentielle est sujette à certaines erreurs dont la contamination des échantillons par les matériaux en contact avec l'eau, la solubilisation du plomb particulaire ou la précipitation du plomb dissous durant la filtration, l'adsorption de plomb dissous ou particulaire sur la verrerie et les filtres, etc. (Schock et Gardels, 1983; Danielsson, 1982; Bufflap et Allen, 1995; Laxen et Harrison, 1981; Batley et Gardner, 1977).

Certaines études ont montré que le plomb sous forme particulaire ou colloïdale peut représenter la plus grande proportion du plomb présent dans l'eau potable (de Mora, Harrison et al., 1987; Hulsmann, 1990). Selon ces études, environ 94 % du plomb lessivé étaient présents sous forme particulaire ou colloïdale; une portion significative de particules ayant un diamètre supérieur à 12 μm , supposément des écailles de plomb détachées de l'intérieur de la conduite (de Mora, Harrison et al., 1987; Hulsmann, 1990). Ces auteurs ont posé l'hypothèse que les fractions colloïdale et particulaire de petite taille étaient associées à des oxydes de fer ou des acides humiques (de Mora, Harrison et al., 1987). Dans des essais en boucle en circuit fermé avec des conduites en plomb pur, l'addition de fer colloïdal augmentait la concentration en plomb

(Hulsmann, 1990). Le lessivage de particules à pH et alcalinité faible est associé aux écailles d'oxyde d'hydrocérusite (McNeill et Edwards, 2004).

1.6. Facteurs influençant les oxydes de plomb

La valeur du potentiel d'oxydoréduction (POR), le pH, l'alcalinité, la concentration de phosphates, de calcium et de carbone organique dissous influencent la composition de la couche d'oxydes, sa résistance au détachement et son potentiel de lessivage (Schock, Wagner et al., 1996). Il est également possible de prédire la solubilité théorique du plomb divalent en fonction du pH et de la composition de l'eau à l'aide de modèles thermodynamiques (Churchill, Mavinic et al., 2000). (Schock, Wagner et al., 1996).

La figure 1.1 présente un diagramme de Pourbaix pour le plomb dans une eau faiblement minéralisée. Les lignes pleines délimitent des zones où un composé est majoritaire, l'axe vertical correspond au potentiel relatif à l'électrode standard pour l'hydrogène ou le potentiel d'oxydo-réduction et l'axe horizontal correspond au pH.

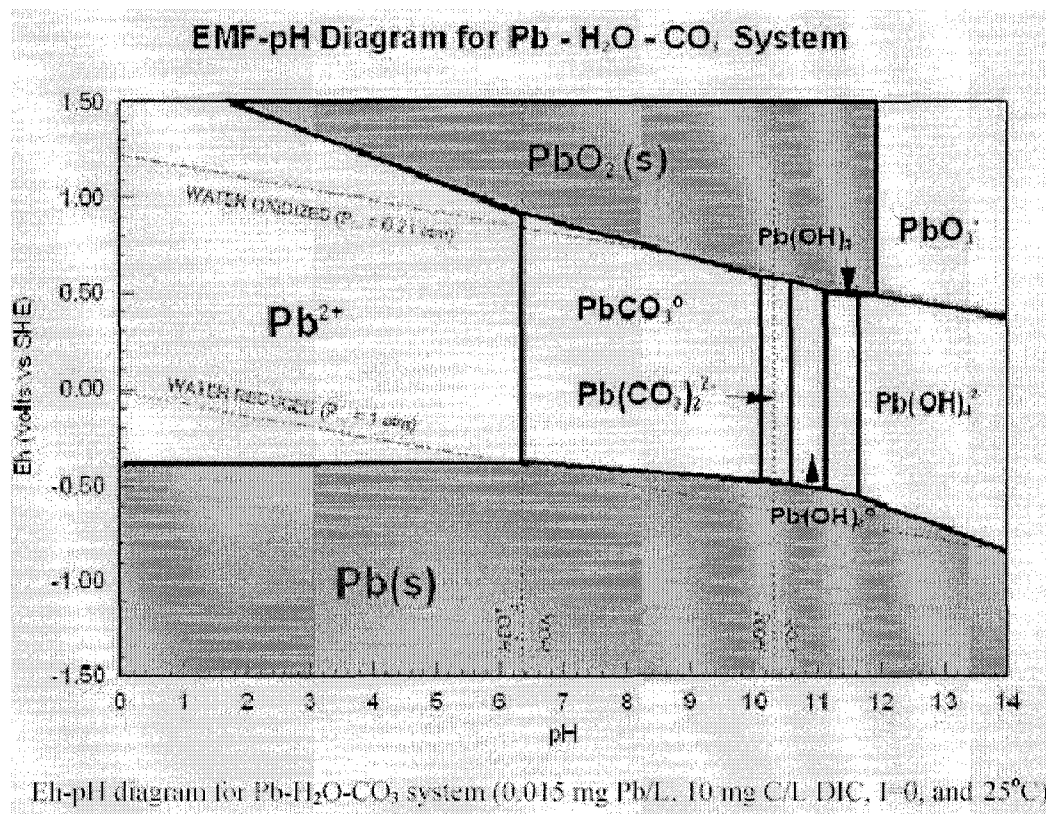


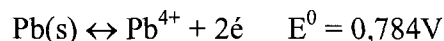
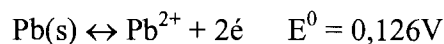
Figure 1.1 - Diagramme de Pourbaix pour le plomb dans une eau à CID de 10mgC/L à 25°C - tiré de (Shuldener et Sussman, 1960)

La formation des oxydes de plomb divalents, est favorisée à des valeurs de potentiel d'oxydo-reduction (POR) plus faibles, typiques de celles résultant de l'utilisation en réseau de monochloramine ou de faibles résiduels de chlore libre (Switzer, Rajasekharan et al., 2006). Ces oxydes sont plus friables, plus fragiles et plus poreux, augmentant ainsi le lessivage de plomb dissous et particulaire (Switzer, Rajasekharan et al., 2006). Il y a plusieurs formes de plomb divalent. Le PbO peut être présent sous deux structures moléculaires ou phases : le litharge, de structure tétragonale et de couleur rougeâtre ou rougeâtre jaune, et le massicot de structure orthorhombique et de couleur jaunâtre. On trouve aussi des carbonates de plomb, dont la cérusite (PbCO₃)

de couleur blanchâtre grise et l'hydrocérusite ($\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$) de structure rhomboédrique et de couleur blanchâtre grise également. La solubilité de ces sels est directement influencée par le pH et la concentration de carbonates.

L'oxyde de plomb tétravalent (PbO_2) peut être observé sous deux formes moléculaires ou phases : la scrutinyite ($\alpha\text{-PbO}_2$) est de structure orthorhombique et brun rougeâtre foncé et la plattnerite ($\beta\text{-PbO}_2$) est de structure tétragonale et brun noir à noir avec des rayures rouges foncées. Les oxydes de plomb IV sont reconnus comme étant très durs, résistants et très peu poreux, diminuant ainsi les concentrations en plomb dissous et particulaire, du moins si les qualités physico-chimiques de l'eau restent constantes dans le temps (Schock et Giani, 2004).

Un POR élevé peut être produit par l'addition d'un oxydant puissant comme le chlore libre en concentration élevée dans le réseau. Ces conditions sont favorables à la formation de PbO_2 (Shuldener et Sussman, 1960), comme on peut le voir à la figure 1.1. Les équations d'oxydation du plomb II et IV avec l'énergie associée sont les suivantes:



Il a été démontré que l'ajout de chlore libre à une solution transforme l'hydrocérusite en plomb IV et que le temps de réaction est influencé par la quantité de chlore ajouté, la concentration en carbone inorganique dissous et le pH (Liu, Korshin et al., 2006). Une quantité élevée de chlore, une concentration en carbone inorganique dissous faible et un pH faible accélèrent la vitesse de réaction de consommation du chlore pour oxyder le plomb II en plomb IV.

À Washington (D.C.), la formation d'oxyde de plomb IV a été observée en présence d'un résiduel de chlore de 3,5 mg/L dans le réseau (Vasquez, Heaviside et al., 2006). Un changement de pH, une baisse du PRO ou les deux pourraient déstabiliser un tel film d'oxyde de plomb IV et ainsi augmenter la dissolution du plomb et peut-être le détachement de particules (Schock et Giani, 2004), comme on peut le voir à la figure 1.1 (Edwards et Dudi, 2004). Les oxydes de plomb II à l'équilibre se lessivent plus facilement que les oxydes de plomb IV à l'équilibre, mais moins que les conduites de plomb neuves sans dépôt d'oxydes à leur surface (Edwards et Dudi, 2004).

Le minium (Pb_3O_4 ou $2\text{PbO} \cdot \text{PbO}_2$) est une combinaison de plomb II et de plomb IV. Cet oxyde est très friable et de couleur rouge orangée. Lorsque l'eau contient des phosphates, d'autres types de dépôts peuvent être présents dont des dépôts d'hydroxypyromorphite ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$) lorsque l'eau contient des orthophosphates (PO_4^{3-}) et plus rarement de cérusite et de plombonacrite ($\text{Pb}_{10}(\text{CO}_3)_6(\text{OH})_6\text{O}$).

1.7. Processus de corrosion selon la source de plomb

La concentration en plomb lessivée et les mécanismes de libération diffèrent selon la source de plomb (laiton, conduite en plomb pur, soudure de plomb, etc.) et si le matériel est couplé galvaniquement à un métal plus noble, comme le cuivre (McNeill et Edwards, 2004).

L'entrée de service sert à relier la conduite d'aqueduc sous la rue à la tuyauterie interne du bâtiment, laquelle est souvent composée de conduites de cuivre ou d'acier galvanisé. Plusieurs matériaux ont été utilisés pour les entrées de services dont le cuivre, le plomb et l'acier galvanisé. Lorsque les conduites en plomb sont neuves, c'est-à-dire avant la formation d'une couche d'oxyde à l'intérieur de la conduite, le plomb se lessive facilement par dissolution. Cependant, selon les conditions, une couche de passivation, principalement des oxydes de plomb, se forme. Cette couche dépend de l'équilibre atteint entre les caractéristiques chimiques de l'eau et les

conduites en plomb. Elle peut diminuer la dissolution du plomb dans l'eau. Cependant la couche d'oxyde se modifiera selon les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, pouvant passer d'un état moins soluble à plus soluble. Ainsi, toute modification apportée au pH, à la température, à l'oxygène dissous présent dans l'eau et au potentiel d'oxydoréduction (POR) par changement de désinfectant peut altérer cet équilibre et déstabiliser ou dissoudre la couche d'oxydes (Schock, 1990a; Switzer, Rajasekharan et al., 2006; Edwards et Dudi, 2004; Lytle et Schock, 2005; Schock, Scheckel et al., 2005). Lorsque la couche d'oxydes est déstabilisée, le simple fait de faire circuler l'eau à débit élevé dans la conduite ou de créer de petits coups de bélier en ouvrant et fermant brusquement un robinet, peut décrocher des particules (Schock, 1990a). Le décrochage des particules est un phénomène difficile à prévoir dans le temps et par conséquent, peut augmenter la concentration de plomb ingéré d'un seul coup à tout moment (Schock, 1990a).

Le laiton est principalement utilisé au niveau des robinets et autres éléments de plomberie (anneaux, compteurs, etc.). Le laiton d'usage commercial contient en général de 1,5 % à 7,5 % de plomb (Economic and Engineering Services, Inc. and Illinois State Water Survey, 1990). Le plomb est ajouté pour augmenter la 'machinabilité' de la conduite, c'est-à-dire la facilité à la découper (Grosvenor, Martin et al., 2005). Le volume d'eau en contact avec le laiton dans un robinet de cuisine commun est de moins de 150 mL (56 mL à 135 mL selon (Gardels et Sorg, 1989) et 90-120 mL selon (Kirmeyer, Murphy et al., 2004). En conséquence, le plomb libéré par le robinet se retrouve dans un échantillon de premier jet de 250 mL d'eau. Les accessoires en laiton avec des pièces mécaniques, comme des valves, présentent des concentrations de plomb élevées de façon périodique, possiblement associées au détachement de particules lors de l'ouverture ou de la fermeture de valve (Boyd, Pierson et al., 2006).

Le plomb dans le laiton se libère dans l'eau par deux mécanismes (Grosvenor, Martin et al., 2005). Le premier est la corrosion galvanique (voir la présentation schématique de la figure 1.2). Lorsque le plomb se retrouve à la surface intérieure de la conduite en contact avec l'eau, une cellule galvanique se forme par un différentiel de potentiel entre les métaux. Dans ce cas, le plomb est anodique par rapport au cuivre, ce qui le corrode et favorise sa mise en solution dans l'eau. Le deuxième est la dézincification du laiton qui crée des ouvertures vers l'intérieur de la masse de la conduite, permettant ainsi à d'autres particules de plomb d'entrer en contact avec l'eau et d'être libérées sous forme particulaire ou par corrosion galvanique. Ce type de corrosion avec lessivage du plomb a tendance à diminuer au fil du temps puisque toutes les particules de plomb en contact avec l'eau vont être lessivées et que la dézincification est un phénomène lent. La dézincification du laiton est plus rare quand l'alliage contient moins de 15 % de zinc (Davies, 1993). De plus, un film de passivation peut se former au contact de l'eau et empêcher le lessivage du plomb (Schock, 1990a; Boyd, Pierson et al., 2006).

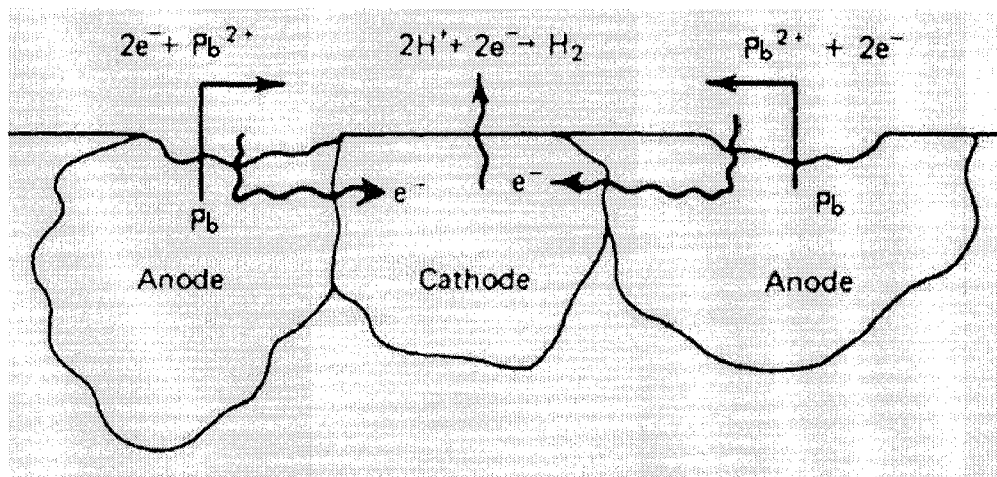


Figure 1.2 - Schéma représentant la réaction galvanique du plomb - tiré de (Giani, Donnelly et al., 2005)

Les soudures de la tuyauterie interne et externe peuvent contenir du plomb. Ces soudures servent à relier des conduites à des accessoires de plomberie en cuivre ou laiton, comme les coudes et les valves. Les soudures commerciales contiennent des proportions variables de plomb et d'étain variant de < 0,2 à plus de 97%. La concentration de plomb dans les soudures a été progressivement réduite, autrefois les compositions de soudeure les plus répandues étaient de 60% étain et 40% plomb ou de 63% étain et 37% plomb. Ces compositions permettaient d'obtenir le point de fusion le plus bas pour une bonne résistance à la tension.

Selon la nouvelle réglementation canadienne établie en 1986, les soudures doivent contenir moins de 0,2 % de plomb (Conseil National de Recherches Canada (CNRC), 2005). Le lessivage du plomb dans les soudures se fait par cellule de corrosion galvanique. Les soudures sont anodiques par rapport aux conduites de cuivre et l'eau agit comme un pont entre les deux composantes, ce qui favorise la réaction (Lyon et Lenihan, 1977). Les chlorures, les nitrates et une diminution du pH augmentent la

corrosion galvanique des soudures (Schock, 1990a). Avec le temps, une couche d'oxyde se forme à la surface des soudures en contact avec l'eau et lorsque la chimie de l'eau n'affecte pas cette couche d'oxyde, le lessivage du plomb aura tendance à diminuer.

Plusieurs facteurs qui influencent la concentration de plomb au robinet ont été décrits dans la littérature. Ainsi, selon des essais effectués en laboratoire, la longueur et le diamètre des conduites en plomb ont un effet sur la concentration de plomb au robinet, c'est-à-dire qu'une longueur élevée et qu'un diamètre faible entraînent une concentration élevée en plomb (Kuch et Wagner, 1983; Schock, 1990a). De plus, d'autres facteurs physiques peuvent affecter le film d'oxydes à l'intérieur de la conduite et lessiver du plomb, dont la turbulence, les fréquences de stagnation et le mouvement des vannes (Vasquez, Heaviside et al., 2006). Il a été démontré que le régime d'écoulement dans une conduite en plomb a un effet important sur la concentration de plomb dans l'eau (Nour, Prévost et al., 2007). Si l'écoulement dans les conduites est turbulent ($Re > 2300$) la concentration en plomb est plus élevée que si celui-ci est laminaire (Giani, Donnelly et al., 2005). Ce phénomène est probablement dû au décrochement du plomb particulaire (Schock, 1990a). Cependant, dans les échantillons pris sur le terrain, il existe une trop grande variabilité et trop de paramètres combinés pour faire ressortir ces facteurs d'influence. De plus, il faut de 8 à 24 heures de stagnation pour atteindre la concentration d'équilibre (Schock, 1990a; Schock et Gardels, 1983).

1.8. Effet de la qualité de l'eau

1.8.1. Température

L'effet de la température sur le lessivage du plomb est complexe. La température entre dans le calcul de l'indice de Langelier déterminant si l'eau est agressive ou non. Elle

affecte également la dissolution ou le dépôt de CaCO_3 (Schock, Wagner et al., 1996), qui peut agir comme film de protection à l'intérieur des conduites, et influence également la vitesse de corrosion galvanique (Schock, 1990b). Selon une étude réalisée pendant 3 ans dans des conduites en plomb en circuit fermé, la concentration en plomb au robinet est modérément influencée par la température, la concentration en plomb augmentant avec la température (Atassi, Feizoulof et al., 2005).

Les impacts du pH, de l'alcalinité et du carbone inorganique dissous (CID) seront discutés dans la section traitant des solutions de traitement.

1.8.2. Effet du ratio chlorure sur sulfate et du choix de coagulant sur la dissolution du plomb dans l'eau

Certains coagulants utilisés dans le traitement de l'eau peuvent accentuer la dissolution du plomb dans l'eau. Les coagulants ayant des ions chlorures produisent une eau plus corrosive pour le plomb que ceux ayant des ions sulfates. Les ions chlorures pénètrent le film de protection et accentuent la corrosion, tandis que les ions sulfates protègent de la corrosion galvanique et libre. Les ions sulfates changent la forme physique de la couche de corrosion. Les ions sulfates transforment le cristal ressemblant à des aiguilles, en une surface plate et plus protectrice. Cependant les ions sulfates doivent être en quantité suffisante pour surpasser l'effet des chlorures. Un facteur prenant en compte ces deux ions a été créé : le ratio massique des chlorures sur les sulfates ou CSMR (chloride to sulfate mass ratio) (Schock, 1990b). Ainsi, une valeur de CSMR élevée conduit à des valeurs élevées en plomb dissous dans l'eau, une valeur de CSMR faible conduit à des valeurs faibles en plomb dissous dans l'eau. Un facteur CSMR élevé accentue la corrosion, parce que la conductivité de l'eau augmente avec l'augmentation du facteur CSMR (Schock, 1990b).

Selon une étude menée sur des systèmes de production d'eau aux États-Unis dans douze usines ayant un CSMR inférieur à 0,58, toutes les usines ont respecté la norme

de 15 $\mu\text{g/L}$ au 90^{ème} centile; des onze usines ayant un CSMR supérieur à 0,58, seulement quatre ont rencontré la norme de 15 $\mu\text{g/L}$ au 90^{ème} centile (Dodrill et Edwards, 1995). Selon une expérimentation menée sur douze eaux testées provenant de Washington D.C. (Edwards et Dudi, 2004), les concentrations en chlorures ont augmenté par un facteur de cinq tandis que les concentrations en sulfate ont diminué par autant. Les concentrations en plomb dissous dans l'eau ont augmenté de 2,4 à 10 fois selon certaines conditions dans onze eaux. Des essais semblables ont été complétés à Colombus (Ohio) en changeant le coagulant de l'alun ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) au chlorure ferrique (FeCl_3). Ce changement a augmenté le facteur CSMR et la concentration en plomb au robinet, dépassant la norme de 15 $\mu\text{g/L}$ au 90^{ème} centile. Avant le changement de coagulant la concentration était de 7,3 $\mu\text{g/L}$ au 90^{ème} centile ; après le changement de coagulant, elle a augmenté à 33 $\mu\text{g/L}$. Le retour à l'alun a abaissé la concentration à 3 $\mu\text{g/L}$ (American Water Works Association (AWWA), 2005).

L'eau traitée avec le chlorure de poly-aluminium (PACl) a un ratio CSMR plus élevé que l'eau traité avec l'alun, augmentant ainsi la corrosion. Ce plus grand potentiel de corrosion s'explique par un pH plus acide à la surface de la paroi avec le PACl qu'avec l'alun, (moyenne de pH de 3,4 pour le PACl et de 4,4 pour l'alun) (Triantafyllidou et Edwards, 2006). Selon la même étude, pour le laiton et les soudures, les eaux avec un facteur CSMR élevé libèrent plus de plomb que les eaux avec un facteur CSMR faible, comme pour les conduites en plomb. Les eaux traitées avec des orthophosphates réagissent de la même façon à un tel changement de coagulant, cependant les fluctuations des concentrations en plomb sont moindres. Le facteur CSMR n'influence pas la corrosion lorsque les eaux sont traitées avec des orthophosphates et du zinc (Triantafyllidou et Edwards, 2006).

1.8.3. Changement de désinfectant

À Washington D.C., un changement d'oxydant du chlore libre au monochloramine a été effectué dans le but de diminuer les trihalométhanes (THM). Ce changement a entraîné une augmentation majeure des concentrations en plomb au robinet, avec des valeurs extrêmes atteignant 48 000 µg/L (Edwards et Dudi, 2004). Le même phénomène s'est produit à Greenville N.C. (Renner, 2005). Ces auteurs ont montré qu'un film de 0,5 µm d'épaisseur de plomb est presque totalement dissous dans une solution de monochloramine (NH_2Cl), mais pacifié dans une solution de chlore libre ($\text{HOCl} / \text{OCl}^-$). Les monochloramines peuvent aussi augmenter le taux de lessivage du plomb dans le laiton contenant du plomb (Edwards et Dudi, 2004).

Les augmentations de concentration en plomb avec les chloramines sont causées par la différence du potentiel d'oxydoréduction. Le potentiel d'oxydoréduction est plus faible pour les chloramines dans tout type d'eau (Vasquez, Heaviside et al., 2006), ce qui favorise la formation d'oxydes de plomb plus friables comme l'hydrocérusite de valence II. Avec le chlore libre, la formation d'oxydes de plomb IV, comme le PbO_2 insoluble, est privilégiée (Switzer, Rajasekharan et al., 2006).

L'augmentation de l'activité biologique dans les réseaux aux chloramines peut aussi contribuer à l'augmentation du lessivage de plomb (Vasquez, Heaviside et al., 2006). Les chloramines, lorsqu'elles se dissocient, forment de l'ammoniaque qui peut être transformé en nitrite pendant la nitrification. L'ammoniaque est déjà présent en faibles concentrations en excès dans les eaux chloraminées. Les nitrates et l'ammoniaque peuvent accélérer la corrosion en brisant le film d'oxyde de protection (Uchida et Okuwaki, 1998; Uchida et Okuwaki, 1999). Un autre auteur suggère qu'un surplus d'ammoniaque à la sortie de l'usine associé avec des températures élevées favorise la nitrification (Douglas, Guthmann et al., 2004), ce qui accélère la corrosion en brisant le film d'oxyde de protection (Uchida et Okuwaki, 1998; Uchida et Okuwaki, 1999).

Cet effet n'est pas attribuable à l'effet de l'ammoniaque car il a été déterminé que l'ammoniaque seul n'avait pas d'effet sur le lessivage de plomb (Vasquez, Heaviside et al., 2006).

Dans le cas de Washington D.C., le passage aux chloramines a causé une augmentation des concentrations en plomb au robinet ; alors que le retour au chlore libre comme désinfectant pendant un mois dans le but de contrôler la nitrification, a fait baisser considérablement les concentrations en plomb au robinet pendant cette période. Un retour subséquent à la monochloramine a fait augmenter de 13,6 fois la concentration en plomb (Edwards et Dudi, 2004). Tel que discuté précédemment, le chlore libre est un oxydant plus puissant que les chloramines, et peut causer plus de lessivage de plomb. Par contre, le plomb IV est formé en présence de chlore libre, et cette forme d'oxyde est plus dure et libère moins de plomb soluble que la cérussite ou l'hydrocérusite (Vasquez, Heaviside et al., 2006). L'effet net de la chloration dépend donc des formes de plomb présentes. Dans certains cas, plus de dissolution de plomb a été observée en présence de chlore libre que des chloramines (Treweek, Glicker et al., 1985). Lin et al. ont rapporté la même chose avec une probabilité de 99% (Lin, Torrents et al., 1997). Malheureusement, le type d'oxyde de plomb présent dans les conduites n'a pas été spécifié dans ces études, mais on peut supposer qu'il s'agissait de plomb divalent. Il est possible, qu'en présence de plomb IV, l'effet contraire aurait pu être observé.

1.8.4. Influence de la matière organique naturelle (MON)

La présence de la matière organique naturelle prévient la formation de cristaux de cérusite et d'hydrocérusite. La MON qui a été altérée par ozonation ou chloration est moins active en surface (potentiel ζ) que celle non altérée (Korshin, Ferguson et al., 1999; Korshin, Ferguson et al., 2005). La concentration en plomb dissous augmente significativement en présence de la MON. La MON brise les particules de corrosion

de plomb en de plus petits morceaux ou les dissout grâce à ses charges de surface. L'activité de surface est également dépendante du pH et de la concentration en carbone organique dissous (Korshin, Ferguson et al., 2005).

1.9. Solution de traitement aux concentrations en plomb élevées et à la corrosion

Le lessivage du plomb se fait par oxydation chimique, peut-être par oxydation biologique et par des phénomènes mécaniques, comme la turbulence (Schock, 1990b; Schock, 1989; Benjamin, Sontheimer et al., 1996). La déstabilisation des films d'oxydes est aussi affectée par la qualité de l'eau qui prévient l'adhérence de précipités solides à la surface des conduites ou facilite la formation de couches d'oxydes poreuses permettant la dissolution (Lytle et Schock, 2000; Schock, 1990b; Schock, 1989; Lytle, Schock et al., 1993). Des produits chimiques, utilisés comme inhibiteur de corrosion, peuvent être ajoutés pour former un film de protection à la surface de la conduite, formant une barrière entre l'eau et la surface de la conduite. Avant d'ajouter des produits chimiques à l'eau, il est indispensable de vérifier les caractéristiques de l'eau, car les inhibiteurs de corrosion y sont très sensibles. Il est également utile de vérifier le type d'oxydes présents à la surface des conduites avant d'appliquer un traitement. En effet, le PbO_2 , plomb tétravalent réagit différemment aux inhibiteurs de corrosion que les oxydes de plomb divalent. Les inhibiteurs de corrosion ont été développés majoritairement pour traiter les formes de plomb divalent.

1.9.1. Ajustement du pH

Le pH est souvent le premier paramètre à être ajusté lors du contrôle de la corrosion. Il est en effet le plus avantageux du point de vue économique et facile à ajuster dans des eaux faiblement minéralisées. Une eau ayant un pH faible est en général plus corrosive

qu'une eau à pH neutre ou élevé, ce qui s'explique par la présence des ions H^+ à pH faible qui agissent comme accepteurs d'électrons et entrent facilement dans des réactions de corrosion électrochimique (Schock, Wagner et al., 1996). Ainsi, certains essais, ont montré qu'une augmentation du pH avec un DIC (carbone inorganique dissous) constant fait baisser le plomb dissous, mais augmente légèrement le plomb particulaire (McNeill et Edwards, 2004). Une autre étude menée dans la région de Boston par le *Massachusetts Water Resources Authority* dans le but de diminuer la concentration en plomb et cuivre au robinet, a démontré les bénéfices d'un ajustement du pH et de l'alcalinité (Sung, 2003). Dans la figure 1.3, on peut voir l'effet de la concentration en carbone inorganique dissous et du pH sur la concentration en plomb dissous.

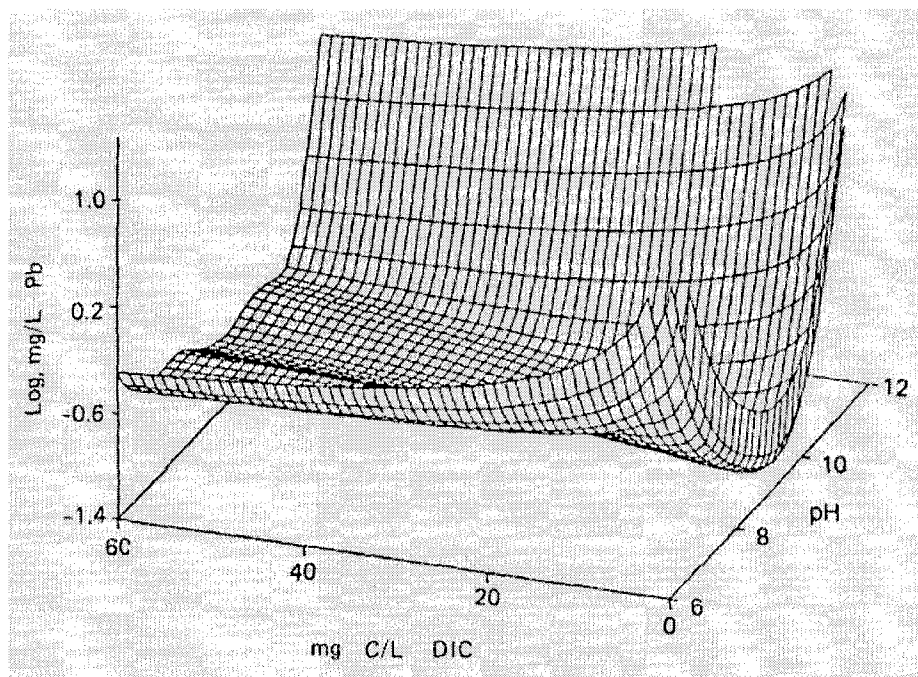


Figure 1.3 - Représentation en trois dimensions de l'effet de la concentration en DIC et du pH sur la solubilité de plomb II à une température de 25°C - tiré de (Schock, Wagner et al., 1996)

1.9.2. Ajustement de l'alcalinité et du DIC (carbone inorganique dissous)

L'alcalinité sert de pouvoir tampon, permettant de stabiliser le pH. Une alcalinité et un carbone inorganique dissous élevés assurent la disponibilité d'ions carbonates et hydroxydes qui entrent dans la composition des couches d'oxydes comme l'hydrocérusite et la cérusite, ce qui peut favoriser leur formation (Schock, 1990b). La figure 1.4 présente le pouvoir tampon en fonction du pH pour différentes concentrations de carbone inorganique dissous. Les deux équations suivantes rappellent les éléments entrant dans le calcul de l'alcalinité et du carbone inorganique dissous.

Équation simplifiée de l'alcalinité :

$$\text{Alc} = 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

Équation du carbone inorganique dissous :

$$\text{DIC} = [\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$$

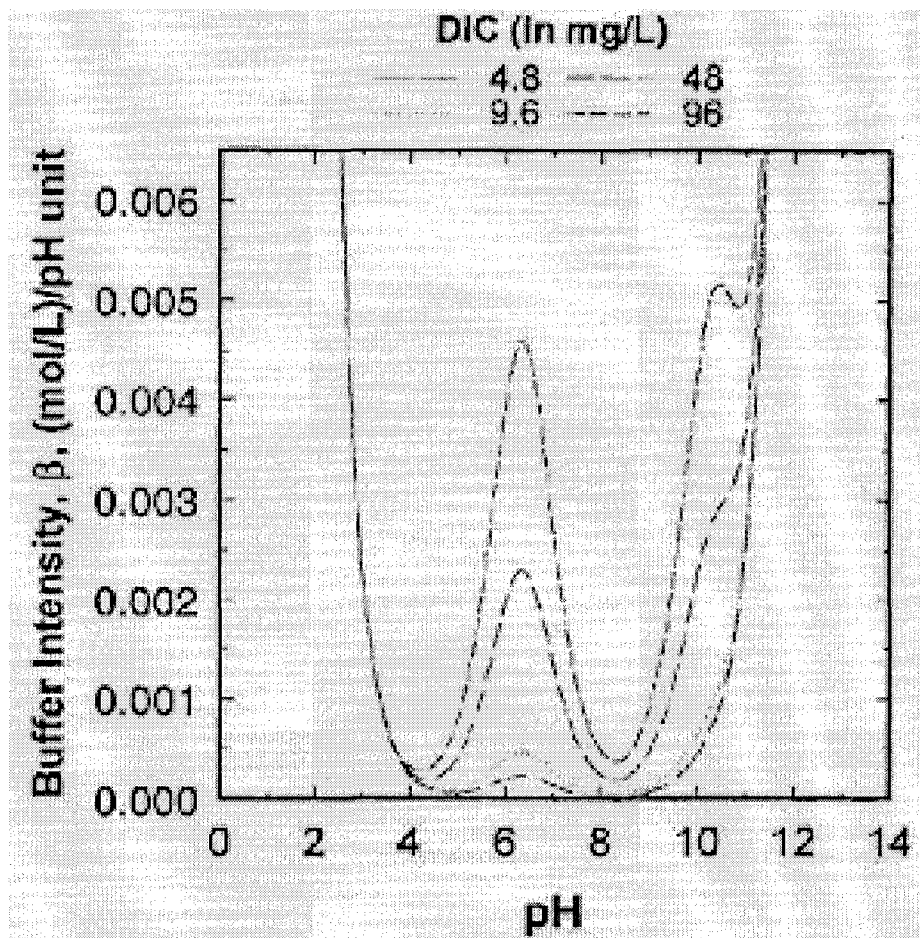


Figure 1.4 - Pouvoir tampon d'une eau selon la concentration en carbone inorganique dissous - tiré de (Schock, 1990b)

La variation de la concentration en DIC affecte la composition des oxydes de plomb formés (Schock, 1990b). Avec 2,4 mg/L de carbone, l'hydrocérusite se forme de façon prédominante dans une zone de pH de 8,5 à 11; tandis qu'avec 24 mg/L de carbone inorganique dissous, l'hydrocérusite n'est formée que dans une petite zone près d'un pH de 11. De plus, les concentrations en plomb particulaire sont plus faibles avec une alcalinité élevée. Ainsi, lors d'essais avec un pH de 7,2, une augmentation de l'alcalinité de 15 mg/L à 45 mg/L CaCO_3 a diminué le lessivage de plomb

particulière, mais n'a pas eu d'effets visibles sur le plomb dissous, en particulier en passant d'une alcalinité (McNeill et Edwards, 2004).

1.9.3. Orthophosphates et polyphosphates

L'ajout d'orthophosphates permet la formation d'une couche d'oxydes de plomb souvent insolubles ce qui limite la dissolution des autres types d'oxydes, comme la cérosite et l'hydrocérosite. L'ajout d'orthophosphates via l'addition d'acide phosphorique ou d'orthophosphates de zinc entraîne la formation de l'orthophosphate de plomb ($Pb_3(PO_4)_2$) et de l'hydroxypyromorphite ($Pb_5(PO_4)_3OH$).

La passivation par orthophosphates est très sensible aux fluctuations du pH, les meilleurs résultats étant obtenus entre pH 7,4 et 7,8 et une teneur en carbone inorganique dissous (DIC) n'excédant pas 5 mg/L (Dodrill et Edwards, 1995). L'ajout d'orthophosphates n'est pas efficace à des pH supérieurs à 8 (Dodrill et Edwards, 1995), car l'orthophosphate colloïdal formé est peu adhérent (Reiber, Poulson et al., 1997). Les orthophosphates sont plus efficaces que les polyphosphates comme inhibiteurs de corrosion du plomb (Atassi, Feizoulof et al., 2005; Schock, Wagner et al., 1996). Selon d'autres études, l'ajout de polyphosphates n'est pas souhaitable, car il accentue la dissolution du plomb dissous (Schock, 1990b; Cantor, Denig-Chakroff et al., 2000; Edwards et McNeill, 2000b; Edwards et McNeill, 2002) et particulière (Edwards et McNeill, 2000a). Les polyphosphates sont utilisés dans le contrôle de la corrosion du fer et de l'acier en réduisant les formations de tubercules et de corrosion localisé en favorisant une corrosion uniforme dans les conduites.

Dans un réseau de conduites de plomb exploité en circuit fermé, le passage du chlore libre à la monochloramine a induit une augmentation de la concentration en plomb au robinet, principalement causée par le détachement du plomb IV déstabilisé. L'ajout subséquent d'orthophosphates à des concentrations de 3 mg/L à 4 mg/L a fait diminuer

en huit mois la concentration totale de plomb de 150 $\mu\text{g/L}$ à 15 $\mu\text{g/L}$, en modifiant la couche d'oxydes à l'intérieur de la conduite (Giani, Keefer et al., 2005).

L'ajout d'orthophosphates est le meilleur traitement dans le cas de la corrosion galvanique des soudures et l'ajout d'orthophosphate et zinc est le meilleur traitement pour la corrosion galvanique du laiton (Triantafyllidou et Edwards, 2006). Les orthophosphates ont tendance à diminuer la quantité de plomb particulaire, peut-être en raison de la formation de solides complexes de plomb-phosphate. Cependant, l'utilisation d'un mélange de zinc-orthophosphates diminue l'effet de l'orthophosphate seul et libère parfois plus de plomb particulaire qu'observé sans inhibiteur de corrosion. Donc, si en général l'utilisation d'orthophosphate de zinc diminue le plomb soluble, il peut augmenter sa fraction particulaire (McNeill et Edwards, 2004).

L'âge de la conduite influence l'efficacité des inhibiteurs phosphatés. Selon des essais effectués sans inhibiteur de corrosion, des concentrations en plomb dissous et particulaire semblables sont observées pour des conduites de différents âges (quatre semaines, six mois, trois ans) (McNeill et Edwards, 2004). Cependant avec l'ajout d'orthophosphates, la concentration en plomb dissous et particulaire baisse avec l'âge de la conduite.

CHAPITRE 2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

Ce chapitre résume les protocoles d'échantillonnage utilisés pour cette étude ainsi que les méthodes d'analyse et de caractérisation appliquées.

2.1 Sites d'étude

Deux campagnes d'échantillonnages ont été effectuées selon le protocole d'échantillonnage général.

La première campagne visait les maisons d'après guerre, c'est-à-dire de 1945 à 1955. Ces maisons ont été construites selon un même modèle. De petites dimensions, elles ont été érigées rapidement pour répondre aux besoins grandissants en logement suite au retour des soldats après la guerre et à l'explosion démographique pendant cette période. Ces maisons possèdent presque toujours une entrée de service en plomb. Un total de 52 maisons de ce type ont été échantillonnées dans plusieurs quartiers de la ville de Montréal.

La deuxième campagne d'échantillonnage visait des résidences construites avant 1970, excluant les maisons du type après guerre. Les résidences échantillonnées étaient de tous types, incluant des immeubles multi-familiaux et des maisons. Certaines de ces résidences ne possédaient pas de conduite en plomb. Le but de cette deuxième campagne était de vérifier si les concentrations en plomb étaient aussi élevées dans d'autres types de résidences que celles d'après guerre.

2.2 Protocole d'échantillonnage

Deux types de protocoles d'échantillonnage ont été utilisés.

Un premier protocole moins intensif a été appliqué aux 52 maisons d'après guerre et aux 65 maisons construites avant 1970, autres que celles après guerre. Un diagramme résumant la subdivision des échantillons de même que les paramètres mesurés pour ces campagnes d'échantillonnage est présenté à la figure 2.1.

Le deuxième protocole plus exhaustif a été utilisé pour l'étude détaillée de cinq maisons. Un diagramme résumant la subdivision des échantillons et les paramètres mesurés pour cette campagne d'échantillonnage est présenté à la figure 2.2.

2.2.1 Protocole général

Le protocole d'échantillonnage général a pour but de mesurer les concentrations de plomb dissous et particulaire dans l'eau du robinet ainsi que les caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Les concentrations d'autres métaux comme le fer, le zinc, le cuivre, le cadmium et l'antimoine ont été également mesurées. Ce protocole a été utilisé dans 133 maisons. Le diagramme résumant la subdivision des échantillons de même que les paramètres mesurés pour ces campagnes d'échantillonnage est présenté à la figure 2.1.

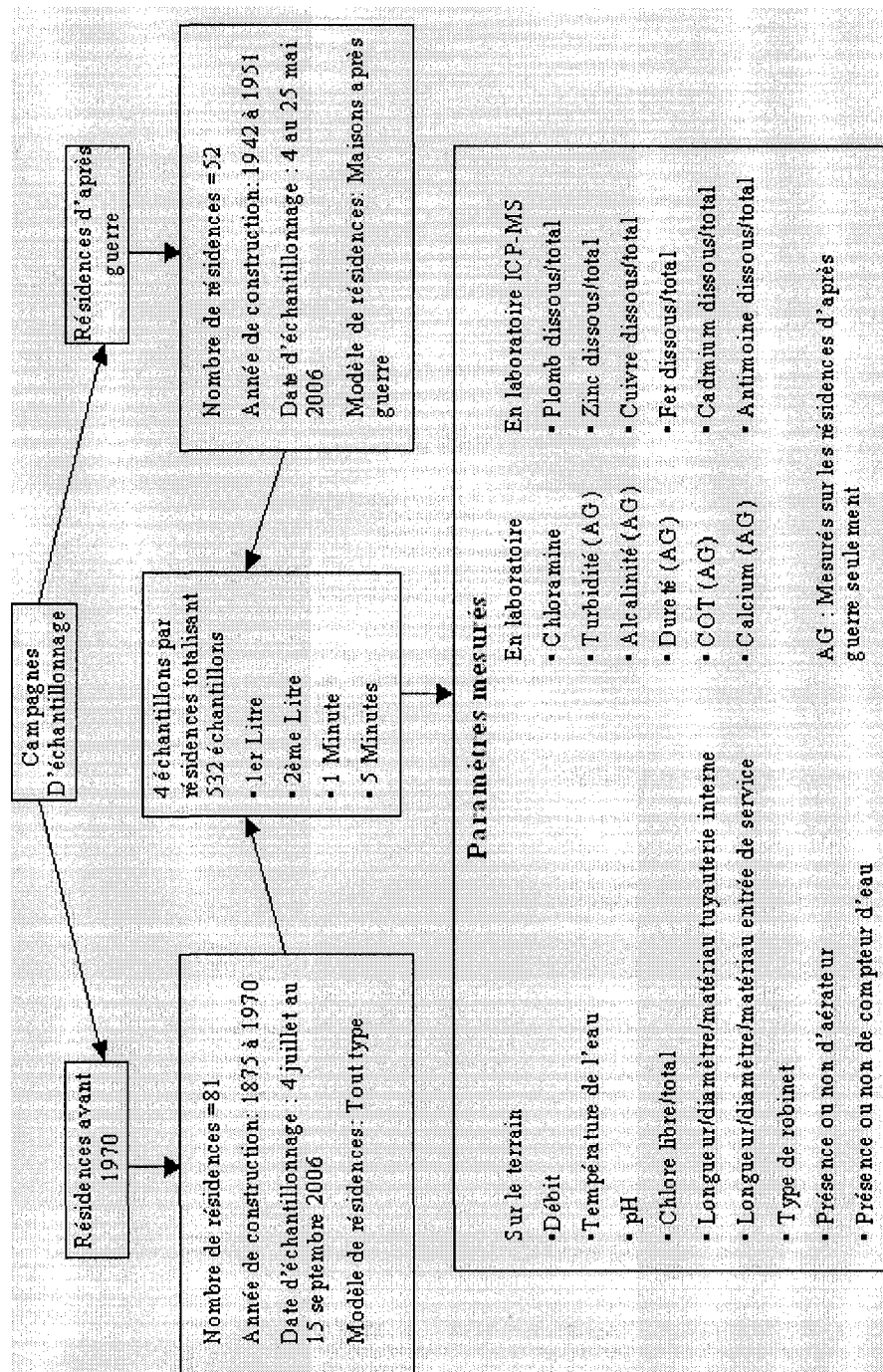


Figure 2.1 - Diagramme décrivant la subdivision des échantillons et les paramètres mesurés

2.2.1.1 Procédure d'échantillonnage

En arrivant dans la résidence, le type de robinet où les échantillons seront prélevés est vérifié. S'il est du type unitaire, c'est-à-dire qu'un seul levier contrôle l'eau chaude et l'eau froide, l'arrivée d'eau chaude sous l'évier ou la valve du réservoir d'eau chaude est fermée. Une purge de l'eau de la tuyauterie interne et de l'entrée de service est faite en laissant couler l'eau à débit normal pendant cinq minutes. Le débit normal est d'environ sept litres par minute, et il faut environ neuf secondes pour remplir un contenant d'un litre. La position du levier ou du robinet de l'évier est notée dans le but de maintenir le même débit pendant toutes les étapes de l'échantillonnage. Après avoir laissé couler l'eau pendant cinq minutes, l'utilisation de l'eau dans la résidence est suspendue pendant 30 minutes dans le but d'avoir une période de stagnation uniforme pour toutes les résidences échantillonnées.

En général, les consommateurs utilisent un débit moyen de plus de 7 L/min qui assure un écoulement turbulent (dans des conduites de diamètre de 19 mm dia, $Re > 5000$). Un rinçage complet consiste en général à un rinçage d'au moins trois volumes de la conduite. Si les dimensions de tuyauterie ne sont pas connues, nous avons considéré qu'un rinçage de 5 minutes serait suffisant pour rincer complètement les conduites. Un rinçage est la vidange d'un volume complet de la tuyauterie interne et de l'entrée de service

Dès que la stagnation est terminée, le chronomètre est démarré et au même moment le robinet est ouvert à débit normal afin de prélever le premier jet d'eau s'écoulant, soit le premier litre, immédiatement suivi du deuxième litre dans les 2 bouteilles d'un litre identifiées à cet effet. Par la suite, un litre d'eau après une minute d'écoulement et un litre d'eau après cinq minutes d'écoulement sont également prélevés. Les échantillons provenant du premier litre sont identifiés par le code 1L, ceux du deuxième litre par

2L, ceux recueillis après une minute d'écoulement par 1M et ceux prélevés après cinq minutes d'écoulement par 5M. Tout en laissant couler l'eau, le débit est de nouveau mesuré afin de connaître sa valeur pour des calculs ultérieurs. La température, le pH et le chlore libre et total sont mesurés.

Un échantillon d'eau dans un contenant de 250 mL est prélevé afin de mesurer l'alcalinité, la dureté totale et la turbidité de l'eau au laboratoire. Après avoir prélevé ce dernier échantillon, le robinet est fermé et l'aérateur, installé à l'extrémité du robinet, est enlevé. S'il y a présence de particules, celles-ci sont prélevées soigneusement avec des pinces et leur composition est analysée en laboratoire.

Finalement, avant de quitter le site, des volumes de 50 mL des quatre échantillons précédents (1L, 2L, 1M, 5M) sont filtrés et récupérés dans des bouteilles de plus de 50 mL prévues à cet effet. Ces filtrations sont effectuées avec une cartouche de filtration de 0,45 µm installée à l'extrémité d'une seringue. Les filtres et seringues ne sont pas réutilisés après usage. Les échantillons sont conservés dans une glacière à une température de 4 °C pour le transport au laboratoire. Les échantillons ont été par la suite analysés au laboratoire de la ville de Montréal selon des méthodes normalisées (American Public Health Association (APHA) and American Water Works Association (AWWA), 1998).

2.2.1.2 Analyses de laboratoire

Les analyses chimiques servant à déterminer les concentrations en métaux tel le plomb, cuivre, fer, cadmium, zinc et antimoine sont effectuées par le laboratoire de la Ville de Montréal. Les bouteilles servant à recueillir les échantillons pour les analyses de concentration en plomb et autres métaux étaient en plastique et une bouteille neuve était utilisée à chaque fois. Les bouteilles d'un litre utilisées pour les campagnes d'échantillonnages d'après guerre et d'avant 1970 ont été nettoyées et certifiées par un sous-traitant de la Ville de Montréal pour s'assurer qu'elles ne contiennent aucune

trace de métal. Les bouteilles de 50 mL servant à l'analyse du plomb dissous pour toutes les campagnes d'échantillonnages de même que les bouteilles de 250 mL servant à prélever les échantillons de la campagne des cinq maisons en détail ont été nettoyées, par les employés du laboratoire de la Ville de Montréal de l'usine DesBaillets, pour éliminer les éléments traces avec une solution de 1N de HCl et 1N de HNO₃. Par la suite les bouteilles étaient rincées trois fois avec de l'eau distillée. Pour les échantillons d'alcalinité, de dureté et de calcium, des bouteilles réutilisables en verre étaient employées. Ces bouteilles étaient nettoyées avec une solution 4,8N de HNO₃ et rincées.

2.2.2 Protocole détaillé

Cinq des 52 maisons d'après guerre ont été sélectionnées pour l'analyse détaillée, dans le but de déterminer l'influence du nombre de rinçages, de la présence d'aérateur et du débit. Le diagramme résumant la prise des échantillons et les paramètres mesurés pour cette campagne d'échantillonnage est présenté à la figure 2.2.

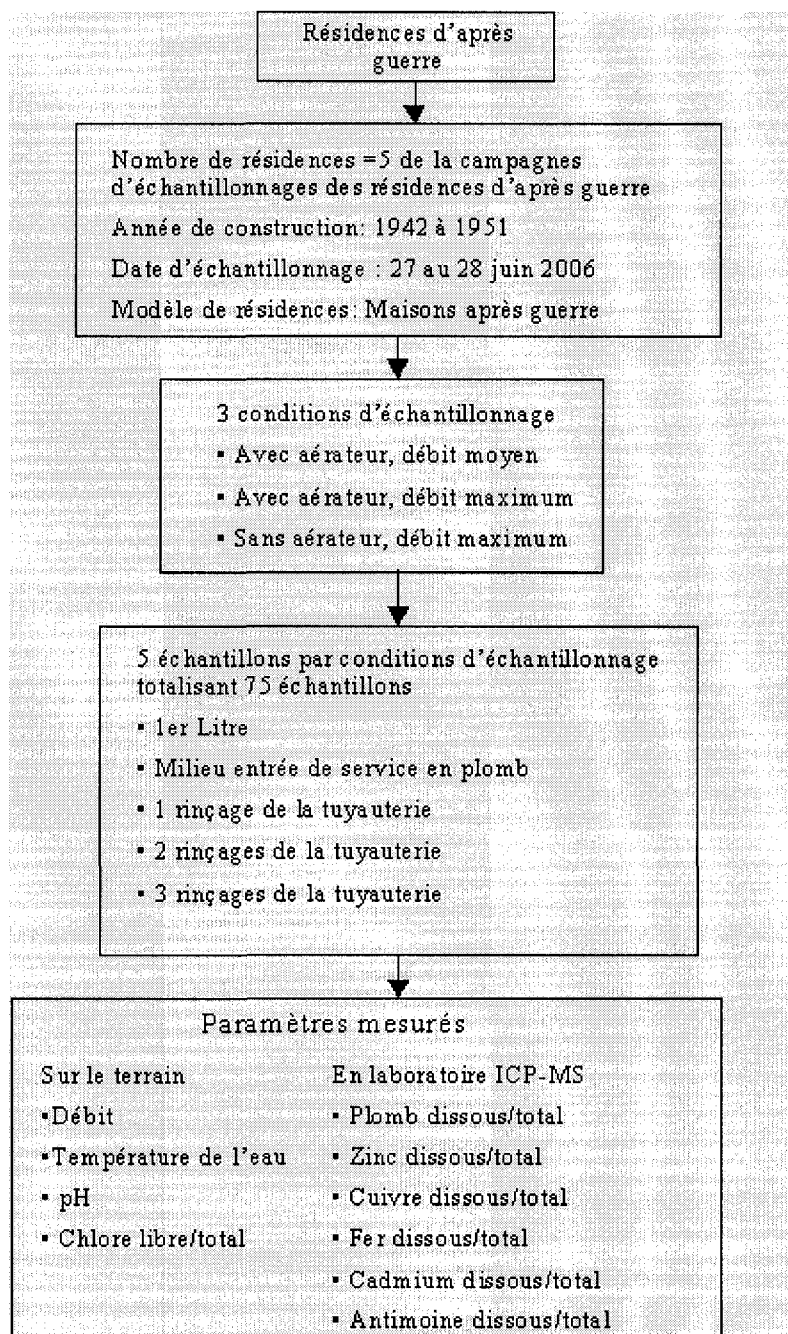


Figure 2.2 - Échantillonnage particulier de 5 des résidences de la campagne d'échantillonnage des résidences d'après guerre

Les critères suivants ont été utilisés pour la sélection de ces cinq résidences :

- Présence de plomb particulaire dans les échantillons initiaux.
- Forte concentration en plomb dissous.
- Informations techniques des sites d'échantillonnage entièrement recueillies.
- Répartition entre les différents arrondissements de la Ville de Montréal.

Pour ces résidences, les volumes de la tuyauterie interne et de l'entrée de service ont été déterminés lors de l'échantillonnage des 51 maisons d'après guerre. Ce volume de tuyauterie a permis de déterminer le temps de rinçage associé à un débit précis. Cette approche d'échantillonnage en fonction de la provenance est recommandée pour identifier la source de contamination (Kirmeyer, Murphy et al., 2004).

L'échantillonnage a été effectué en trois étapes pour chacune des résidences. Les échantillonnages ont été effectués dans les conditions suivantes :

1. débit moyen avec l'aérateur en place;
2. débit maximal avec l'aérateur en place;
3. débit maximal sans aérateur.

Dans chacune de ces étapes, cinq échantillons de 250 mL ont été prélevés en fonction des volumes de tuyauterie et du débit :

- les premiers 250 mL au premier jet représentent l'impact de la robinetterie;
- le deuxième échantillon de 250 mL provient du milieu de la conduite de service en plomb;
- les troisième, quatrième et cinquième échantillons de 250 mL correspondent respectivement aux premier, deuxième et troisième rinçages de conduite.

La procédure utilisée pour l'échantillonnage est similaire à celle décrite pour les 130 résidences. En arrivant dans la résidence, le type de robinet utilisé pour l'échantillonnage est vérifié. S'il est du type unitaire, l'arrivée d'eau chaude sous l'évier ou directement au réservoir d'eau chaude est fermée. Une purge de l'eau des conduites est effectuée en laissant couler l'eau à débit normal pendant cinq minutes suivie d'une stagnation. Le débit, d'environ 7 litres par minute, est noté pour les calculs de temps de rinçage. La position du robinet est maintenue. Une fermeture de la vanne d'entrée d'eau froide sous l'évier est ensuite effectuée pour arrêter l'écoulement sans modifier le débit après la période de stagnation. Un temps de stagnation de 30 minutes est imposé pendant lequel aucun usage d'eau n'est effectué dans la résidence.

Après la stagnation, le chronomètre est démarré lors de l'ouverture de la vanne sous l'évier et un premier échantillon de 250 mL est prélevé au premier jet. Les autres prélèvements sont effectués au temps d'écoulement calculé en fonction du débit et du volume de tuyauterie interne. Le débit est mesuré de nouveau dans le but de valider le débit utilisé dans les calculs. Durant l'échantillonnage, le robinet n'est jamais fermé. Après avoir prélevé les échantillons, la température, le pH et le chlore libre et total sont mesurés. Un volume de 50 mL est prélevé dans chacun des cinq échantillons avec une seringue à laquelle est fixée par la suite une cartouche de filtration de 0,45 µm. Le contenu de la seringue est filtré par la suite dans le but de mesurer la concentration de métaux solubles.

Après avoir effectué toutes les mesures, le robinet est fermé pour une autre stagnation de 30 minutes. Après cette stagnation, 5 échantillons sont prélevés selon la même procédure utilisée précédemment, mais à un débit maximal avec l'aérateur en place. Après cette deuxième série d'échantillonnage, une autre période de stagnation de 30 minutes est effectuée avant d'entreprendre la troisième série d'échantillonnage à débit maximal sans aérateur. Les particules présentes dans l'aérateur sont prélevées pour

analyse au laboratoire. Les échantillons d'eau sont conservés dans une glacière à 4 °C pendant le transport.

Les analyses chimiques servant à déterminer les concentrations en métaux tel le plomb, cuivre, fer, cadmium, zinc et antimoine ont été effectuées par le laboratoire de la Ville de Montréal. Les bouteilles servant à recueillir les échantillons pour les analyses de concentration en plomb et autres métaux étaient en plastique et une bouteille neuve était utilisée à chaque fois. Ces bouteilles étaient nettoyées pour enlever les éléments traces avec une solution de 1N de HCl et 1N de HNO₃ et rincées trois fois avec de l'eau déminéralisée.

2.2.3 Mesures de terrain

Des informations descriptives sur la composition (matériaux) et la configuration (diamètre, soudures, etc.) des entrées de services et du réseau internes ont été également collectées sur le terrain.

Protocole employé pour recueillir les informations.

Pendant la période de stagnation de 30 minutes de l'échantillonnage de l'eau, diverses mesures ont été prises pour mieux caractériser la tuyauterie de la résidence et les phénomènes physiques qui peuvent influencer la dissolution et le lessivage du plomb dans l'eau. Certains échantillons de matériaux ont également été prélevés.

La longueur de la tuyauterie interne a été mesurée le plus précisément possible depuis l'entrée de service jusqu'au robinet et les diamètres et la composition des conduites de la tuyauterie interne ont été estimés. La longueur de la conduite de l'entrée de service depuis le centre de la rue jusqu'à l'entrée dans la résidence a également été mesurée. Lorsque l'entrée de service était visible dans la résidence, son diamètre et sa composition, ont été déterminés. Un croquis qui résume les mesures prises a été

produit pour chaque résidence. Des échantillons de soudure ont été prélevés dans certaines résidences en utilisant un poinçon métallique pour gratter et récupérer une particule de soudure. De la même manière, des échantillons du matériau de la conduite en plomb ont été prélevés en nettoyant bien la surface de la conduite avant de prélever l'échantillon de métal. Ces échantillons ont été récupérés et insérés dans de petits sacs individuels refermables à rainures, pour être analysés en laboratoire. Des photos de l'entrée de service et du robinet ont été prises pour les archives et la résidence d'origine a été bien identifiée à des fins de références.

2.3 Analyse de laboratoire pour déterminer le plomb

Deux formes de plomb peuvent être présentes dans l'eau de robinet : dissous ou particulaire. Le plomb dissous est attribuable à la dissolution des matériaux en contact avec l'eau (conduite de plomb, soudures, robinetterie, etc.), tandis que le plomb particulaire provient soit du détachement de particules fines provenant des matériaux contenant du plomb (conduite, soudures, robinetterie, aérateur, etc.) et des oxydes de plomb II y étant associés, ou des particules de Pb(IV) produites par l'oxydation de la surface des conduites de plomb par le chlore. Plus la concentration en chlore résiduel est élevée, plus la formation d'oxydes de plomb (PbO_2) est probable.

La méthode 201M1 par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon induit par haute fréquence (ICP-MS) a été utilisée pour mesurer la concentration du plomb dissous et particulaire ainsi que la répartition isotopique dans les échantillons d'eau (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2003). La limite de détection de cette méthode pour le plomb est de $0,02 \mu\text{g/L}$. Les analyses ont été effectuées au laboratoire de la Ville de Montréal. Trois méthodes de préparation ont été utilisées : 1) la méthode directe ou sans digestion ; 2) la digestion acide; 3) la digestion acide avec chaleur. Rappelons que la procédure réglementaire au Québec est la digestion acide (procédure 2) (American Public Health Association (APHA) and

American Water Works Association (AWWA), 1998). La digestion complète (procédure 3) a été utilisée pour déterminer l'efficacité de la procédure 2 pour récupérer le plomb particulaire. Les trois procédures de préparation de l'échantillon sont présentées au tableau 2.1.

Tableau 2.1 - Procédures de préparation de l'échantillon

	Directe ou sans digestion	Digestion acide	Digestion acide avec chaleur
Concentration en acide	0.5% HNO ₃ 0.5% HCl	1 % HNO ₃ 0.5 % HCl	1% HNO ₃ 0.5 % HCl
pH	<2	<2	<2
Température	4°C	4°C	85°C
Durée	0	16h	48h

2.4 Analyses statistiques des résultats

Cette section présente en premier le modèle statistique et le matériel informatique employés. Ensuite, des analyses statistiques effectuées sur les 133 maisons ayant été échantillonnées selon le protocole général sont discutées. Ensuite, sont présentées les analyses statistiques effectuées sur les 5 maisons ayant été échantillonnées selon le protocole détaillé.

2.4.1 Modèle statistique et matériel informatique

Les analyses ont été effectuées avec le modèle de régression général du logiciel Statistica version 7.1 (StatSoft, Tulsa, Ok, USA). Pour le plomb dissous et le plomb total, le logiciel calcule à chaque paramètre une variable de réponse qui est la valeur de t de Student-t. Seules les valeurs significatives de « t » (associé à un $p < 0,05$ en faveur de l'hypothèse nulle) ont été utilisées. Pour un paramètre représenté par une variable continue, un « t » positif correspond à une augmentation de la concentration

en métaux associée à une augmentation de la valeur du paramètre et inversement pour un « t » négatif. Pour un paramètre correspondant à une variable catégorique, comme le type d'échantillon, un « t » positif correspond à une augmentation de la concentration en métaux associée à une des valeurs possibles de la variable comparativement à la moyenne des concentrations obtenue pour toutes les valeurs de la variable. La valeur de R^2 corrigée a également été calculée et précise la variabilité du phénomène expliquée par les paramètres considérés.

2.4.2 Analyse des 133 maisons

Dans cette section, les procédures employées pour compléter l'analyse statistique sont présentées. En premier, le choix des paramètres ou variables d'entrée du modèle sont justifié et expliqué. Ensuite, les critères ayant servi à l'épuration des données d'échantillonnage sont discutés. Finalement, la méthode d'analyse statistique employée est décrite. Les diagrammes d'analyses statistiques pour les données des deux campagnes d'échantillonnage générales sont présentés à la figure 2.3 et 2.4.

2.4.2.1 Choix des paramètres explicatifs

Plus de 20 paramètres ou variables d'entrée ont été mesurés sur le terrain ou en laboratoire (voir figure 2.1) et 7 paramètres ont été calculés dans le but de mieux décrire et comprendre les phénomènes en jeu. La liste de ces paramètres est présentée au tableau 2.2.

Tableau 2.2 - Paramètres mesurés et calculés

Paramètres mesurés		Paramètres calculés
Terrain:	Laboratoire:	
Débit	Chloramine	Vitesse dans la section en plomb
Température de l'eau	Turbidité x	Temps de contact tuyauterie interne
pH	Alcalinité x	Volume tuyauterie interne
Chlore libre	Dureté x	Surface interne de la tuyauterie interne
Chlore total	COT x	Temps de contact entrée de service
Longueur tuyauterie interne	Calcium x	Volume entrée de service
Diamètres tuyauterie interne		Surface interne de l'entrée de service
Matériau tuyauterie interne		
Longueur entrée de service		
Diamètre entrée de service		
Matériau entrée de service		
Présence ou non d'un compteur d'eau		
Présence ou non d'un aérateur		
Type de robinet		

x mesuré seulement pour les maisons de type après guerre

2.4.2.2 Sélection des paramètres à inclure dans l'analyse

Les paramètres mesurés ou calculés ont d'abord été triés. Le premier but de ce tri est d'éliminer le bruit de fond et la perte de précision lors des analyses statistiques. Deuxièmement, on souhaite éliminer les paramètres fortement corrélés. Pour ce faire, une matrice de corrélation a été calculée à l'aide du module de matrice de corrélation des statistiques de base du logiciel Statistica version 7.1 (StatSoft, Tulsa, Ok, USA). En examinant cette matrice de corrélation, certaines corrélations évidentes comme celles entre le volume de tuyauterie et sa surface interne de la tuyauterie et sa longueur sont observées, ce qui est logique. Nous avons retenu la longueur de la tuyauterie. Le chlore libre étant très fortement corrélé au chlore total, le chlore total a été gardé.

La température est certainement un paramètre déterminant. Toutefois, un biais inévitable d'échantillonnage était présent. Le premier échantillonnage a été effectué en eau tiède au mois de mai dans les maisons d'après guerre. Le deuxième échantillonnage a été effectué en eau chaude mois de juillet et août pour les résidences construites avant 1970 (autres que les maisons d'après guerre). Les mêmes maisons

n'ont donc pas été échantillonnées pour les deux températures. Cette situation rend difficile la distinction entre l'effet de la température et du type de maison (après guerre versus avant 1970). Pour ces raisons, seul le facteur 'type de maison' a été retenu (et non pas la température), sachant que ce facteur combine à la fois l'information et la variabilité associées à la température et au type de résidence. D'autres paramètres n'ont pas été utilisés à cause de leur absence dans les mesures au robinet effectuées dans la deuxième période d'échantillonnage, comme l'alcalinité, la dureté, la turbidité, le COT et le calcium.

2.4.2.3 Description des paramètres retenus pour les analyses statistiques

Le **chlore total** est la forme de désinfectant secondaire dominante dans le réseau de distribution étudié, les chloramines étant des sous-produits de la réaction du chlore avec l'azote ammoniacal présent dans l'eau. Tous deux sont des oxydants capables de former des couches d'oxyde à l'intérieur des conduites.

Le **type de robinet** est classé selon deux modalités. Le premier type est un robinet unitaire, c'est à dire qu'il n'y a qu'un levier pour alimenter l'eau chaude et l'eau froide. Le deuxième est un évier traditionnel avec deux robinets. Dans l'étude, les sites à robinet unitaire sont comparés à ceux avec évier à double robinet. Une valeur positive de « t » signifie que la moyenne de concentration en métaux pour le robinet unitaire est supérieure à celle de l'évier à deux robinets. Les métaux peuvent être issus des pièces mobiles à l'intérieur du robinet unitaire, qui par frottement peuvent libérer des métaux.

Le **type de résidence** est caractérisé par deux modalités : les maisons d'après guerre (le même modèle de résidences construites rapidement en série) et les résidences construites avant 1970, excluant celles d'après guerre. Dans tous les cas, une conduite en plomb était utilisée pour acheminer l'eau dans les deux types de résidences.

Cependant, la campagne d'échantillonnage pour les résidences d'après guerre s'est déroulée au mois de mai avec une température moyenne de l'eau de 11,4 °C ; alors que celle pour les résidences construites avant 1970 s'est déroulée en juillet et août, quand la température moyenne de l'eau était de 21,6 °C.

Le temps de contact dans la tuyauterie interne et la section en plomb est défini par le débit et le volume d'eau dans la tuyauterie interne ou la section en plomb. Plus la tuyauterie est longue, plus le volume de la tuyauterie est grand, plus le temps de contact dans la tuyauterie est élevé, ce qui favorise la concentration des métaux. Il pourrait également se former un dépôt de plomb dans des conduites d'autres matériaux en aval de conduites de plomb. Ainsi, le plomb dissous ou particulaire pourrait se déposer dans la tuyauterie interne en cuivre (Schock, 1990b).

La longueur de la tuyauterie interne et de la section en plomb est la longueur mesurée ou estimée dans la maison et sur le terrain des résidences.

Le diamètre intérieur de la tuyauterie interne et de la section en plomb est le diamètre mesuré ou estimé de la tuyauterie interne de même que de la conduite de l'entrée de service lorsque visible à l'intérieur de la maison.

Le facteur combiné de la tuyauterie interne et de la section en plomb est la surface de la conduite multipliée par le temps de rétention dans la tuyauterie et divisée par le volume de la tuyauterie, qui tient compte du facteur de dissolution.

Le type d'échantillonnage : quatre types d'échantillons sont retenus, soit l'échantillon provenant du premier litre d'écoulement, du deuxième litre d'écoulement, d'un échantillon après une minute d'écoulement et d'un échantillon après cinq minutes d'écoulement. Ces échantillons ont donc été prélevés selon des volumes et des temps fixes. Cette procédure est facile à mettre en oeuvre et est retenue par certaines réglementations.

La **provenance de l'échantillon dans le réseau** a été calculée à l'aide du volume de la tuyauterie et du débit d'écoulement. Trois provenances ont été déterminées, soit la tuyauterie interne, la section en plomb (entrée de service) et la conduite secondaire (conduite présente sous la rue). Seulement les échantillons dont plus de 80 % de ce même échantillon étaient issus d'une même provenance ont été retenus, les autres dont la provenance est partagée dans des proportions inférieures à 80 % n'ont pas été inclus dans l'analyse. L'analyse de la provenance des échantillons dans le réseau pour les deux campagnes d'échantillonnages est présentée à la figure 3.5.

2.4.2.4 Sélection des données à inclure dans l'analyse

Lors de l'échantillonnage, plusieurs types de résidences avec des caractéristiques différentes ont été échantillonnées, dont des maisons avec et sans entrée de service en plomb et des maisons sans concentration en plomb au robinet. Les échantillons contenant des concentrations en plomb dans l'eau de 2 µg/L et moins ont été retirées de l'analyse, la majorité de celles-ci n'avait pas d'entrée de service en plomb ou le matériel de l'entrée de service était inconnu. Ces échantillons n'ont pas été retenus en raison des très faibles probabilités de présence d'une partie plus ou moins importante d'entrée de service en plomb, et sélectionnés sur la base des faibles concentrations de plomb au premier jet. En tout, 133 maisons ont été échantillonnées, pour un total de 532 échantillons. Après le tri, seulement 448 échantillons ont été retenus pour les analyses statistiques.

2.4.2.5 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été effectuées en deux principales étapes, comme on peut le voir à la figure 2.3, la première concernant le plomb dissous et la deuxième pour le plomb particulaire. Ensuite les analyses ont été effectuées selon le type de prélèvement et la provenance de l'échantillon dans le réseau.

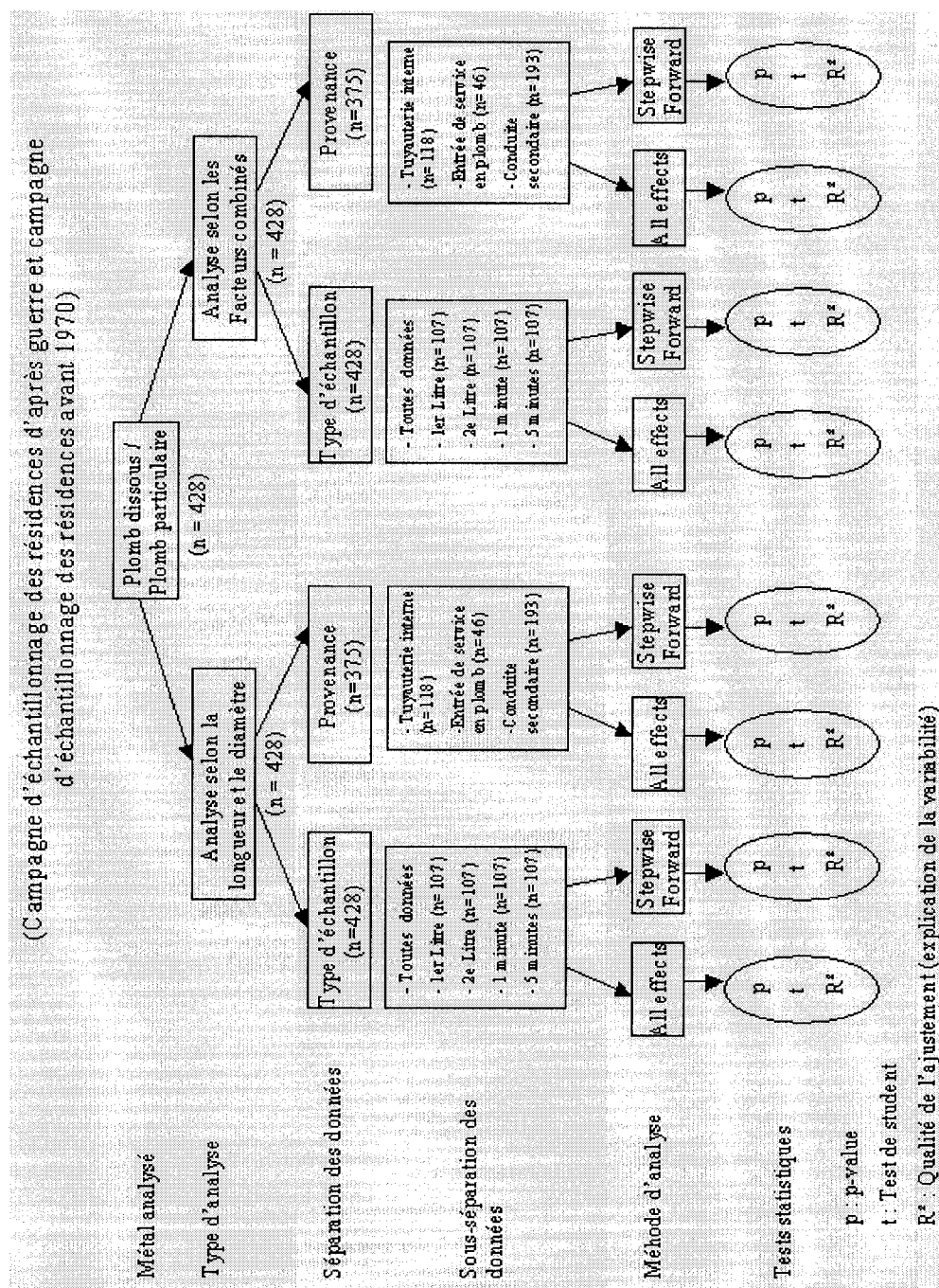


Figure 2.3 - Diagramme du processus d'analyse statistique pour les campagnes d'échantillonnage d'après guerre et d'avant 1970 (protocole 1)

De plus, comme le facteur combiné et la longueur et diamètre de la conduite ainsi que le temps de contact dans la tuyauterie sont très fortement corrélés, des analyses distinctes ont été complétées avec le facteur combiné et une autre avec la longueur et le diamètre de la conduite ainsi que le temps de rétention dans la tuyauterie. De cette façon, les paramètres d'influence pour tous les échantillons et pour les échantillons de chaque type et provenance ont été calculés.

Une autre série d'analyses a été complétée pour tous les échantillons d'une concentration de moins de 15 $\mu\text{g/L}$ dans le but de déterminer les paramètres d'importance pour ces échantillons, de même que pour ceux contenant plus de 15 $\mu\text{g/L}$. La valeur de 15 $\mu\text{g/L}$ a été choisie suite à la norme américaine dont les détails ont été décrits ci-dessus. Le protocole d'analyse statistique est présenté à la figure 2.4.

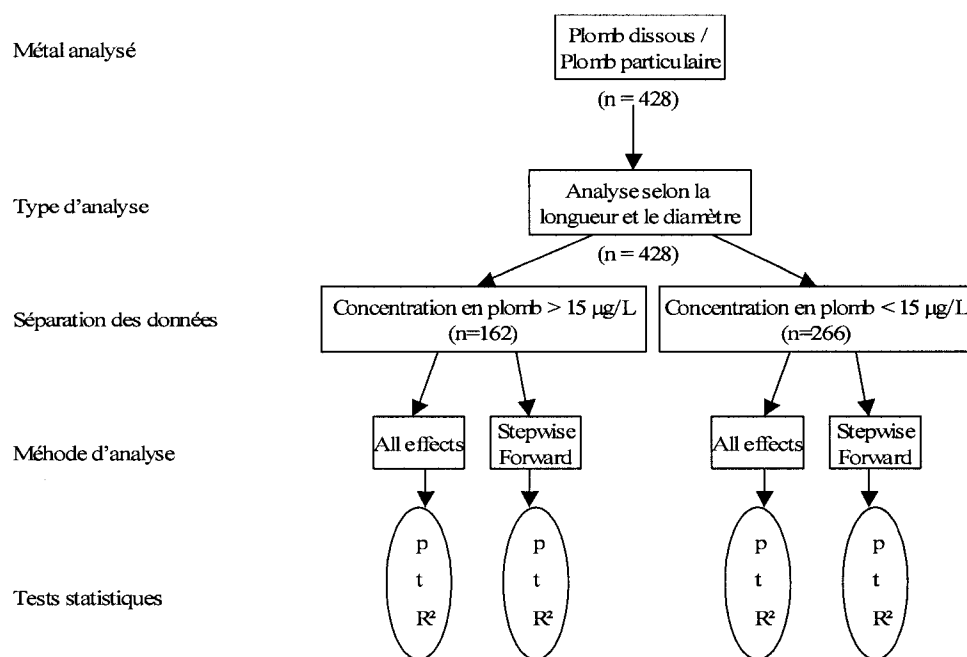


Figure 2.4 - Diagramme du processus d'analyse statistique pour les campagnes d'échantillonnage d'après guerre et d'avant 1970 (protocole 2)

2.4.3 Analyses détaillées des cinq maisons

L'analyse statistique des cinq maisons échantillonnées selon le protocole détaillé est plus simple que l'analyse des maisons échantillonnées selon le protocole général. Le diagramme décrivant le processus d'analyse statistique pour cette campagne d'échantillonnage est présenté à la figure 2.5.

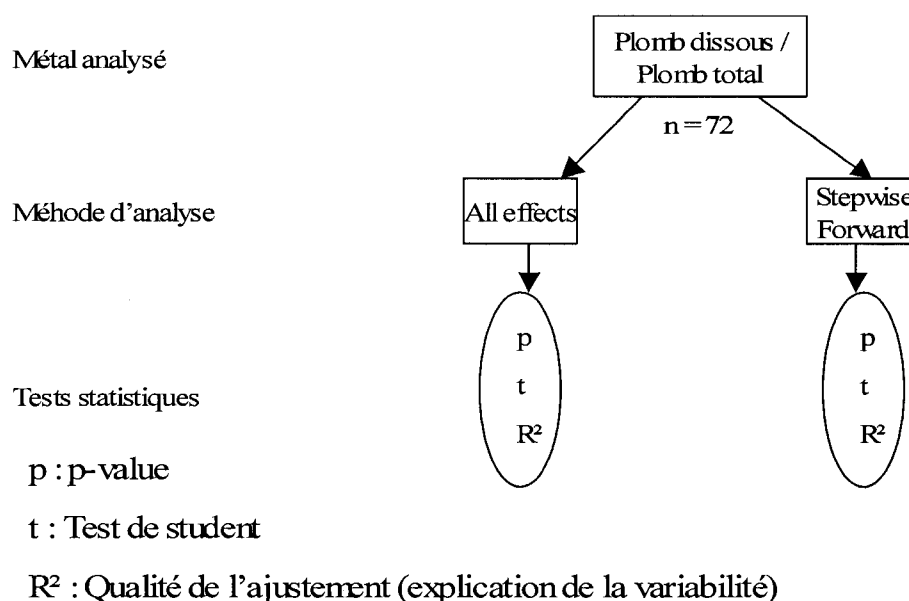


Figure 2.5 - Diagramme du processus d'analyse statistique des 5 maisons (Campagne d'échantillonnage détaillée des cinq résidences d'après guerre)

Toutes les variables mesurées ont été utilisées pour l'analyse statistique. Il s'agit du type d'échantillon qui est une variable catégorique caractérisée par cinq modalités : le premier jet, un échantillon provenant de la section en plomb, un échantillon après un rinçage, un échantillon après deux rinçages et un échantillon après trois rinçages. Les variables continues sont le débit, le pH, la température et le chlore. Finalement, 5 maisons ont été échantillonnées selon 5 types d'échantillons et 3 débits, ce qui donne

75 échantillons. De ces échantillons, 72 ont été retenus, les concentrations extrêmes en plomb particulaire ayant été enlevées ($> 200 \mu\text{g/L}$).

2.5 Analyse des matériaux constituant les conduites

Les résultats de l'analyse de matériaux sont présentés à l'annexe 7 comme documentation complémentaire à ce mémoire.

2.5.1 Transport et préparation des échantillons

2.5.1.1 Prélèvement, transport et entreposage des conduites

Certaines précautions ont été prises afin de préserver la couche d'oxydes à l'intérieur des conduites lors de transport. Les recommandations de Dr. Michael Schock, chimiste et chercheur à l'agence USEPA, ont été suivies en ce qui concerne le transport et l'entreposage. La conduite a été extraite de sa position initiale en évitant de lui administrer des chocs et de la plier, ce qui pourrait décoller et endommager la couche d'oxydes. La conduite était vidée de son excédent d'eau mais non asséchée. Les deux extrémités de la conduite ont été fermées dans le but de garder l'humidité à l'intérieur, préservant ainsi l'aspect original de l'oxyde en évitant de l'effriter. L'extérieur de la conduite a été lavé.

2.5.1.2 Préparation des échantillons pour le DRX et le XPS

La couche d'oxydes a été prélevée en deux étapes. La première, consistant à prélever la couche superficielle qui est plus friable et de couleur orangée, la deuxième consistant à prélever la couche de fond qui est plus résistante et de couleur blanchâtre. Les deux couches ont été broyées et analysées séparément l'une de l'autre. La couche d'oxydes est réduite en poudre afin de faciliter l'analyse au DRX. Les échantillons préparés pour le DRX ont été réutilisés au XPS afin de comparer les méthodes.

2.5.1.3 Préparation des échantillons pour le MEB et le microscope optique

Les échantillons ont été découpés afin de tenir sur le porte-échantillon. Une coupe transversale de la conduite a permis d'observer la couche d'oxyde et l'âme de la conduite. La surface de la conduite a été polie en plusieurs étapes, allant d'une abrasion grossière à la plus fine, afin d'obtenir une surface miroir permettant ainsi de révéler la structure. L'échantillon est par la suite attaqué avec une solution de 90 mL d'eau et 10 mL de HNO_3 (16 N) afin de déterminer la métallographie de l'échantillon.

2.5.2 Techniques de caractérisation employées

Toutes les analyses, sauf celle par XPS, ont été effectuées au Centre de Caractérisation Microscopique des Matériaux (CM)² de l'École Polytechnique de Montréal, par Annie Bernier, étudiante, dans le cadre de son projet de fin d'étude en génie des matériaux. L'analyse par XPS a été faite par Ms. Suzie Poulin technicienne au département de génie physique de l'École Polytechnique de Montréal.

2.5.2.1 Diffraction par Rayons X (DRX)

Cette méthode consiste à projeter des rayons X sur un réseau cristallin afin d'en mesurer la diffraction. Chaque métal, composé ou alliage possède un réseau cristallin unique, ce qui permet de le différencier des autres. L'intensité des rayons diffractés est mesurée pour l'éventail du spectre étudié. S'il y a plusieurs phases en présence, il peut y avoir une superposition des sommets représentant l'intensité, ce qui pose problème dans l'interprétation des données. Les paramètres d'opération et les caractéristiques du DRX utilisés sont présentés au tableau 2.3. La limite de détection de l'appareil et d'interprétation des résultats représente environ 5% de la masse du composé analysé, donc si la masse du composé recherché est inférieure à 5% de la masse total de l'échantillon, on ne peut conclure à sa présence.

Tableau 2.3 - Paramètres d'opération et caractéristiques du DRX

Type	X-Phillips X'PERT
Source du rayon X	Cuivre
Tension d'opération	50 kV
Courant d'émission	40 mA
Spectre	5 à 80 degré (2 θ) suivant un écart de 0,02 degré

2.5.2.2 Microscopie électronique à balayage (MEB)

Cette méthode permet d'observer un l'échantillon à l'échelle du nanomètre et de déterminer sont relief, ce qui a permis de déterminer le type de corrosion en présence, l'épaisseur de la couche d'oxydes et les éléments en présence.

2.5.2.3 Microscopie optique

Cette méthode est utilisée pour observer la surface de l'échantillon et de déterminer sa métallographie.

2.5.2.4 Spectroscopie de photo électrons induits par rayon X (XPS)

Cette méthode est basée sur l'ionisation des atomes. L'échantillon est bombardé de rayons X monochromatiques, ce qui provoque l'ionisation des atomes par un effet photo-électrique, ce qui éjecte un photoélectron. L'énergie cinétique des photoélectrons éjectés est mesurée, ce qui permet d'obtenir l'intensité des énergies de liaison pour le spectre étudié. Les paramètres d'opération et les caractéristiques du XPS sont présentés au tableau 2.4.

Tableau 2.4 - Paramètres d'opération et caractéristiques du XPS

Type	System Kratos Ultra à double anode de magnésium et d'aluminium
Tension d'opération	15 kV
Courant d'émission	20 mA
Pression	$< 1 \times 10^{-8}$ Torr
Surface analysée	2mm x 1mm
Profondeur étudiée	50 Å
Spectre de survol	0 à 1200 eV suivant un écart de 1.0 eV
Angle de sortie des photoélectrons	0 degré

CHAPITRE 3 – FACTEURS INFLUENÇANT LA TENEUR EN PLOMB AU ROBINET

Ce chapitre présente les résultats d'échantillonnages et d'analyses statistiques effectuées afin de déterminer les facteurs influençant la teneur en plomb au robinet. Un format de type article est adopté. Le diagramme présentant la subdivision des échantillons de même que les paramètres mesurés lors de ces campagnes d'échantillonnage est présenté à la figure 2.1.

3.1 Introduction

Certains éléments de tuyauterie et de robinetterie peuvent libérer du plomb dans l'eau de consommation. Les conduites en plomb reliant les conduites secondaires du réseau de distribution au bâtiment représentent la source la plus importante en plomb dans des systèmes de distribution d'eau potable. L'installation de telles conduites est interdite depuis 1980 par le code de plomberie du gouvernement du Québec et du Canada (Conseil National de Recherches Canada (CNRC), 2005). Toutefois, il existe toujours de nombreuses entrées de service en plomb dans plusieurs villes, dont Montréal. À Montréal, le nombre de résidences avec une entrée de service en plomb a été estimé à 75 000, pour l'ensemble des États-Unis à près de 3,3 millions (Boyd, Shetty et al., 2004).

D'autres sources importantes de plomb sont présentes dans les réseaux dont: les conduites en acier galvanisé, les soudures d'alliage étain-plomb, les éléments de plomberie en laiton et les revêtements de réservoirs (Kirmeyer, Murphy et al., 2004; Cantor, 2006; American Water Works Association Research Foundation and DVGW-Technologiezentrum Wasser, 1996). Les soudures contenaient autrefois en moyenne 40 % de plomb et 60 % d'étain, mais selon la nouvelle réglementation présentée dans le code canadien de la plomberie (1990), elles doivent contenir moins de 0,2 % de

plomb (Conseil National de Recherches Canada (CNRC), 2005). Aux États-Unis, les conduites de plomb, les soudures contenant du plomb et le laiton contenant plus de 8 % de plomb sont interdits depuis 1986 (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2000). Certains éléments de plomberie, comme les vannes, robinets et dispositifs de régulation de débit et de température, particulièrement ceux en laiton, peuvent contribuer de façon significative (Dudi, Schock et al., 2005). La Commission Canadienne des codes du bâtiment et de prévention des incendies limite l'utilisation du plomb à des teneurs en plomb inférieures à 0,2 % dans ces alliages depuis 1990 (Conseil National de Recherches Canada (CNRC), 2005), mais de nombreux éléments de plomberie en place contiennent des concentrations plus élevées.

La dissolution du plomb et sa concentration au robinet dépendent d'un nombre élevé de facteurs physiques et chimiques (Kirmeyer, Murphy et al., 2004), dont les plus importants sont : l'âge des matériaux, la qualité de l'eau, la durée de stagnation, la forme de plomb (dissous et particulaire), les caractéristiques des matériaux contenant du plomb, le volume de l'échantillon, le débit d'échantillonnage et la précision analytique. Lorsque les conduites en plomb sont neuves, c'est-à-dire avant qu'une couche de passivation ne soit formée à l'intérieur de la conduite, le taux de dissolution du plomb est très élevé (Neff, Schock et al., 1987). Après cinq ans, une couche d'oxydes et de carbonates de composition variable est en place et réduit généralement le taux et le potentiel de dissolution des conduites et soudures de plomb, quoique les conduites de plomb peuvent continuer à libérer du plomb pendant toute leur durée de service (Neff, Schock et al., 1987). Un film de passivation peut aussi se former à la surface des éléments de laiton diminuant progressivement le lessivage du plomb (Schock, 1990a; Boyd, Pierson et al., 2006).

La couche de passivation est définie par l'équilibre atteint entre les caractéristiques chimiques de l'eau et les conduites en plomb. La spéciation des dépôts est définie, entre autres, par le potentiel d'oxydo-réduction, le pH, et la concentration de

carbonates, souvent exprimée en termes de carbone inorganique dissous (CID) (Schock, 1980; Vasquez, Heaviside et al., 2006). La qualité de l'eau influence la composition et le taux de formation des dépôts en surface des conduites et, par le fait même, la dissolution subséquente du plomb. Parmi les caractéristiques de l'eau, le pH et l'alcalinité sont d'abord apparus prédominants selon l'analyse des résultats de conformité rapportés par 365 villes américaines, particulièrement celles n'ajoutant pas d'inhibiteurs de corrosion (Dodrill et Edwards, 1995). Cette macroanalyse suggérait que le pH et l'alcalinité étaient des facteurs beaucoup plus importants que la température, la concentration en chlorures et sulfates et l'oxygène dissous. L'avancement des connaissances a permis de préciser l'effet de facteurs comme la concentration en carbone inorganique dissous, le pH et la concentration en orthophosphates sur les précipités de Pb divalents (Schock et Clement, 1998; Schock, Wagner et al., 1996; Schock et Gardels, 1983). Toute modification apportée au pH, à la température, à l'oxygène dissous présent dans l'eau ou au potentiel d'oxydoréduction (POR) par changement de désinfectant (p. ex., du chlore aux chloramines) peuvent altérer cet équilibre, déstabiliser et même dissoudre la couche d'oxydes (Schock, 1990a; Renner, 2006a; Switzer, Rajasekharan et al., 2006; Edwards et Dudi, 2004; Lytle et Schock, 2005; Schock, Sheckel et al., 2005). De petites variations de pH, même de l'ordre de quelques dixièmes d'unité, peuvent augmenter la dissolution du plomb des conduites et autres sources. Une augmentation d'une unité de pH dans la gamme de pH de 6 à 8 peut entraîner une augmentation de plomb dissous par un facteur de 5 à 10 (Schock, 1990b).

La quantité de plomb lessivé, qu'il soit dissous ou particulaire, dépend directement du type d'oxydes présents en surface des conduites, le chlore favorisant la formation de plomb tétravalent PbO_2 peu soluble et peu friable, plutôt que celle de carbonates (cérusite et hydrocérusite) plus solubles et plus friables (Giani, Keefer et al., 2005; Edwards et Dudi, 2004; Renner, 2006b; Vasquez, Heaviside et al., 2006).

Le lessivage du plomb contenu dans les soudures se fait par cellule de corrosion galvanique. Les soudures sont anodiques par rapport aux conduites de cuivre et l'eau agit comme un pont entre les deux composantes, ce qui favorise la réaction (Oliphant, 1983; Lyon et Lenihan, 1977). Les chlorures, les nitrates et une diminution du pH augmentent la corrosion galvanique des soudures (Schock, 1990a). Le plomb dans le laiton se libère dans l'eau par deux mécanismes (Grosvenor, Martin et al., 2005): la corrosion galvanique et la dézincification. Le plomb à la surface intérieure de la conduite est en contact avec l'eau et une cellule galvanique se forme par un différentiel de potentiel entre les métaux. Dans ce cas, le plomb est anodique par rapport au cuivre, ce qui le corrode et favorise sa mise en solution dans l'eau. La dézincification du laiton crée des ouvertures vers l'intérieur de la masse du matériau, permettant ainsi à d'autres particules de plomb d'entrer en contact avec l'eau et d'être libérées sous forme particulaire ou dissoute. La dézincification du laiton est un phénomène lent qui est plus rare quand l'alliage contient moins de 15 % de zinc (Davies, 1993). De manière générale, la contribution des soudures et des éléments de laiton tend à diminuer avec le temps, soit parce que les particules de plomb en contact avec l'eau sont éventuellement lessivées, ou parce qu'un film de passivation est formé (Schock, 1990a; Boyd, Pierson et al., 2006).

La concentration au robinet dépend aussi des facteurs physiques comme la surface de contact, le diamètre des conduites de plomb, le mode d'utilisation de l'eau, le débit au robinet d'échantillonnage, le changement partiel des conduites en plomb (Boyd, Shetty et al., 2004), le volume contenu dans la robinetterie et le volume de prélèvement (Kirmeyer, Murphy et al., 2004). Les modèles de dissolution de certaines formes de plomb peuvent être utilisés pour illustrer l'influence de la longueur et du diamètre des conduites en plomb sur la concentration de plomb au robinet (Kirmeyer, Murphy et al., 2004; Schock, 1990a; Kuch et Wagner, 1983). Ces simulations montrent clairement l'augmentation plus rapide et prononcée des concentrations de

plomb après stagnation dans des entrées de service en plomb de 10 mm de diamètre et de longueur excédant 20 m. Ces modèles prévoient les concentrations à l'équilibre pour des dépôts de composition connue et homogène. Or, les concentrations au robinet après une stagnation de moins de 6 heures ne seront pas vraisemblablement atteintes, pas même pour une surface de plomb neuve et un diamètre de 10 mm (Schock, 1990a). Ces modèles ne tiennent pas compte de la diversité des précipités pouvant être présents dans la couche de passivation. De plus, ces modèles ne prennent pas en considération la contribution du plomb colloïdal et particulaire provenant du détachement et du transport de particules. Lorsque la couche d'oxydes est déstabilisée, le simple fait de faire circuler l'eau à débit élevé dans la conduite (Schock, 1990a) ou de créer de petits coups de bélier en ouvrant et fermant brusquement un robinet peut décrocher des particules des dépôts et matériaux. De même, des interventions sur le réseau (vidanges, nettoyages, et maintenance) peuvent augmenter la concentration de particules de plomb au robinet (Hulsmann, 1990). Le décrochage des particules est un phénomène difficile à prévoir dans le temps et par conséquent, peut augmenter la concentration de plomb ingérée d'un seul coup à tout moment (Schock, 1990a).

L'objectif des essais décrits ci-après était d'estimer l'importance relative des facteurs influençant la concentration de plomb au robinet dans des maisons dotées d'entrées de service en plomb.

3.2 Résultats

3.2.1 Qualité de l'eau et caractéristiques des systèmes

Les variations de qualité de l'eau pour les deux campagnes d'échantillonnage sont résumées aux tableaux 3.1 et 3.2. La première série d'échantillonnage a eu lieu en mai 2006 et la deuxième série d'échantillonnage a eu lieu de juillet à septembre 2006. La

turbidité, l'alcalinité et la dureté n'ont pas été mesurées lors de la deuxième campagne compte tenu de leur très faible variabilité et les valeurs mesurées à l'usine sont utilisées à titre indicatif, puisqu'ils n'ont pas été utilisés dans les analyses statistiques. On observe des différences notables pour certains paramètres. La différence la plus importante est observée pour la température (11,4 °C versus 21,6 °C), alors qu'une plus grande variabilité du pH est observée dans la deuxième campagne. Les variations de température et de qualité d'eau causent une variation de l'indice de Langelier de - 0,48 pour la première campagne à -0,27 pour la campagne estivale.

Tableau 3.1 - Caractéristiques de l'eau de la première campagne d'échantillonnage, les maisons d'après guerre (n=176)

Variables	Moyenne	Minimum	Maximum
Température (°C)	11,4	10,1	12,7
pH	7,6	7,4	7,8
Chlore libre (mg Cl ₂ /L)	0,49	0,00	0,85
Chlore total (mg Cl ₂ /L)	0,66	0,03	1,00
Chloramine (mg Cl ₂ /L)	0,17	0,03	0,37
Turbidité (UTN)	0,22	0,14	0,57
Alcalinité (mg/L CaCO ₃)	84	80	86
Dureté (mg/L CaCO ₃)	115	113	119

Tableau 3.2 - Caractéristiques de l'eau de la deuxième campagne d'échantillonnage, les maisons avant 1970 autres qu'après guerre (n=272), (L'alcalinité, la turbidité et la dureté étaient mesurées en sortie d'usine)

Variables	Moyenne	Minimum	Maximum
Température (°C)	21,6	18,2	25,0
pH	7,7	7,4	8,0
Chlore libre (mg Cl ₂ /L)	0,43	0,00	0,93
Chlore total (mg Cl ₂ /L)	0,61	0,04	1,07
Chloramine (mg Cl ₂ /L)	0,18	0,04	0,30
Turbidité (UTN) *	0,12	0,10	0,17
Alcalinité (mg/L CaCO ₃) *	82	80	86
Dureté (mg/L CaCO ₃) *	116	112	121

* Mesuré à la sortie de l'usine

Les caractéristiques des entrées de service et réseaux intérieurs étudiés sont présentées au Tableaux 3.3 et 3.4. Le diamètre de la tuyauterie interne est pour la majorité des cas de 1,6 cm et pour l'entrée de service en plomb de 2,3 cm.

Tableau 3.3 - Caractéristiques des systèmes étudiés de la campagne d'échantillonnage des maisons avant 1970

PARAMÈTRE	Total entrée de service et tuyauterie interne			Entrée service			Tuyauterie interne		
	MOY	MIN	MAX	MOY	MIN	MAX	MOY	MIN	MAX
Longueur (m)	24,3	14,2	39,6	11,3	2,6	27,5	13,0	3,0	32,7
Temps de séjour (min)	0,74	0,28	2,69	0,34	0,06	1,10	0,40	1,62	0,07
Volume tuyauterie (L)	4,80	2,98	13,55	1,93	0,33	5,42	2,29	0,38	6,46
Débit (L/min)	5,2	3,3	8,6						
Facteur combiné (m*s)				54	10	138	63	2	162

Tableau 3.4 – Caractéristiques des systèmes étudiés de la campagne d'échantillonnage des maison d'après guerre

PARAMÈTRE	Total entrée de service et tuyauterie interne			Entrée service			Tuyauterie interne		
	MOY	MIN	MAX	MOY	MIN	MAX	MOY	MIN	MAX
Longueur (m)	27,1	14,1	44,1	19,5	8,7	30,2	7,6	1,0	25,7
Temps de séjour (min)	0,80	0,36	1,81	0,57	0,20	1,05	0,23	0,04	1,00
Volume tuyauterie (L)	3,92	2,10	10,14	2,69	1,10	5,98	1,07	0,13	4,01
Débit (L/min)	4,9	3,3	7,5						
Facteur combiné (m³s)				102	38	199	40	7	135

Certains paramètres varient dont la longueur de l'entrée de service en plomb, le temps de contact dans la section en plomb, la surface cumulative dans la section en plomb et le volume de la section en plomb qui sont plus élevées dans le cas des maisons d'après guerre. La longueur de la tuyauterie interne, le temps de contacts dans la tuyauterie interne, la surface cumulative de la tuyauterie interne et le volume de la tuyauterie interne sont plus élevées dans le cas des maisons avant 1970. Ceci se traduit par des valeurs plus élevés du facteur combiné décrivant la section en plomb dans les maisons d'après guerre.

Les variations détaillées des caractéristiques de l'eau et du réseau de distribution, présentées dans les tableaux 3.1 à 3.4, sont présentées à l'Annexe 2 sous forme de boîtes à moustache. Les deux campagnes d'échantillonnages y sont comparées.

Plomb dissous

Les concentrations en plomb dissous sont présentées sous forme de boîtes à moustache, les valeurs de 10^{ème} et 90^{ème} centiles étant représentées par limites

inférieures et supérieures de la boîte. Les moustaches délimitent les valeurs maximales et minimales et le point central est la médiane. La valeur au 90^{ème} centile est utile pour comparer avec la norme américaine, puisque cette norme exige que le 90^{ème} centile des échantillons soit sous un niveau d'action de 15 $\mu\text{g/L}$ de Pb total. Sur l'abscisse, les échantillons sont séparés selon le type de prélèvement à la figure 3.1 et selon la provenance, dans une proportion de plus de 80%, à la figure 3.2.

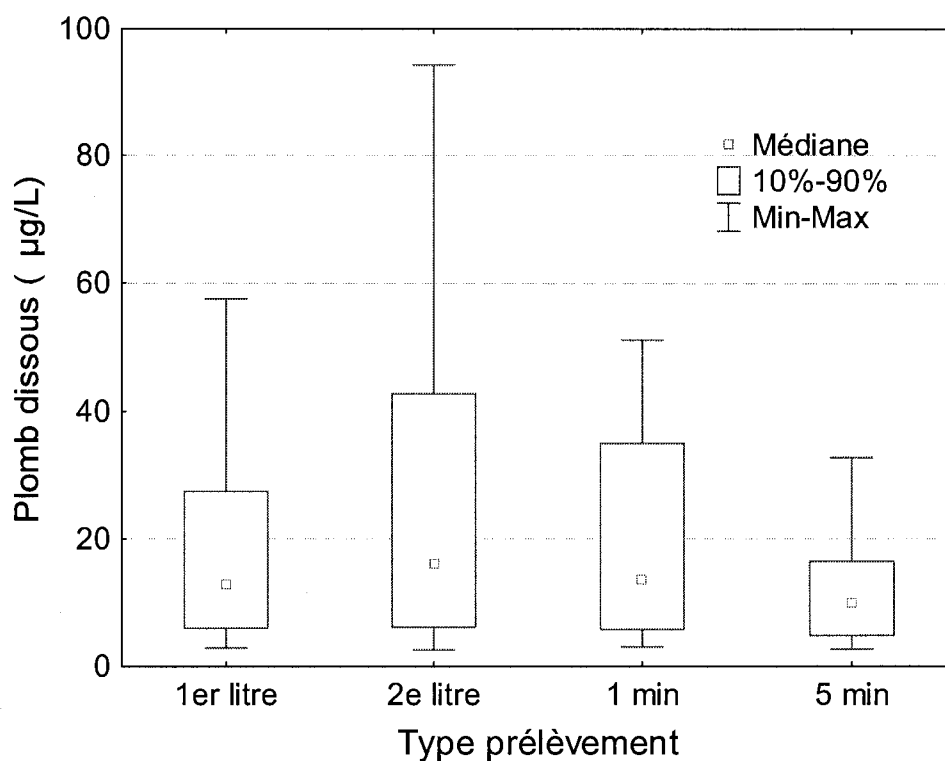


Figure 3.1 - Concentrations en plomb dissous selon le type de prélèvement dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=448)

La ségrégation des échantillons selon le type d'échantillonnage permet de mettre en évidence le type d'échantillonnage produisant les concentrations les plus élevées en plomb. Le deuxième litre montre des valeurs les plus élevées (moyenne de 21,3 $\mu\text{g/L}$;

médiane de 13,1 $\mu\text{g/L}$) et légèrement plus élevées que les valeurs au premier litre (moyenne de 17,3 $\mu\text{g/L}$; médiane de 12,1 $\mu\text{g/L}$). Surtout, la variabilité des concentrations au deuxième litre est beaucoup plus marquée avec une valeur au 90^{ème} centile de plus de 40 $\mu\text{g/L}$ et un maxima de 96,5 $\mu\text{g/L}$. On note aussi que les valeurs médianes diminuent à peine après une minute de rinçage et un peu plus après cinq minutes d'écoulement. Ces résultats montrent que le premier litre au premier jet n'est pas représentatif des concentrations maximales à ces robinets et que les concentrations de plomb dans le deuxième litre sont plus élevées. Les résultats montrent aussi la grande variabilité dans les résultats, malgré le fait que les résidences étudiées soient relativement homogènes en termes de caractéristiques (présence d'une entrée de service en plomb). Il est utile de connaître le type d'échantillonnage produisant les concentrations les plus élevées, puisque à travers le monde certaines normes sont appliquées sur le premier litre, le deuxième ou un litre après 5 minutes d'écoulement.

En ségrégant les échantillons selon leur provenance (entrées de service, conduite secondaire de l'aqueduc et tuyauterie interne) et en ne retenant que les échantillons plus 'purs' i.e. ayant une composition à plus de 80 % d'une même provenance, on pourrait anticiper des tendances plus claires et éventuellement une meilleure résolution statistique. Cette ségrégation a été effectuée sur la base des estimés des volumes (diamètre et longueurs mesurés ou estimés sur place) et des mesures de débits à chaque résidence. Cette distinction a révélé qu'un certain nombre des échantillons, particulièrement les échantillons 2L et 1 minute sont des mélanges d'eau de plusieurs provenances.

Suite à ce tri, 375 des 448 échantillons prélevés, soit 84% des données, ont été retenus pour l'analyse statistique selon la provenance. Les 73 autres échantillons provenaient à moins de 80% d'une seule provenance.

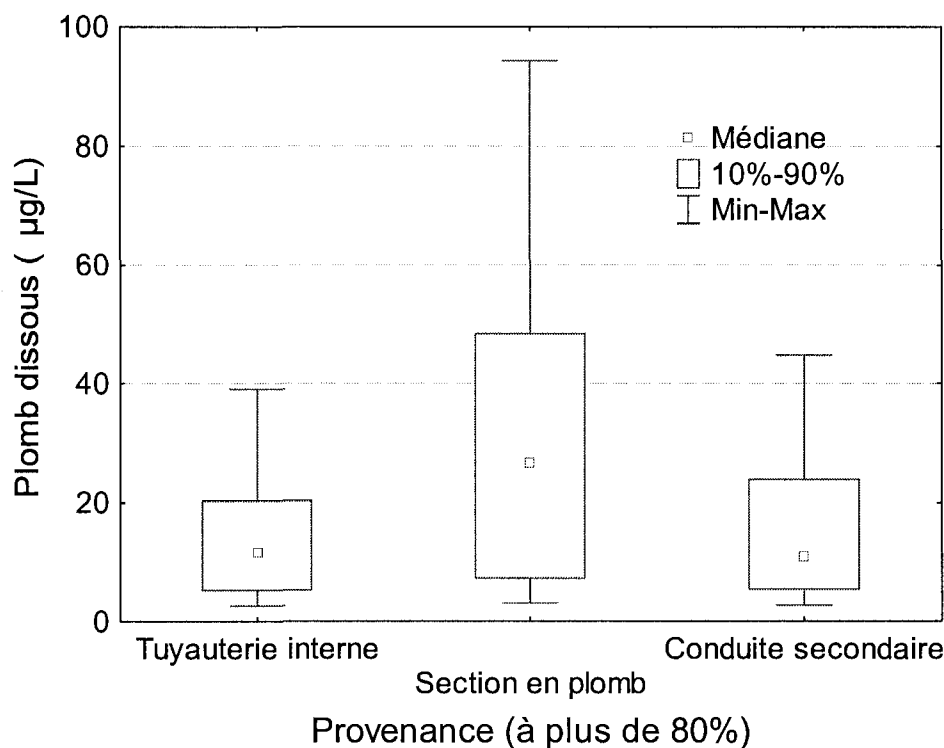


Figure 3.2 – Concentration en plomb dissous selon la provenance dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=375)

La comparaison des concentrations de plomb ségrégées en fonction de leur provenance (Figure 3.2) confirme très clairement que l'eau dans la section en plomb détenait la concentration en plomb la plus élevée (moyenne de 29,0 µg/L; médiane = 26,6 µg/L; 90^{ème} centile = 48,3 µg/L). La tuyauterie interne y compris les soudures en plomb et le laiton du robinet, influence moins la concentration en plomb au robinet dans ces cas et les concentrations médiane. On remarque aussi qu'un rinçage complet de cinq minutes n'est pas suffisant pour abaisser la concentration au 90^{ème} centile à moins de 15 µg/L. Quoique ces résultats aient été anticipés, on note tout de même que la ségrégation par provenance augmente considérablement la netteté de séparation des concentrations moyennes et des valeurs au 90^{ème} centile. Elle permet aussi de

confirmer l'influence modeste de la tuyauterie interne après stagnation. Il est possible que certaines de ces différences soient attribuables à l'élimination des données dont la provenance était mixte.

Plomb particulaire

Les figures 3.3 et 3.4 présentent les valeurs de plomb particulaire mesurées au robinet en fonction du type d'échantillon et de la provenance confirmée. Les concentrations en plomb particulaire observées sont modestes avec une valeur moyenne de 1,6 µg/L et une médiane de 0,29 µg/L pour tous les échantillons prélevés. La différence entre la moyenne et la médiane reflète la présence de valeurs extrêmes et rares. Les valeurs aux 10^{ème} et 90^{ème} centiles varient peu selon le type d'échantillonnage ou la provenance. Toutefois, ces échantillons montrent que des valeurs extrêmes sont observées dans le premier litre ou l'eau provenant de la tuyauterie interne. Les valeurs maximales observées baissent en fonction du rinçage et du temps d'écoulement. Ainsi sept échantillons provenant du premier litre avaient des concentrations en plomb particulaire supérieures à 5 µg/L, trois du deuxième litre, deux après une minute d'écoulement et aucun après cinq minutes d'écoulement. Ces résultats montrent que le passage de particules au robinet est un phénomène modeste, non négligeable dans certains cas sans être préoccupant lorsque des valeurs statistiques sont considérées (valeurs moyennes et médiane faibles). Il peut toutefois être important dans des cas relativement rares avec des concentrations pouvant atteindre 190 µg/L.

Le passage de particules après un rinçage prolongé, même moins prononcé, soulève des questions sur la source des particules. Les particules au robinet après un rinçage plus au moins prolongé peuvent provenir de plusieurs sources. Elles peuvent être issues de l'entrée de service, transportées et redéposées dans la tuyauterie interne. Elles peuvent aussi provenir de la tuyauterie interne. De plus, des dépôts d'oxydes de plomb pourraient se former à l'intérieur des conduites en cuivre. Ces dépôts pourraient

être une source des particules détachées lors de l'écoulement. Il faudrait analyser les dépôts à l'intérieur des conduites en cuivre pour confirmer cette hypothèse.

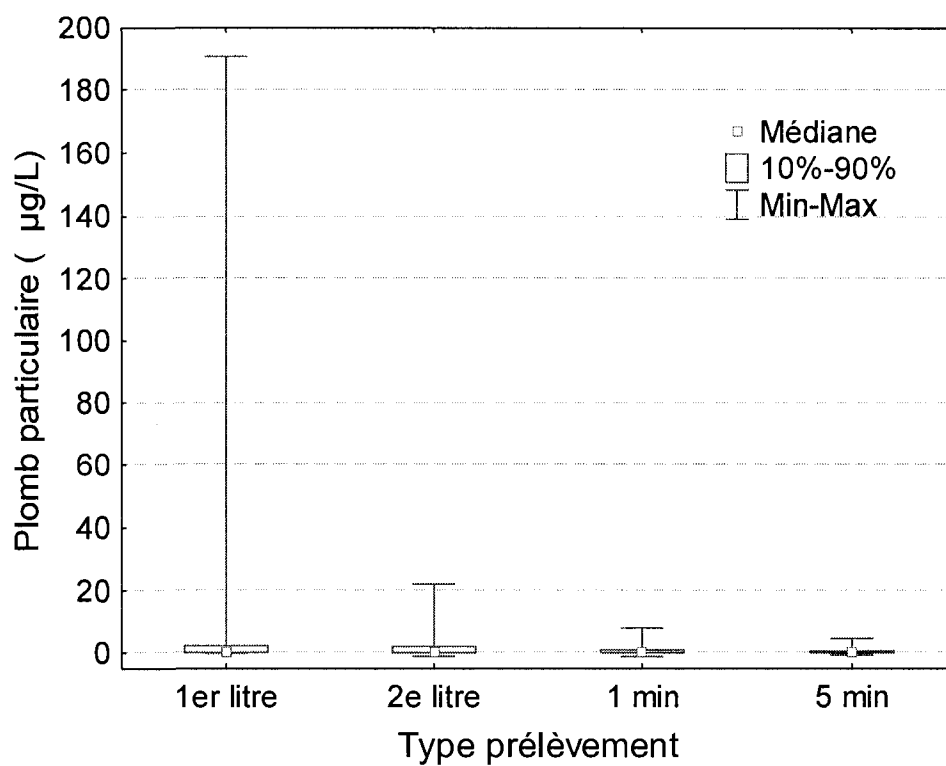


Figure 3.3 - Concentration en plomb particulaire selon le type de prélèvement dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=448)

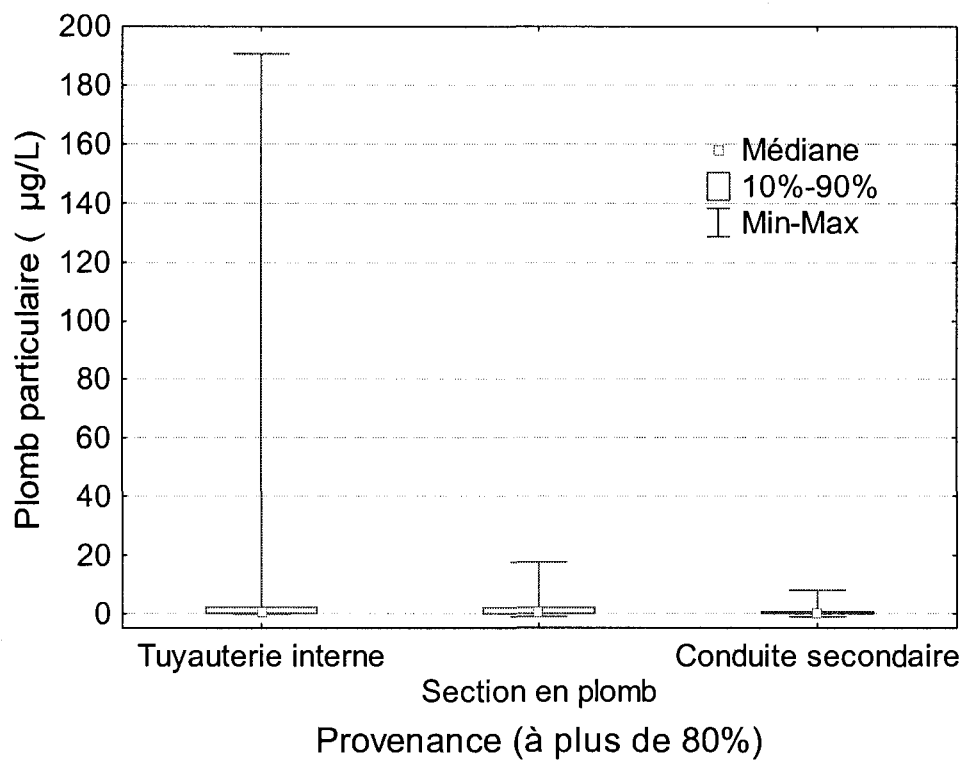


Figure 3.4 – Concentration en plomb particulaire selon la provenance dans toutes les maisons, après guerre et avant 1970 (n=448)

Provenance des échantillons dans le réseau

La provenance des échantillons dans le réseau est présentée à la figure 3.5 pour les deux campagnes d'échantillonnage.

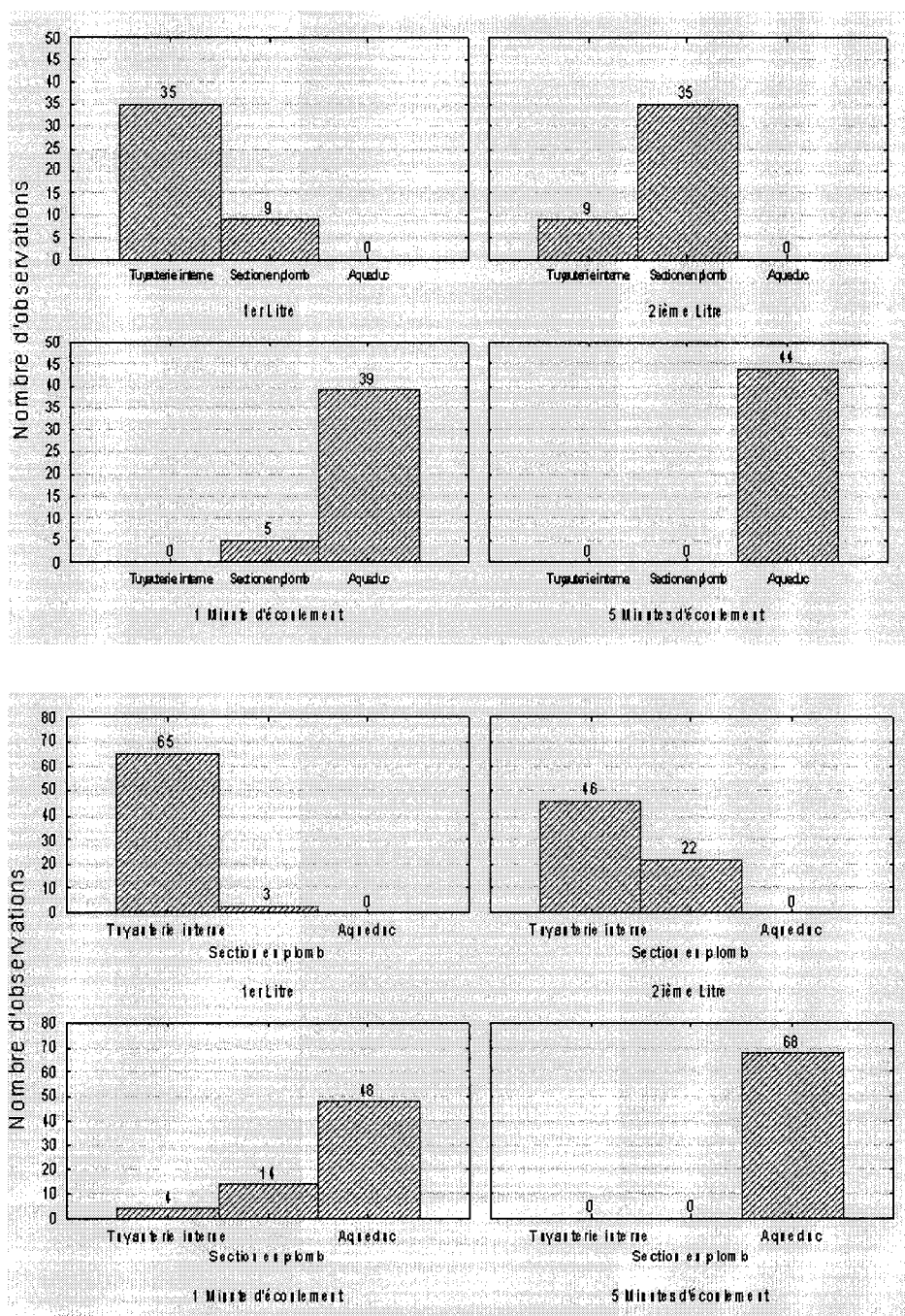


Figure 3.5 – Provenance des échantillons dans le réseau pour la campagne d'échantillonnage d'après guerre (en haut) et d'avant 1970 (en bas)

3.2.2 Analyses statistiques

Après un tri préliminaire des variables pour éliminer les variables trop fortement corrélées ($pr < 0,5$), des analyses statistiques ont été effectuées par régression multiple. En premier temps tous les effets ont été pris en compte, et en deuxième temps, un tri progressif par régression de type 'stepwise forward' a été effectué. Le diagramme présentant le processus d'analyse statistique est présenté à la figure 2.3. À chaque test, la valeur de t du test de t -Student a été déterminée de même que la valeur de R^2 . Les valeurs de R^2 calculées avec tous les effets (incluant tous les paramètres) sont toujours plus élevées que celles avec les paramètres sélectionnés.

Les valeurs de t et du R^2 sont présentées pour le plomb dissous au tableau 3.5 pour toutes maisons confondues. Les cases ombragées spécifient que les valeurs ne sont pas significatives.

Tableau 3.5 – Valeurs de t et de R^2 pour les analyses effectuées avec les paramètres généraux, toutes maisons confondues pour le plomb dissous

Type d'analyse	Paramètres	n	Valeur de "t"	R ² corrigé "all effect"	Valeur de "t"	R ² corrigé "forward"
Tous types de prélèvement	Longueur service d'eau en plomb	428	3,53	21,3	6,65	19,5
	Longueur tuyauterie interne		-2,22		-2,99	
1 ^{er} Litre	Longueur service d'eau en plomb	107	2,28	42,7	4,87	40,1
	Longueur tuyauterie interne		-2,01		-3,18	
2 ^{ème} Litre	Longueur service d'eau en plomb	107	1,95	41,1	4,22	39,6
	Longueur tuyauterie interne		-2,34		-3,79	
1 M	Longueur service d'eau en plomb	107	1,67	15,9	3,10	8,3
5 M	Longueur service d'eau en plomb	107	3,47	29,7	5,57	22,7
Tuyauterie interne	Longueur service d'eau en plomb	118	1,33	16,2	3,40	9,0
Section en plomb	Longueur service d'eau en plomb	46	1,40	32,3	3,99	26,1
Conduite secondaire	Longueur service d'eau en plomb	193	3,10	13,8	4,75	10,5

À chaque test, la valeur de t du test de t -Student a été déterminée de même que la valeur de R^2 . Les valeurs de R^2 calculées avec tous les effets (incluant tous les paramètres) sont toujours plus élevées que celles avec les paramètres sélectionnés par mode 'stepwise'. Les paramètres moins importants, même si corrélés, expliquent quand même une partie additionnelle de la variabilité.

Les figures 3.6 et 3.7 présentent les diagrammes Pareto calculés pour le premier litre avec tous les effets et pour l'effet 'forward'. Les diagrammes Pareto calculés pour toutes les analyses sont présentés à l'Annexe 1.

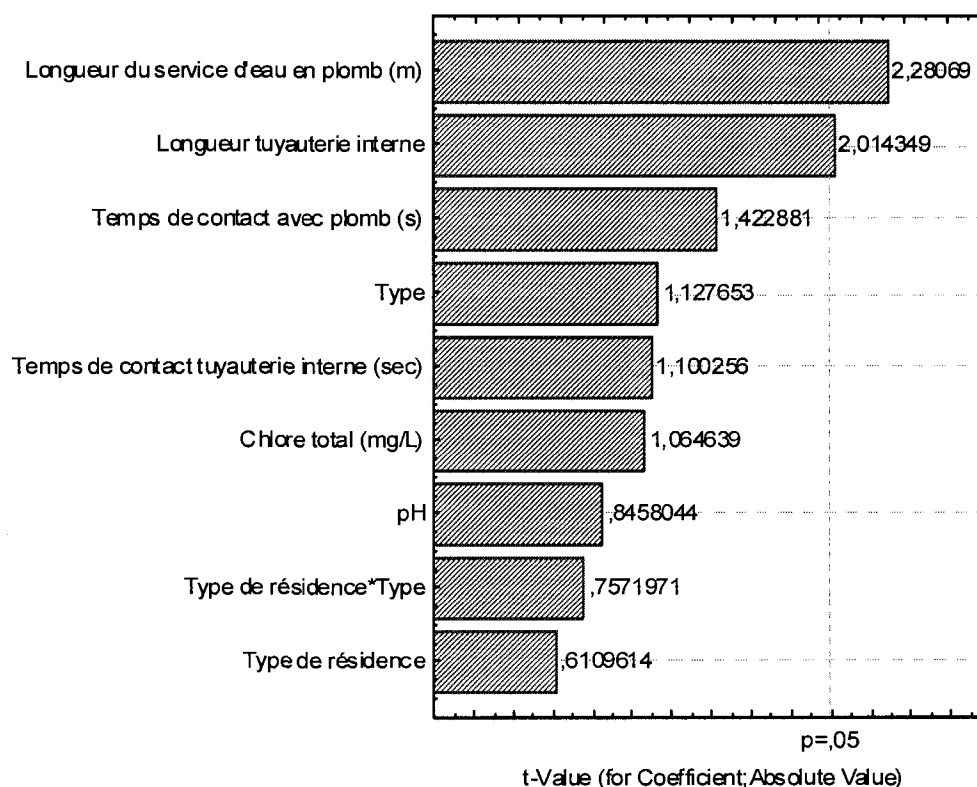


Figure 3.6 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour tous les effets ($n=107$)

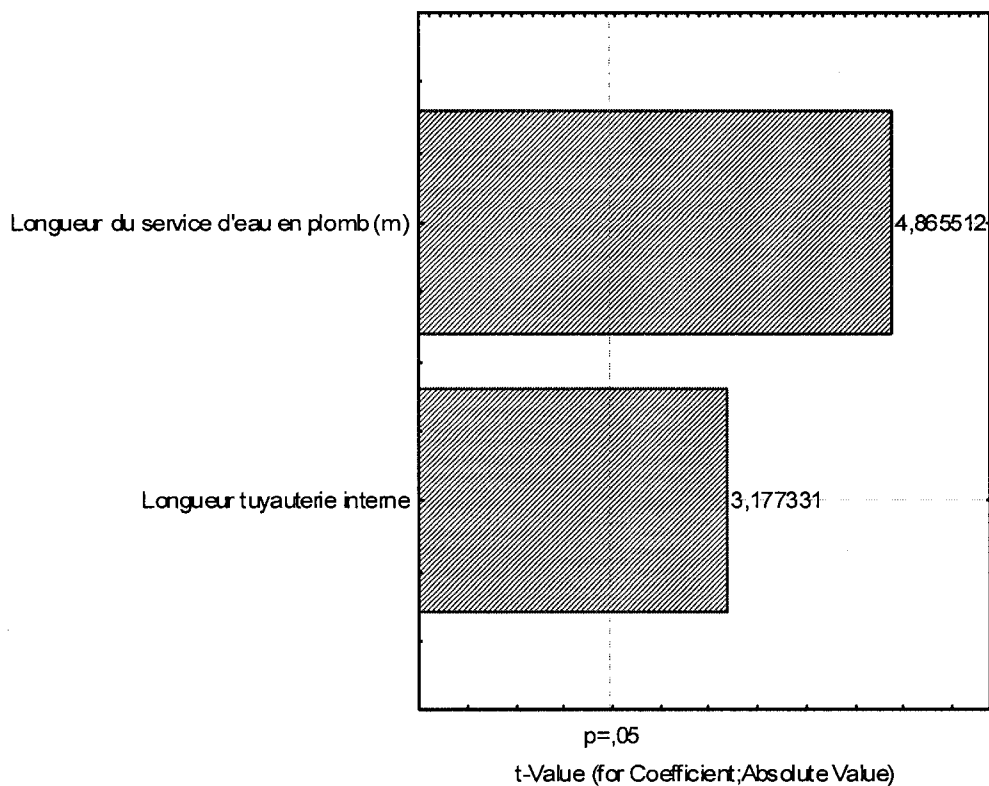


Figure 3.7 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour l'effet forward (n=107)

Une deuxième analyse statistique a été effectuée en remplaçant la longueur et le diamètre de la conduite pour la section en plomb et pour la tuyauterie interne par un facteur combiné. Ce facteur représente la surface de la conduite multipliée par le temps de rétention dans la tuyauterie et divisé par le volume de la tuyauterie. Ce facteur tient compte à la fois du taux de dissolution unitaire et du facteur de dilution. Les valeurs de t et du R^2 sont présentées dans le tableau 3.6. Tous les facteurs qui y sont présentés sont significatifs.

Tableau 3.6 – Valeurs de t et de R² pour les analyses effectuées avec les paramètres de réseau combinés, toutes maisons confondues pour le plomb dissous

Type d'analyse	Paramètres	n	Valeur de "t"	R ² corrigé "all effect"	Valeur de "t"	R ² corrigé "forward"
Tous types de prélèvement	Facteur combiné section en plomb	428	6,60	22,0	7,57	21,0
	Facteur combiné tuyauterie interne		-5,39		-5,10	
	Type de robinet		2,33		2,13	
1 ^{er} Litre	Facteur combiné section en plomb	107	5,32	45,7	6,17	43,5
	Facteur combiné tuyauterie interne		-4,95		-4,69	
2 ^{ème} Litre	Facteur combiné section en plomb	107	3,45	41,8	5,23	40,5
	Facteur combiné tuyauterie interne		-4,68		-5,03	
1 M	Facteur combiné section en plomb	107	3,69	17,1	3,39	9,8
5 M	Facteur combiné section en plomb	107	4,03	26,9	3,43	19,9
	Facteur combiné tuyauterie interne		-3,54		-2,74	
Tuyauterie interne	Facteur combiné section en plomb	118	3,06	16,3	3,15	12,0
	Facteur combiné tuyauterie interne		-2,98		-2,72	
Section en plomb	Facteur combiné tuyauterie interne	46	-3,38	35,6	-3,95	25,8
Conduite secondaire	Facteur combiné section en plomb	193	3,39	12,0	4,03	9,5
	Type de robinet		2,19		2,00	

Les figures 3.8 et 3.9 présentent des diagrammes Pareto calculés pour le premier litre avec tous les effets et l'effet 'forward'. Les diagrammes Pareto calculés pour toutes les analyses sont présentés à l'Annexe 1.

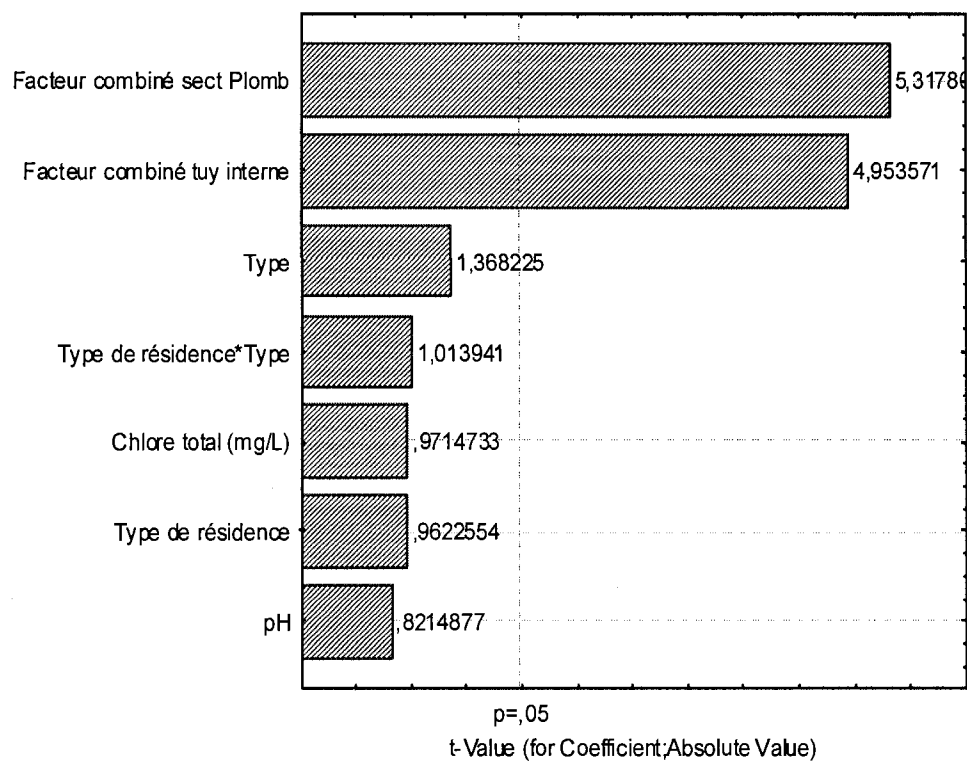


Figure 3.8 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour tous les effets (n=107)

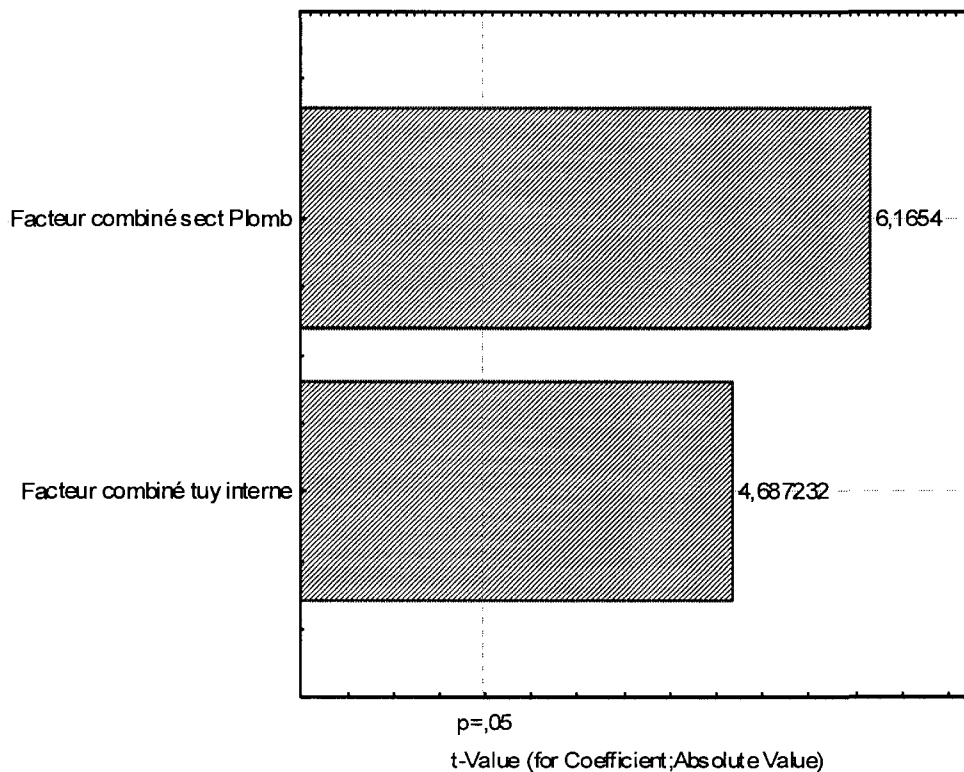


Figure 3.9 – Pareto avec les valeurs de t calculées lors de l'analyse du premier litre pour l'effet 'forward' (n=107)

La comparaison des résultats obtenus avec les paramètres originaux ou les paramètres intégrant le temps de contact, la longueur et le temps de séjour et montrent que cette distinction n'améliore pas significativement la résolution des modèles. Les valeurs de R^2 pour ces deux approches de régression diffèrent peu, cependant les valeurs sont légèrement supérieures pour les analyses avec le facteur combiné. Les valeurs de t sont également semblables.

Finalement, le facteur combiné explique légèrement mieux le phénomène. Les paramètres de qualité d'eau comme le pH, le chlore total, le type de robinet et le type de résidence ne sont pas significatifs pour expliquer les phénomènes de lessivage de

plomb dissous dans l'eau. Le facteur combiné est un paramètre plus complexe, car il inclue le facteur de dilution du plomb dans l'eau, ce qui devrait permettre de mieux décrire les phénomènes chimiques et physiques impliqués. Les premier et deuxième litres sont mieux expliqués que les autres types d'échantillonnage, avec des valeurs de R^2 d'environ 40%. Cependant l'analyse selon la provenance n'est pas concluante, avec seulement les échantillons provenant de la section en plomb montrant des valeurs de R^2 d'environ 25 %. Ces valeurs plus faibles peuvent s'expliquer par le nombre réduit d'échantillons analysés selon leur provenance, 375 pour la provenance et 448 pour le type d'échantillonnage. De plus, il n'y avait que 46 échantillons provenant de la section en plomb pour 107 pour chacun des types d'échantillonnage, ce qui apporte une asymétrie considérable. Cette observation doit être interprétée en tenant compte des différences de distribution observées à la Figure 3.2. Malgré le fait qu'aucun modèle explicatif ne soit vraiment satisfaisant, des différences de distribution sont plus claires lorsque les données sont traitées par provenance.

Une analyse statistique additionnelle a été effectuée en séparant les données selon la concentration en plomb dissous à 15 $\mu\text{g/L}$. Une analyse a été effectuée avec les échantillons ayant des concentrations en plomb dissous inférieures à 15 $\mu\text{g/L}$ et une autre avec les échantillons ayant des concentrations supérieures à 15 $\mu\text{g/L}$. La valeur de 15 $\mu\text{g/L}$ a été choisie en tenant compte de la norme américaine du 90^{ème} centile inférieure à 15 $\mu\text{g/L}$. Les valeurs de t suivant ont été déterminées et sont présentées dans la figure 3.10. Le diagramme décrivant le processus d'analyse statistique de cette analyse statistique additionnelle est présenté à la figure 2.4.

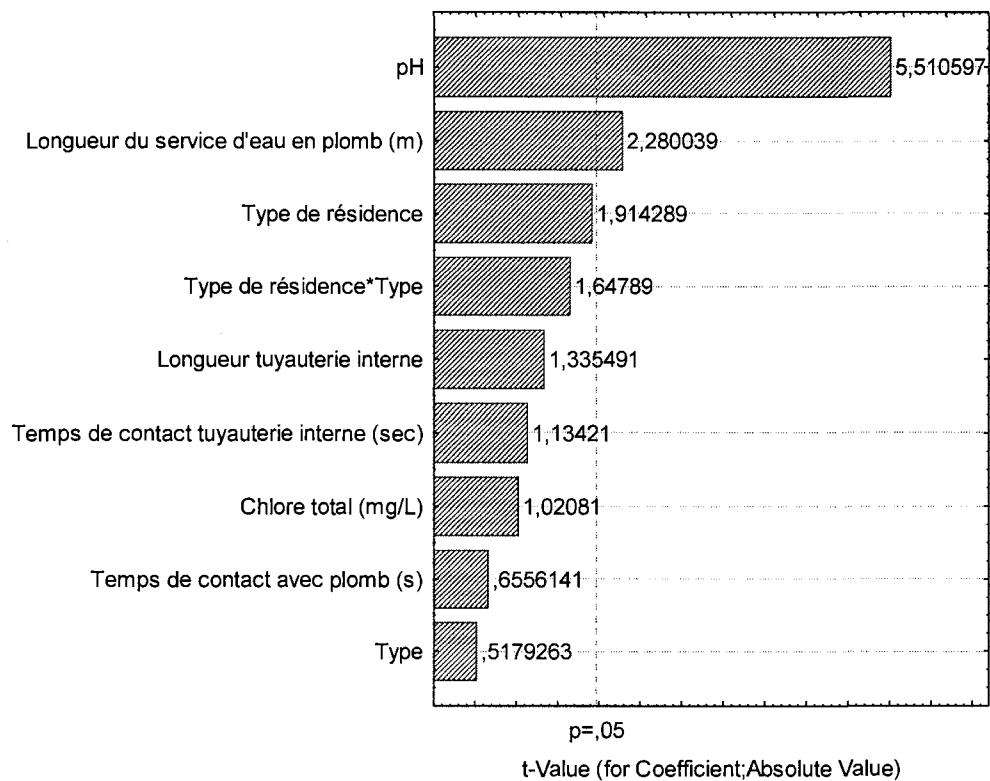


Figure 3.10 - Pareto avec les valeurs de t pour les valeurs de 15 µg/L et moins (n=266)

Le pH ressort comme le facteur le plus significatif suivi de la longueur de service d'eau en plomb ($R^2=26,5\%$). Pour les valeurs supérieures à 15 µg/L, aucun paramètre ne ressort comme significatif, suggérant que les causes de ces concentrations très élevées sont plus complexes. Les diagrammes Pareto pour ces analyses sont présentés à la fin de l'Annexe 1.

3.3 Discussion

L'analyse des résultats permet de mettre en évidence certaines tendances :

- Les concentrations observées varient significativement malgré le fait que les sites étudiés soient relativement homogènes au niveau de leurs caractéristiques.
- Les valeurs observées pour tous les échantillonnages confondus varient de 2,6 à 222 $\mu\text{g/L}$ en plomb total avec une valeur moyenne de 17,6 et une médiane de 13,2 $\mu\text{g/L}$. Ces valeurs moyennes sont typiques des valeurs rapportées dans la littérature pour des entrées de services en plomb avant un traitement anti-corrosion. Dans le cadre d'un programme de dépistage du niveau de plomb précédant la mise en place du Lead and Copper Rule, des échantillons prélevés au premier jet, durant la journée, dans 580 municipalités aux États-Unis ont révélé une moyenne de 29 $\mu\text{g/L}$ avec des valeurs variant de 0 à 10 000 $\mu\text{g/L}$ (Kirmeyer, Murphy et al., 2004). Cantor rapporte des valeurs variant de moins de 5 à plus 150 $\mu\text{g/L}$ dans des résidences avec entrées de service en plomb confirmées dans les villes de Madison et Janesville au Wisconsin (eaux fortement minéralisées 200 mg/L CaCO_3 alcalinité, 350 mm/L CaCO_3 dureté, chloration et pH de 7,6) (Cantor, 2006; Cantor, Denig-Chakroff et al., 2000).
- En analysant la figure 3.2, il est possible de voir que la concentration la plus élevée en plomb dissous est observée principalement dans l'échantillon ayant stagné dans la conduite en plomb. Le même phénomène a été présenté dans les profils de plomb dissous dans le réseau présenté par Giani et Edwards (Giani, Edwards et al., 2004). De plus, le profil de plomb dissous dans le réseau, mesuré dans notre étude, est similaire à ceux mesurés par Giani et al. (2004), c'est-à-dire que les concentrations en plomb dissous sont plus élevées dans les échantillons ayant stagné dans la section en plomb, les échantillons provenant

de la tuyauterie interne ont des concentrations en plomb dissous plus faible que ceux de l'entrée de service mais plus élevés que ceux provenant du réseau municipal.

- Selon (Kirmeyer, Murphy et al., 2004), les premiers 100 mL après stagnation précisent la contribution de la robinetterie alors que les 900 mL suivants sont indicatifs de la contribution de la tuyauterie interne du domicile. L'analyse de la provenance de nos échantillons confirme que le premier litre est souvent représentatif de la contribution de la plomberie interne. Elle révèle aussi que ce n'est pas toujours le cas, puisque 9 maisons d'après guerre sur 44 et 3 maisons avant 1970 sur 68 contenaient plus de 20 % d'eau de l'entrée de service dans les échantillons du premier litre. Ces observations montrent clairement que le premier litre ne permet pas dans la majorité des cas d'estimer la contribution de la plus importante source de plomb, soit l'entrée de service en plomb. Des auteurs ont cependant stipulé que c'est dans le premier litre que la concentration en plomb est la plus élevée (Douglas, Lemieux et al., 2007; van den Hoven et Slaats, 2006; Schock et Clement, 1998). Ce n'est cependant pas notre cas. L'analyse de la provenance des échantillons du 2^e litre montre une variabilité reflétant les différences au niveau des volumes de plomberie interne. Ainsi, seulement 22 des 68 échantillons du 2^e litre des maisons avant 1970 et 35 des 44 échantillons du 2^e litre des maisons d'après guerre provenaient à plus de 80 % de l'entrée de service. Ces observations montrent que le prélèvement du 2^e litre après stagnation ne permet pas toujours d'estimer la contribution de l'entrée de service.
- L'estimation de la contribution de la tuyauterie interne devrait être évaluée en retirant les apports de l'entrée de service après un rinçage prolongé (échantillon 5 minutes). En fait, la concentration au premier jet après 30 minutes de stagnation représente la somme des apports de l'entrée de

service et de la tuyauterie interne avant le début de la stagnation (en écoulement) et en plus de la contribution de la plomberie interne et du robinet d'échantillonnage pendant la période de stagnation. L'échantillon au premier jet permet de mesurer l'amplification attribuable à la stagnation dans la tuyauterie interne. L'échantillon avec provenance confirmée de l'entrée de service permet de confirmer l'amplification attribuable à la stagnation dans l'entrée de service en plomb. L'examen des figures 3.1 et 3.2 révèle que la contribution en mode d'écoulement de l'entrée de service en plomb et de la tuyauterie interne, même après un rinçage prolongé (échantillon 5 minutes ou provenance conduite secondaire), demeure significative et représente une partie majeure de la concentration mesurée après stagnation. La figure 3.2 qui distingue les contributions relatives durant une stagnation de 30 minutes en fonction de la provenance confirme l'apport dominant de l'entrée de service.

- Le rinçage des conduites permet d'abaisser les concentrations de plomb dissous et particulaire au robinet et de diminuer leur variabilité, tel qu'illustré par l'évolution des distributions de concentrations portées aux figures 3.1 et 3.3. Boyd et al. (2004) a également présenté qu'un écoulement continu et prolongé permettait d'abaisser plus efficacement la concentration en plomb au robinet qu'un écoulement intermittent (Boyd, Shetty et al., 2004). De même, Giani et al. (2004) a présenté que le rinçage de conduite permettait d'abaisser la concentration en plomb dissous (Giani, Edwards et al., 2004). Des concentrations en plomb total supérieures à la CMA (Concentration Maximale Acceptable) canadienne de 0,01 mg/L ont été observées dans seulement 16 des 107 échantillons obtenus après cinq minutes d'écoulement. La valeur au 90^{ème} centile des échantillons obtenus après cinq minutes d'écoulement est toutefois de 16,5 µg/L. Cette valeur excède les niveaux d'action prescrits par les réglementations américaine (90^{ème} centile premier litre après six heures de

stagnation $<15 \mu\text{g/L}$) ou ontarienne (90^{ème} centile premiers deux litres après 30 minutes de stagnation $<10 \mu\text{g/L}$). Un rinçage prolongé abaisse donc significativement les concentrations au robinet, et par le fait même l'exposition, mais pas suffisamment pour atteindre les niveaux réglementaires prescrits après stagnation. Un rinçage prolongé a surtout comme effet d'écraser la distribution en diminuant l'étalement des valeurs minima et maxima observées. Un rinçage d'une minute n'abaisse pas vraiment les concentrations de plomb dissous mais semble diminuer la probabilité de passage de particules de plus de $0,45 \mu\text{m}$.

- La comparaison de nos résultats avec les données américaines doivent tenir compte des deux éléments suivants:
 - 1) Les résultats après une longue stagnation de plus de 6 heures peuvent être comparés aux résultats obtenus après une stagnation de 30 minutes, mais il faut tenir compte des différences de durée de stagnation. La réglementation américaine s'applique au premier litre après un minimum de 6 heures de stagnation. Notre étude présente des valeurs après 30 minutes de stagnation. La dissolution du plomb dépend de la composition des dépôts de surface, des caractéristiques de l'eau et de la température (Lytle et Schock, 2000). En général, on observe un pseudo équilibre après 24 heures de stagnation mais le taux d'augmentation est hautement variable (Schock, Wagner et al., 1996). Donc, avec un temps de stagnation beaucoup plus faible, une valeur moins élevée est anticipée. Or, la valeur au 90^{ème} centile du premier litre d'écoulement des concentrations observées est de $28,6 \mu\text{g/L}$, soit déjà près du double de la norme américaine.
 - 2) Les rapports de conformité à la réglementation de l'USEPA provenant de systèmes n'ayant pas mis en place un contrôle de la corrosion par

ajustement de l'alcalinité/pH et l'ajout d'inhibiteurs. Dans notre étude, aucun traitement anti-corrosion n'était appliqué par la ville. Par contre, les résultats de notre étude proviennent des maisons représentant les pires cas d'exposition, pas dans un échantillonnage mixte contenant des maisons avec et sans entrées de service en plomb. À la figure 3.11 est présentée la répartition des dépassements du niveau d'action de 90^{ème} centile à 15 µg/L Pb total dans les réseaux américains avant la mise en place d'un programme de contrôle du plomb. Les valeurs observées à Montréal sont élevées par rapport à celles observées pour une alcalinité (75-174 mg/L CaCO₃) et un pH (7,4-7,8) équivalents. On note aussi qu'une hausse de pH, même modeste, aurait un effet bénéfique sur la dissolution du plomb.

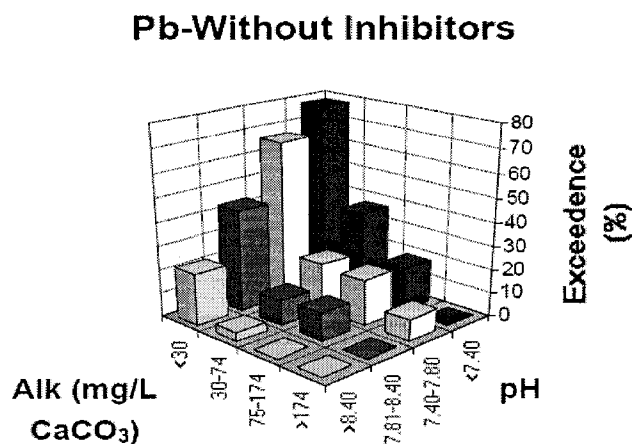


Figure 3.11 - Répartition des dépassements du niveau d'action de 90^{ème} centile à 15 µg/L Pb total dans les réseaux américains avant la mise en place d'un programme de contrôle du plomb (adapté de Dodrill, Edwards et al., 1995)

- L'analyse statistique des données révèle que la longueur de la section en plomb est le seul facteur significatif pour expliquer la variance des concentrations en plomb dissous. Toutefois, la capacité de ce facteur à expliquer la concentration en plomb dissous est modeste (R^2 ajusté variant de 8 % à 40 % pour les deux types d'échantillonnages). On note aussi que les variations de concentrations de plomb sont plus faibles dans les échantillons rincés (moyenne plus ou moins écart type), ce qui rend plus difficile la détermination d'effets statistiquement significatifs.
- Il était anticipé que les paramètres mesurés expliqueraient plus clairement (R^2 plus élevé) les variations de concentrations de plomb au robinet des échantillons obtenus après 5 minutes d'écoulement. En effet, un rinçage exhaustif de l'entrée de service et de la plomberie dans le domicile aurait dû permettre de voir plus clairement l'effet de la longueur et du temps de séjour dans la section en plomb, source principale de plomb dissous. Cependant, comme il est possible de voir au tableau 3.5, ce n'est pas le cas. Les valeurs de R^2 , les plus élevées sont obtenues au premier ($R^2=40,1$) et deuxième litres ($R^2=39,6$), avec une baisse marquée pour les échantillons obtenus après une minute d'écoulement ($R^2=8,3$) et une légère remontée pour les échantillons obtenus après cinq minutes d'écoulement ($R^2=22,7$). Il est possible que le R^2 augmente après cinq minutes d'écoulement, puisque l'eau provient d'une source unique, la conduite secondaire sous la rue, contrairement aux échantillons obtenus après une minute d'écoulement qui proviennent de la tuyauterie interne, de l'entrée de service en plomb ou de la conduite secondaire sous la rue. La faible valeur de R^2 des échantillons après une minute d'écoulement peut aussi s'expliquer par le mélange d'échantillons de différentes provenances. En effet, sur 107 échantillons, 1 provient de la tuyauterie interne, 11 de la section en plomb, 9 ont un mélange trop important

ne permettant pas de déterminer la provenance et 86 proviennent de la conduite secondaire. Ces 86 échantillons représentent une vidange de conduite allant de 1 rinçage complet à 3,2 rinçages.

- La séparation des échantillons selon leur provenance confirmée aurait dû faciliter l'émergence de paramètres significatifs en évitant que soit confondus des échantillons provenant de sources mixtes (p. ex., entrée de service en plomb et tuyauterie interne). En effet, les échantillons séparés selon le type d'échantillonnage (1^{er} litre, 2^{ème} litre, 1 minute, 5 minutes) peuvent provenir de plusieurs sections (conduite secondaire, entrée de service, tuyauterie interne, zone de stagnation du robinet) comme on peut le voir dans la figure 3.5. Selon le type d'échantillon, les échantillons d'un même type peuvent avoir jusqu'à trois provenances différentes et que la provenance peut être partagée dans des proportions allant jusqu'à 1 pour 2, c'est-à-dire 22 échantillons provenant de la section en plomb et 46 pour la tuyauterie interne. Ceci aurait dû se traduire par des valeurs de R^2 plus élevées et des valeurs de t plus importantes pour l'analyse selon la provenance.
- En séparant les échantillons selon la provenance, on rend les échantillons plus homogènes, ils sont séparés selon des caractéristiques claires qui auraient dû faciliter l'attribution de la variance. Cette amélioration n'a pas été observée et les valeurs de R^2 diminuent dans tous les cas lorsque les échantillons dont la provenance à plus de 80 % sont utilisés, les modèles explicatifs ont un succès limité, avec des R^2 variant de 9 à 26,1 pour les échantillons provenant de la section en plomb. Plusieurs causes expliquant cette diminution sont possibles : 1) 73 échantillons qui avaient une provenance trop partagée, ont été éliminés. Seulement les échantillons ayant une provenance unique à plus de 80 % ont été gardés pour l'analyse; 2) la provenance a été déterminée en tenant compte du débit d'écoulement et du volume de la tuyauterie. Ce volume de tuyauterie a

été dans plusieurs cas estimé puisque les tuyaux étaient inaccessibles. Il était ainsi impossible de mesurer le diamètre et la longueur de certaines conduites entraînant donc des erreurs sur l'approximation de la provenance; (3) il était impossible de déterminer si l'entrée de service était sur toute sa longueur du même matériau puisque certains remplacements partiels de conduite ont été effectués sur la portion de l'entrée de service appartenant à la ville; (4) le plomb particulaire influence les analyses statistiques mais son décrochage est sporadique et n'est pas relié aux facteurs explicatifs retenus.

- Le facteur le plus significatif dans les échantillons ayant des concentrations inférieures à 15 $\mu\text{g/L}$ est le pH. Le pH a déjà été identifié comme un paramètre influençant la concentration en plomb au robinet (Taylor, Dietz et al., 2005). Un pH faible étant associé à une concentration en plomb plus élevée. Cependant, le pH ne ressort pas comme étant un facteur important pour les échantillons ayant des concentrations supérieures à 15 $\mu\text{g/L}$. Ceci pourrait être dû à la présence plus importante de plomb particulaire pour ces échantillons. En effet, la proportion moyenne de plomb particulaire pour les échantillons ayant une concentration en plomb total de moins de 15 $\mu\text{g/L}$ est de 3,8% ($n=266$) et de 5,3 % pour les échantillons ayant une concentration en plomb total de plus de 15 $\mu\text{g/L}$ ($n=162$). Le changement de pH n'est pas reconnu comme un paramètre influençant directement le lessivage de plomb particulaire contrairement au plomb dissous. Puisque le plomb particulaire se libère sporadiquement dans le temps.

Des modèles ont été proposés pour prédire la concentration en plomb au robinet (Taylor, Dietz et al., 2005) (Edwards, Jacobs et al., 1999) (Kuch et Wagner, 1983). Ces modèles prédisent la solubilité de dépôts de composition présumée. Dans le modèle de Taylor, la concentration en plomb est calculée en fonction de la température, de l'alcalinité, du pH et de la concentration en chlorure et en sulfate.

Ce modèle expliquerait environ 42 % de la variabilité de la dissolution du plomb des données d'essais faits en laboratoire. L'effet de la température est le paramètre le plus significatif de ce modèle. Le design expérimental de nos campagnes d'échantillonnages comporte certaines faiblesses, dont une des principales est la différence de température entre les deux campagnes d'échantillonnage. Il est possible qu'avec une si grande différence de température, les autres paramètres de notre modèle comme le type de maison et le pH soient difficiles à identifier. Le modèle de solubilité de Dr. Marc Edwards explique environ 19 % de la variabilité de la dissolution du plomb avec les mêmes paramètres, soit la température, l'alcalinité, le pH et Edwards applique ce modèle à des données de réseaux sans traitement de corrosion. Plusieurs autres paramètres pourraient influencer la variabilité de la dissolution du plomb dans les échantillonnages en milieu non contrôlé comme dans des résidences d'une ville. De ces possibles paramètres qui n'ont pas été mesurés, il y a, à titre d'exemple, l'âge du robinet, la présence de connections de tuyaux de métaux différents, créant des cellules galvaniques.

3.4 Conclusion

Les analyses statistiques effectuées montrent que la longueur de la section en plomb et de la tuyauterie interne de même que le facteur combiné pour la section en plomb et la tuyauterie interne sont les paramètres expliquant de 20 % à 40 % la variabilité de la concentration de plomb dissous au robinet. En ce qui concerne le plomb particulaire, l'explication de la variabilité est très faible et aucun paramètre n'est statistiquement significatif. Finalement, le lessivage du plomb est un phénomène complexe ayant été étudié à plusieurs échelles. Toutefois, dans le réseau d'une ville, de nombreux facteurs entrant en jeu, comme la diversité des matériaux constituant la tuyauterie, l'année de construction, l'âge du robinet, la présence de vannes défectueuse et il est plus difficile d'établir des modèles explicatifs.

CHAPITRE 4 – INFLUENCE DU DÉBIT, DU NOMBRE DE RINÇAGES, DE LA PRÉSENCE OU NON D'AÉRATEUR ET DE LA PROVENANCE DE L'ÉCHANTILLON DANS LA TUYAUTERIE SUR LA CONCENTRATION EN PLOMB AU ROBINET

Ce chapitre présente les résultats d'échantillonnages détaillés effectués dans cinq maisons de la campagne d'échantillonnage des résidences d'après guerre dans le but de déterminer l'influence des facteurs suivants : le débit, la présence d'aérateur, la provenance de l'échantillon dans la tuyauterie et l'effet du nombre de rinçage sur les concentrations de plomb dissous et particulaire au robinet.

Ces cinq maisons ont été choisies comme des sites à haut potentiel de lessivage puisque des concentrations élevées en plomb particulaire y avaient été mesurées lors des échantillonnages décrits au chapitre 3. La mise en œuvre de cet échantillonnage était laborieuse et nécessitait de demeurer une longue période de temps chez les résidents, ce qui a limité le nombre de résidences échantillonnées.

Le protocole d'échantillonnage est présenté à la section 2.2.2 du chapitre 2. De plus, un schéma de l'approche adoptée pour cette campagne d'échantillonnage, présentant la subdivision des échantillonnages et les paramètres mesurés, est présenté à la figure 2.2. Le débit d'écoulement, le nombre de rinçages et la présence d'aérateur avaient été identifiés lors de la première campagne d'échantillonnage comme des paramètres possiblement importants.

L'objectif de cet échantillonnage détaillé était donc de déterminer si ces paramètres ont une réelle influence sur les concentrations en plomb dissous et particulaire au robinet. De plus, il était nécessaire d'investiguer l'influence du nombre de rinçages sur

la concentration en plomb dissous et particulaire au robinet et de confirmer avec certitude la provenance du plomb dissous et particulaire dans la tuyauterie.

4.1 Résultats

Les résultats bruts concernant cette série d'échantillonnage sont présentés à l'Annexe 4. Les concentrations minimum, moyenne et maximum en plomb dissous et particulaire pour cette campagne d'échantillonnage sont résumées dans le tableau 4.1 et les concentrations en plomb dissous selon le type d'échantillon sont présentées à la figure 4.1. Les débits d'échantillonnage sont présentés dans le tableau 4.2.

Tableau 4.1 – Concentrations ($\mu\text{g/L}$) moyenne, minimal et maximal en plomb dissous et total selon le type d'échantillon. (n=75)

Type d'échantillon	Plomb total			Plomb dissous		
	moyenne	minimum	maximum	moyenne	minimum	maximum
Premier jet	198,7	19,9	1683,1	30,9	14	83,9
Section en plomb	54,8	31,8	68,5	50,9	30,2	66,8
1 rinçage	37,4	13,6	56,2	34,4	13,3	53,3
2 rinçages	21,6	12,4	32,5	19,3	11,3	26,7
3 rinçages	20,1	12,4	28,3	18,4	10,9	25,8

Tableau 4.2 – Débit d'échantillonnage (L/min) pour les cinq maisons selon les trois façons d'échantillonner. (n=75)

Façon d'échantillonner	Moyenne (L/min)	Minimum (L/min)	Maximum (L/min)
Débit normal avec aérateur	5,1	4,6	6,0
Débit maximal avec aérateur	7,0	6,0	8,5
Débit maximal sans aérateur	10,5	7,1	15,0

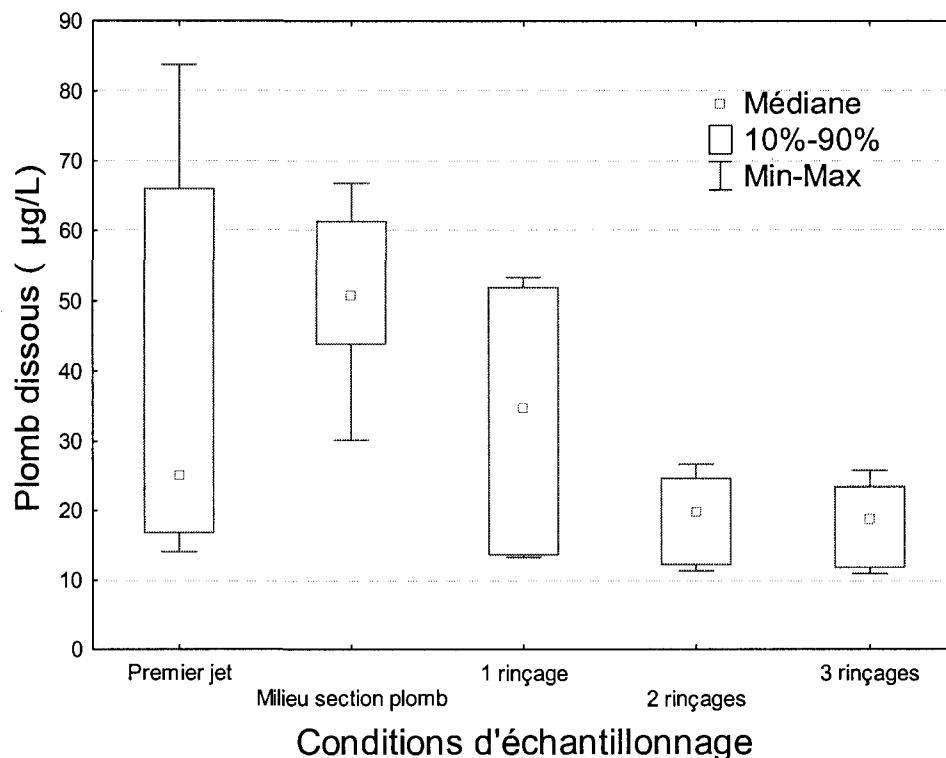


Figure 4.1 – Concentration en plomb dissous selon le nombre de rinçages (n=75)

Les concentrations les plus importantes en plomb dissous sont observées dans l'eau provenant de la section en plomb tel que représentées au tableau 4.1 et à la figure 4.1. La concentration en plomb dissous diminue, mais reste élevée après un rinçage, et se stabilise après deux rinçages. De plus, la concentration au premier jet est plus élevée et variable que celle après trois rinçages, ce qui suggère que les composantes de la plomberie interne (robinet de laiton, soudures, dépôts internes sur les conduites de cuivre, etc.) ont lessivé du plomb pendant la stagnation de 30 minutes. La grande variabilité de ce lessivage pourrait être attribuable aux conditions spécifiques des domiciles, comme la quantité de soudures à haute teneur en plomb, la nature des robinets et éléments de plomberie, etc.

Les concentrations en plomb particulaire selon le type d'échantillonnage sont présentées à la figure 4.2.

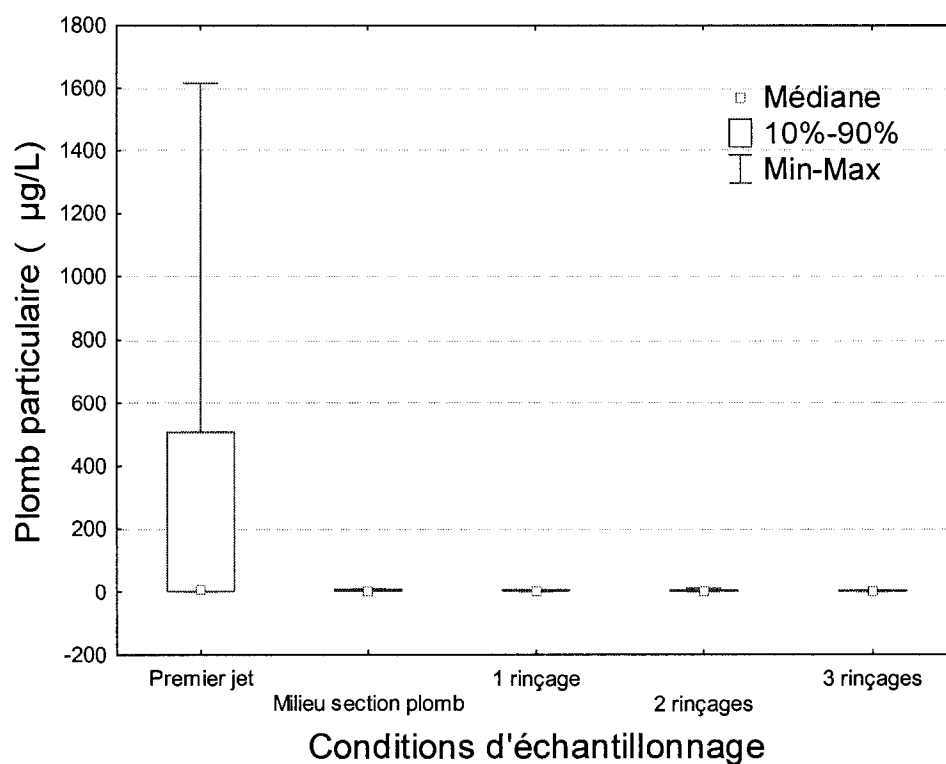


Figure 4.2 – Concentrations en plomb particulaire selon le nombre de rinçages (n=75)

Comme on peut le voir dans le tableau 4.1 et la figure 4.2, les concentrations en plomb particulaire ne sont en général pas très importantes. Cependant, certaines valeurs extrêmes sont observées dans le premier jet. Les concentrations au premier jet sont très importantes. Toutefois, la concentration et la variabilité des échantillonnages diminuent avec les rinçages. Ainsi, dans les échantillons provenant du premier jet, quatre ont des valeurs supérieures à 130 µg/L. Pour plus de détail sur la composition des échantillons, il est possible de se référer à l'Annexe 4.

La figure 4.3 présente la proportion du plomb particulaire dans le plomb total. Dans la majorité des échantillons (89 %), le plomb particulaire représente de 0 % à 25 % du plomb total. Les particules importantes, même si elles apportent des concentrations élevées en plomb au robinet, ne représentent dans cette étude qu'environ 1 % des échantillons.

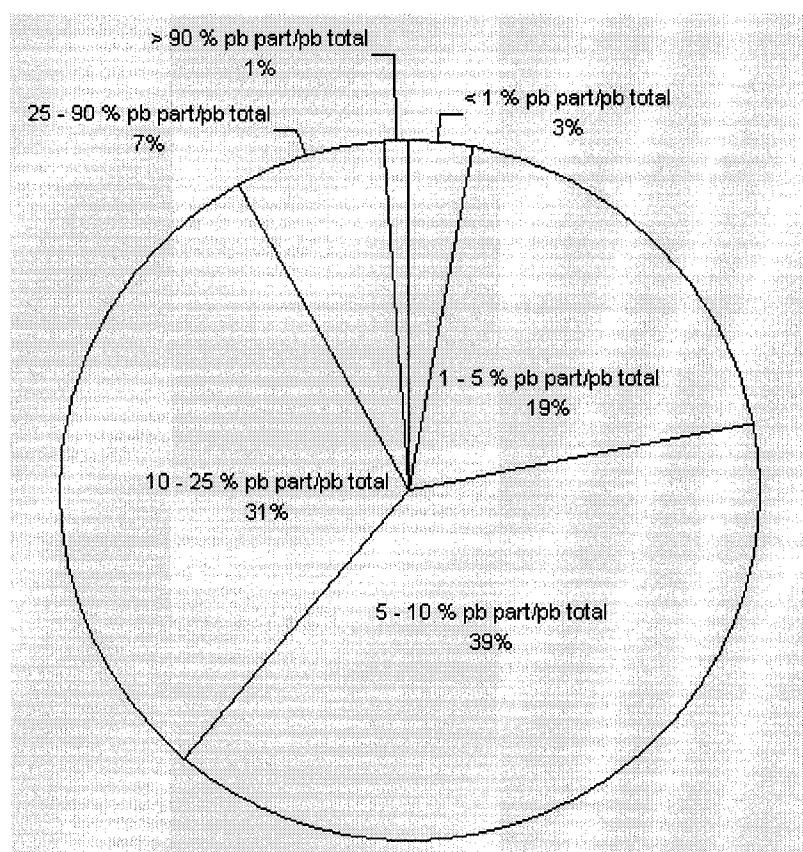


Figure 4.3 - Proportion du plomb particulaire dans le plomb total. Pour chaque ensemble de deux pourcentages, celui du haut représente la proportion du plomb particulaire en fonction du plomb total et celui du bas représente la proportion du nombre d'échantillons respectant ce critère en fonction du nombre total d'échantillons (n = 75)

Trois façons d'échantillonner ont été employées dans le but de déterminer les effets de l'aérateur et du débit, soit :

- 1) À débit normal avec aérateur ;
- 2) À débit maximum avec aérateur ;
- 3) À débit maximum sans aérateur.

Les statistiques sur le débit d'échantillonnage pour les différentes façons d'échantillonner sont présentées au tableau 4.2. La comparaison de ces trois façons d'échantillonner est présentée à la figure 4.4 avec les données combinées des 5 maisons. Cette figure résume trois figures présentées à l'Annexe 6. Le type d'échantillon, c'est à dire sa position dans la tuyauterie, comme le premier jet, l'échantillon dans l'entrée de service en plomb et l'échantillon après un rinçage de la tuyauterie, est représenté sur l'abscisse. Comme il est possible de voir à la figure 4.4, les échantillons obtenus après un rinçage des conduites ont une variabilité très importante, tandis que ceux du premier jet sont de façon générale regroupés sauf exception. On peut toutefois identifier une légère augmentation des concentrations en plomb dissous avec l'augmentation du débit, comme l'avait identifié Cardew (Cardew, 2006).

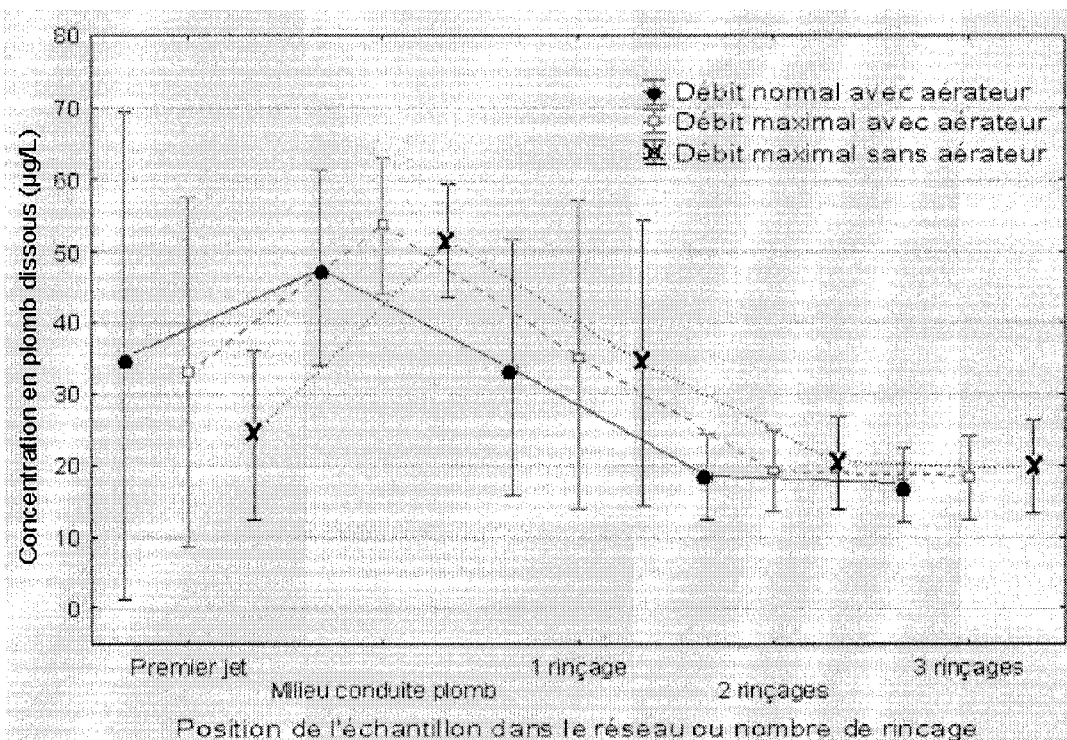


Figure 4.4 - Influence de la présence ou non d'aérateur et du débit sur la concentration en plomb dissous au robinet, moyenne des 5 résidences, les moustaches indiquent l'écart type obtenu avec un intervalle de confiance à 95 % ($n = 75$)

On constate que la méthode d'échantillonnage n'influence pas de façon significative les concentrations de plomb dissous, puisque les trois courbes ont la même allure et que la moyenne pour un type d'échantillon apparaît à l'intérieur de l'écart type obtenu avec un intervalle de confiance de 95 %.

Les valeurs de t du test de t -Student et de R^2 pour le plomb dissous et particulaire, ont été calculées et sont présentées au tableau 4.3. Les détails de l'analyse statistique sont présentés au chapitre 2. En résumé, il s'agit d'une analyse effectuée selon le modèle de régression générale de Statistica, en incluant tous les effets. En raison du faible

nombre d'échantillon, toutes les données ont été analysées ensemble, c'est-à-dire qu'il n'y a pas eu de séparation des échantillons selon le débit et la présence d'aérateur sur le robinet. Dans le cas d'une variable catégorique comme le type d'échantillon, un type d'échantillon est comparé à la moyenne de tous les types d'échantillons, donc si la concentration en plomb d'un type d'échantillon est plus élevée que la moyenne de tous les échantillons, la valeur de « t » sera positive. Si elle est statistiquement différente des autres, sa valeur sera supérieure à deux, en valeur absolue.

Pour ces analyses statistiques, trois échantillons ont été enlevés, car ces échantillons contenaient des concentrations en plomb particulaire supérieures à 200 µg. Ces valeurs très importantes de plomb particulaire auraient un impact majeur sur l'interprétation statistique lors de l'analyse statistique. L'analyse statistique effectuée consiste à évaluer les valeurs de t du test de t-Student, ces valeurs sont déterminées avec la moyenne des échantillons, donc si la moyenne est artificiellement augmentée avec trois valeurs, l'interprétation sera influencée fortement. En effet, des analyses préliminaires ont été effectuées avec toutes les valeurs et aucun paramètre de l'analyse ne ressortait. Le diagramme de l'approche d'analyse statistique pour ces données est présenté à la figure 2.5.

Tableau 4.3 – Valeurs de t pour les analyses effectuées sur le type d'échantillonnage pour le plomb dissous et particulaire. (n=72)

Type d'échantillon	Valeur de t	
	Plomb dissous	Plomb particulaire
Premier jet	0,03	2,19
Section en plomb	8,25	0,29
1 rinçage	1,47	-0,46
2 rinçages	-4,70	-1,41
3 rinçages	-5,05	-1,53
Débit	0,71	1,38

Dans le but d'avoir un paramètre statistiquement significatif et de répondre à l'hypothèse non nulle à une valeur de plus de 95 % ($p < 0,05$), la valeur de t doit être supérieure à deux. En observant les valeurs présentées au tableau 4.3, on observe que les concentrations de plomb dissous provenant de la section en plomb, de deux rinçages et de trois rinçages sont statistiquement différentes des autres types d'échantillonnage ($P < 0,05$). Le débit d'écoulement et, de façon indirecte, la présence d'un aérateur ne ressortent pas comme des paramètres pouvant expliquer la variabilité de la concentration en plomb au robinet. Pour le plomb particulaire, le premier jet est statistiquement différent. Une valeur positive de t signifie que la concentration des échantillons de ce type d'échantillonnage est supérieure aux autres et une valeur négative inférieure aux autres. Les détails des modèles étudiés sont présentés à l'annexe 5.

La contribution des différents facteurs comme la configuration du système (position de l'échantillon dans le réseau, nombre de rinçage, débit d'échantillonnage, temps de contact dans la tuyauterie) et la qualité de l'eau (Température, concentration en chlore, pH) pour expliquer la variabilité du plomb particulaire et dissous a été vérifiée en effectuant une régression générale à l'aide du modèle de régression générale du logiciel Statistica. Les meilleurs paramètres pouvant expliquer la variabilité de la concentration en plomb dissous et particulaire sont résumés dans le tableau 4.3 et présentés sous forme de graphique à l'Annexe 5. Dans le cas du plomb dissous, 64,5% de la variabilité a été expliqué et dans le cas du plomb particulaire 15,6 % de la variabilité a été expliqué.

4.2 Discussion

L'influence du débit et de la présence d'aérateur sur la concentration en plomb dissous et particulaire au robinet a été étudiée dans cinq maisons. Ces paramètres ont été identifiés comme possiblement importants suite à l'analyse de la première campagne

d'échantillonnage. Nous discuterons ci-après de l'influence du débit d'échantillonnage, de la présence d'un aérateur, de l'effet du rinçage, de la provenance de plomb dissous et particulaire au robinet, de la composition des particules analysées, et des impacts de la configuration du réseau et de la qualité de l'eau.

Influence du débit d'échantillonnage et de la présence d'un aérateur

Le débit d'échantillonnage au robinet influence le régime d'écoulement dans les conduites. Ce régime définit les patrons de mélange du plomb dissous et les conditions de transport des particules contenant du plomb. Cette influence est dépendante des caractéristiques des conduites, principalement leur diamètre, leur longueur et la présence de coudes et restrictions (Schock, 1990b). L'impact de changements de régime hydraulique varie en fonction de la forme de plomb, dissoute ou particulaire. L'augmentation du débit peut diminuer la concentration de plomb dissous au robinet pendant le rinçage, par son influence sur la dilution progressive de la zone de concentrations élevées située dans la couche limite (Cardew, 2006). Des vitesses élevées peuvent décrocher les particules sur les parois et accélérer la dissolution du plomb (Schock, 1990b; Vasquez, Heaviside et al., 2006). Par contre des essais en pilote n'ont pas montré d'influence du débit sur le passage de particules (Hulsmann, 1990). Par ailleurs, la pratique révèle que, dans certains cas, un débit élevé avec aérateur peut augmenter la probabilité de lessivage de plomb particulaire au robinet et la valeur de plomb totale mesurée au robinet (Edwards, 2007).

Les aérateurs sont des éléments installés au bout du robinet permettant d'obtenir un jet plus puissant avec un même débit d'eau. Ils diminuent significativement le débit d'eau au robinet, particulièrement s'ils sont colmatés. Il s'agit généralement de tamis dont les mailles sont suffisamment fines pour augmenter la vitesse de l'eau et répartir le jet sur toute la surface du tamis en incorporant de l'air. L'ouverture moyenne des mailles

des aérateurs, indiqués sur le site web des principaux fournisseurs, est de 0,35 mm. Cependant les aérateurs sont vendus et conçus selon le débit maximum d'eau pouvant y passer (environ 5 à 10 L/min). Tout en ayant des robinets de modèles différents, les aérateurs présents sur les robinets étaient semblables. Les différences de débits identifiés au tableau 4.2 résultent plutôt aux pertes de charges dans la tuyauterie interne et à la pression dans le réseau de distribution. Les aérateurs commerciaux ont des mailles suffisamment fines pour retenir les particules de plomb de tailles importantes, suffisantes pour causer des plombémies chez des enfants (Triantafyllidou, Parks et al., 2007).

Les résultats de cette étude ne révèlent pas de différences majeures de concentrations de plomb particulaire ou total aux deux débits testés et ne sont donc pas en accord avec les résultats présentés par Cardew et Edwards (Cardew, 2006; Edwards et Triantafyllidou, 2006). Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer nos résultats dont: (1) Les différences de régimes d'écoulement; le modèle de Cardew s'applique à un écoulement laminaire alors que les écoulements durant nos échantillonnages étaient de type turbulent. Les valeurs du nombre de Reynolds se trouvaient entre 8 000 et 24 000 selon le débit, un écoulement turbulent est caractérisé par un nombre de Reynolds supérieur à 3000. L'influence de la vitesse d'incorporation de la masse d'eau à la couche limite devient alors moins importante en raison de la réduction de cette masse et de l'augmentation du mélange. (2) La faible quantité de plomb particulaire présente dans les maisons étudiées. Avec des événements relativement rares, il est difficile de conclure sur des tendances. (3) Le peu d'amplitude des variations de débit (20 à 70%). Toutes les valeurs testées sont au dessus de celles citées par Edwards et Triantafyllidou (Edwards et Triantafyllidou, 2006), considérées comme suffisantes pour favoriser le transport des particules.

La présence d'une restriction additionnelle sur le régime d'écoulement dans l'entrée de service et la tuyauterie interne influence sans doute l'écoulement. Ceci est montré

par les différences de débit sans aérateur avec le même ajustement de robinet qui varient de 6 à 76%. Une combinaison de vitesse d'écoulement élevée et de la présence d'aérateur pourrait influencer le décrochage, le transport et le bris des particules dans l'aérateur. Les conditions de débit élevé avec et sans aérateur auraient dû être favorables au passage de plomb particulaire, mais une telle augmentation n'a pas été observée.

Finalement, l'absence d'impacts de l'augmentation du débit ou de la présence d'un aérateur reflète peut-être tout simplement les limitations de mise en œuvre du protocole d'échantillonnage et les caractéristiques des systèmes étudiés. D'abord, tel que décrit au Chapitre 2, les essais sont effectués en séquence soit : débit normal et avec aérateur, débit maximum et avec aérateur, et débit maximum sans aérateur, chacune des conditions étant précédée d'une purge de cinq minutes et d'une stagnation de 30 minutes. Ces résultats proviennent donc du même système qui subit en séquence des échantillonnages après une période de stagnation relativement courte (30 minutes). Les particules retrouvées au robinet pourraient provenir de deux sources : une couche plus ou moins uniforme de corrosion interne des conduites, par exemple un dépôt d'oxydes de plomb plus ou moins adhérent à la surface des conduites de service en plomb; ou de sources moins uniformes comme des morceaux de soudure ou de robinetterie, se détachant de façon sporadique et se déposant dans la tuyauterie interne (Schock, 1990a). On pourrait penser qu'une couche de passivation peu adhérente serait directement influencée par une augmentation progressive de la vitesse du fluide et de la turbulence. Cette augmentation progressive ne serait pas forcément anticipée dans le cas des points de corrosion ponctuels ou des particules accumulées dans la tuyauterie interne.

La faible fréquence de passage de plomb particulaire au robinet dans les systèmes étudiés suggère un phénomène rare favorisé par des dérangements récents aux conditions d'écoulement. Le temps de stagnation utilisé (30 minutes) est peut-être trop

court pour que se produise une accumulation suffisante de particules, et que des tendances claires soient observables. Finalement, l'augmentation du débit influence directement le temps de séjour de l'eau et le temps de passage de la masse d'eau ayant subi une stagnation. Dans nos essais, cet impact a été pris en compte dans le calcul des temps de rinçage et n'intervient pas.

Impact du rinçage

Une des manières les plus simples pour diminuer l'exposition au plomb total est de rincer les conduites pour éviter de consommer de l'eau ayant stagné dans les conduites et accumulé du plomb. La question la plus importante pour permettre au consommateur de diminuer son exposition est : combien de temps faut-il rincer ? L'examen détaillé des eaux de rinçages fournis des éléments de réponse.

Les résultats obtenus permettent de préciser plus clairement les différences entre les concentrations de plomb au 1^{er} jet (250 mL) et 2^{ème} litre (250 mL), et de constater l'efficacité d'un rinçage plus ou moins prolongé. Les résultats obtenus confirment que les valeurs maximales observées correspondent à la masse d'eau ayant stagné dans l'entrée de service en plomb et non pas au premier jet (Figure 4.4). Ils montrent aussi que deux rinçages complets sont nécessaires pour que les concentrations de plomb dissous se stabilisent à un niveau encore relativement élevé (18-20 µg/L). L'analyse statistique des données révèle que les concentrations de plomb dissous correspondant à la masse d'eau ayant stagnée dans l'entrée de service sont significativement différentes des autres échantillons (Tableau 4.3). De plus, les concentrations des échantillons prélevés après deux et trois rinçages de conduites sont statistiquement inférieures à celles provenant du premier jet, de l'entrée de service en plomb et d'un rinçage de conduite. Ce qui confirme qu'au moins deux rinçages de conduites sont nécessaires pour abaisser de façon statistiquement significative la concentration en plomb dissous dans l'eau.

Ces tendances sont en accord avec celles rapportées par (Economic and Engineering Services, Inc. and Illinois State Water Survey, 1990) dans certaines villes américaines (Northern Illinois Water, San Francisco, Seattle) à la différence que les valeurs moyennes et maximales observées après plus de 3 minutes de rinçage étaient sous 10 µg/L, souvent même sous 1 µg/L. Les profils de concentration observés confirment ceux publiés par (Giani, Edwards et al., 2004) dans cinq maisons de Washington DC (USA), avec une concentration maximale correspondant au passage de la masse d'eau ayant stagné dans l'entrée de service en plomb. Toutefois, ces auteurs observent une diminution marquée des concentrations de plomb après le passage de la masse d'eau, alors que nos résultats montrent une diminution progressive jusqu'au 2^{ème} rinçage. Ce phénomène peut s'expliquer en partie par le phénomène prévu par Cardew, c'est-à-dire le passage d'un mélange progressif des concentrations en paroi (Cardew, 2006) ou par un calcul imprécis des volumes de conduites.

Les résultats observés montrent donc qu'un rinçage de plus d'une minute abaisse considérablement les concentrations de plomb au robinet en plus de diminuer les probabilités de passage de particules contenant du plomb. Les mêmes tendances ont été rapportées au chapitre trois pour les autres campagnes d'échantillonnage (figure 3.3 pour le plomb dissous et à la figure 3.5 pour le plomb particulaire). Il n'est pas possible d'émettre une recommandation de durée de rinçage, puisque que la durée de rinçage dépend du débit de rinçage et du volume des sections de tuyauterie. La recommandation souvent émise de laisser couler l'eau jusqu'à ce que la température diminue ne permet probablement pas d'effectuer plus d'un rinçage de conduite.

Source présumée du plomb

Les résultats de cette étude permettent d'identifier les sections du réseau contribuant le plus aux différentes formes de plomb mesurées au robinet. L'entrée de service en plomb (section en plomb) et, dans une moindre mesure, la plomberie intérieure,

seraient les sources principales de plomb dissous. La figure 4.1 montre que les concentrations de plomb dissous sont de 1,5 fois à 2 fois supérieures dans les échantillons provenant de l'entrée de service en plomb, comparativement aux échantillons provenant du premier jet et après un à trois rinçages de conduites. La comparaison des valeurs de plomb dissous au premier jet et après 3 rinçages montre une contribution non-négligeable de la plomberie interne. Puisqu'un volume de 250 mL était prélevé, on peut même attribuer cette contribution essentiellement à la robinetterie.

Dans le cas du plomb particulaire, seuls les échantillons provenant du premier 250 mL était statistiquement différents des autres. Par contre l'examen des données montre des passages sporadique de particules aux 1^{er} 250 mL et 2^{ème} 250 mL. La tuyauterie interne serait donc la source principale du plomb particulaire. La source des particules ne peut pas être précisée, car les concentrations de plomb particulaire ne permettent pas de distinguer des particules ayant été transportées depuis l'entrée de service et déposées dans la tuyauterie interne, des particules générées dans la tuyauterie interne (soudures, robinetterie, conduites de galvanisé). Elles n'indiquent que la présence de particules contenant du plomb.

L'examen des concentrations d'autres métaux dans les échantillons contenant des particules à forte teneur en plomb peut renseigner sur la source des particules. Les particules apportant les concentrations les plus importantes de plomb contenaient aussi des concentrations importantes de zinc et de cuivre (Annexe 4). Ces trois métaux ainsi que le sélénium, l'étain, le bismuth, le nickel et l'antimoine sont les principales constituantes de plusieurs formes de laiton (Sandvig, Boyd et al., 2007). Il est probable que la corrosion de la tuyauterie interne en laiton et non des soudures soit la source des particules contenant du plomb en raison des fortes concentrations de zinc observées. Les conduites de plomb ne seraient pas à l'origine de ces particules puisque celles-ci ne contiennent pas de zinc. Malheureusement, aucune mesure d'étain n'a été

effectuée lors de nos essais, ce qui limite notre habilité d'éliminer les soudures comme source importante de particules par l'examen des rapports de concentrations des différents métaux. Des conclusions du même type ont été tirées par (Triantafyllidou, Parks et al., 2007) pour des particules provenant du système de Durham.

Influence de la configuration du réseau et de la qualité de l'eau

La valeur relativement élevée du R^2 (64,5%) pour l'analyse des paramètres influençant la concentration en plomb dissous indique que la variabilité du phénomène est relativement bien expliquée par les facteurs retenus. Le reste de variabilité reflète probablement la variabilité intrinsèque aux systèmes étudiés. En effet, une variabilité temporelle importante est fréquemment observée même pour un système donné (Schock, 1990a; Economic and Engineering Services, Inc. and Illinois State Water Survey, 1990). La valeur plus faible de R^2 (15,6 %) pour l'analyse selon le plomb particulaire, suggère que d'autres paramètres expliqueraient mieux le phénomène que le type d'échantillon, la température, la concentration en chlore, le pH, le débit et la présence ou non d'aérateur. Les paramètres pouvant expliquer le lessivage de plomb particulaire au robinet n'ont pas encore été clairement identifiés en raison de la complexité des phénomènes en jeu.

4.3 Conclusion

Certaines questions ont été soulevées dans la première campagne d'échantillonnage, particulièrement l'influence des modalités d'échantillonnage sur les valeurs de plomb observées. Par ces essais additionnels, on souhaitait déterminer l'effet de la présence d'un aérateur et du débit d'échantillonnage, dans le but de mieux analyser les données provenant de la première campagne d'échantillonnage et de mieux planifier la deuxième campagne d'échantillonnage. Cependant, dans ces conditions expérimentales, la présence d'aérateur et le débit d'échantillonnage n'ont pas

influencé de façon marquée les concentrations en plomb dissous et particulaire au robinet. On voulait également préciser la provenance dans la tuyauterie du plomb dissous et particulaire et la composition des particules de plomb lessivées. Les résultats ont montré que le plomb dissous provenait principalement de l'entrée de service en plomb. Le plomb particulaire proviendrait principalement de la tuyauterie interne. Les principales particules mesurées contenaient des concentrations élevées en zinc et cuivre, ce qui suggère que les particules proviennent de la plomberie en laiton. Finalement, la concentration en plomb dissous diminue significativement après deux rinçages de conduite. Ainsi, selon notre analyse statistique, le nombre de rinçages apparaît comme un paramètre expliquant bien la variabilité du phénomène, de même que la provenance de l'échantillon dans la tuyauterie.

CONCLUSION

Ce projet de recherche faisait suite à la nouvelle norme de concentration en plomb au robinet de 0,01mg/L et à l'obligation des villes à se conformer à cette norme. En plus de déterminer les concentrations en plomb au robinet, cette étude avait pour but de déterminer l'influence de certains facteurs sur le lessivage du plomb. La longueur de la section en plomb de même que la longueur de la tuyauterie interne sont ressortis comme les paramètres expliquant le plus la variabilité du phénomène; de façon complémentaire, le facteur combiné de la section en plomb et de la section de la tuyauterie interne explique également le plus la variabilité du phénomène. Les concentrations les plus élevées en plomb dissous se retrouvent au deuxième litre et dans la section en plomb. La concentration en plomb dissous diminue avec le nombre de rinçages de conduite et devient plus stable après 2 rinçages. Le plomb particulaire se retrouve dans l'eau du robinet de manière imprévisible en faible quantité et il est possible d'avoir des particules de forte taille principalement dans le premier litre ou la tuyauterie interne, ce qui peut s'expliquer par un dépôt d'oxyde à l'intérieur de la tuyauterie interne. Selon les analyses effectuées, il n'y aurait pas, ou il y aurait en petite quantité, des oxydes de plomb IV dans les conduites en plomb analysées de la ville de Montréal, ce qui peut s'expliquer par le résiduel en chlore libre faible dans le réseau. La présence de plomb IV pourrait causer des problèmes lors d'ajout d'inhibiteurs de corrosion ou de changement de désinfectants.

Finalement, il serait nécessaire de faire des essais en circuit fermé avec des conduites provenant de la Ville de Montréal dans le but de déterminer les doses d'inhibiteur à ajouter dans le réseau ou pour déterminer de façon plus précise les facteurs causant le lessivage du plomb dans l'eau du robinet. Le lessivage du plomb est un phénomène complexe ayant été étudié à plusieurs échelles. Certains paramètres expliquent bien

certaines phénomènes en laboratoire. Toutefois, dans le réseau d'une ville, de nombreux facteurs entrant en jeu, comme la diversité des matériaux constituant la tuyauterie, l'année de construction, l'âge du robinet, la présence de vannes défectueuse et il est plus difficile d'établir des modèles explicatifs. On ne parvient qu'à expliquer une partie de la variabilité du phénomène.

BIBLIOGRAPHIE

- ALEXANDER, F.W. 1974. The uptake of lead by children in differing environments. *Environmental Health Perspectives*. 7 : 155-159.
- American Public Health Association (APHA) and American Water Works Association (AWWA) . 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater (20th Edition)*. Washington, DC, USA , 1220 p.
- American Water Works Association (AWWA). 2005. *Managing change unintended consequences: lead and copper rule corrosion control treatment*. Denver, Colorado, USA: 49 p.
- American Water Works Association Research Foundation and DVGW-Technologiezentrum Wasser. 1996. *Internal corrosion of water distribution systems, Second Edition*. Denver, Colorado, USA: 586 p.
- ATASSI, A., FEIZOULOF, C., SNOEYINK, V., RACHEFF, I., PUTZ, A. 2005. "Optimizing corrosion control with lead pipe loops". Quebec City, Canada : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference, 5p.
- Australian Government. National Health and Medical Research Council. 2004. *Australian Drinking Water Guidelines. National Water Quality Management Strategy*. Natural Resource Management Ministerial Council. Investing in Australia's Health. 511 p.
- BATLEY, G.E., GARDNER, D. 1977. Sampling and storage of natural waters for trace metal analysis. *Water Research*. 11 : 9, 745-756.
- BENJAMIN, M.M., SONTHEIMER, H., LEROY, P. 1996. *Corrosion of iron and steel (Chapter 2)*. Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and DVGW-Technologiezentrum Wasser. 29-70 p.
- BOYD, G.R., PIERSON, G.L., KIRMEYER, G.J., BRITTON, M., ENGLISH, R.J. 2006. "Pb release from end-use plumbing components". Denver, Colorado, USA : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference.
- BOYD, G.R., SHETTY, P., SANDVIG, A.M., PIERSON, G.L. 2004. Pb in tap water following

- simulated partial lead pipe replacements. *Journal of Environmental Engineering*. 130 : 10, 1188-1197.
- BRUENING, K., KEMP, F.W., SIMONE, N., HOLDING, Y., LOURIA, D.B., BOGDEN, J.D. 1999. Dietary calcium intakes of urban children at risk of lead poisoning. *Environmental Health Perspectives*. 107 : 6, 431-435.
- BUFFLAP, S.E., ALLEN, H.E. 1995. Sediment pore water collection methods for trace metal analysis: a review. *Water Research*. 29 : 1, 165-177.
- CANTOR, A.F. 2006. Diagnosing corrosion problems through differentiation of metal fractions. *Journal of the American Water Works Association*. 98 : 1, 117-126.
- CANTOR, A.F., DENIG-CHAKROFF, D., VELA, R.R., OLEINIK, M.G., LYNCH, D.L. 2000. Use of polyphosphate in corrosion control. *Journal of the American Water Works Association*. 92 : 2, 95-102.
- CARDEW, P.T. 2006. Development of a convective diffusion model for lead pipe rigs operating in laminar flow. *Water Research*. 40 : 11, 2190-2200.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003. *Détermination des métaux: méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*. Québec, Canada: Ministère de l'Environnement du Québec. 37 p.
- CHENG, Z., FOLAND, K.A. 2005. Lead isotopes in tap water: implications for Pb sources within a municipal water supply system. *Applied Geochemistry*. 20 : 2, 353-365.
- CHURCHILL, D.M., MAVINIC, D.S., NEDEN, D.G., MACQUARRIE, D.M. 2000. The effect of zinc orthophosphate and pH-alkalinity adjustment on metal levels leached into drinking water. *Canadian Journal of Civil Engineering*. 27 : 1, 33-43.
- Conseil National de Recherches Canada (CNRC). 2005. *Code national de la plomberie*. Ottawa, Ontario, Canada: 242 p.
- The Council of the European Union. 1998. *The Council directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption*. Official Journal of the European Communities. 23 p.

- DANIELSSON, L.G. 1982. On the use of filters for distinguishing between dissolved and particulate fractions in natural waters. *Water Research*. 16 : 2, 179-182.
- DAVIES, D.D. 1993. *A note on the dezincification of brass and the inhibiting effect of elemental additions*. New York, NY, USA: Copper Development Association Inc. 10 p.
- DE MORA, S.J., HARRISON, R.M., WILSON, S.J. 1987. The effect of water treatment on the speciation and concentration of lead in domestic tap water derived from a soft upland source. *Water Research*. 21 : 1, 83-94.
- DODRILL, D.M., EDWARDS, M. 1995. Corrosion control on the basis of utility experience. *Journal of the American Water Works Association*. 87 : 7, 74-85.
- DOUGLAS, I., GUTHMANN, J., MUYLWYK, Q., SNOEYINK, V. 2004. "Corrosion control in the City of Ottawa. Comparison of alternatives and case study for lead reduction in drinking water dans Robertson, W. et T. Brooks (dir. de publ.)". Calgary, Alberta, Canada : 11^e Conférence nationale canadienne sur l'eau potable et 2^e Forum sur la politique.
- DOUGLAS, I., LEMIEUX, F., WEIR, D. 2007. "Testing the waters: putting Canada's new corrosion control guidelines into practice". Reno, Nevada, USA : American Water Works Association-Distribution Research Symposium, 4 p.
- DUDI, A., SCHOCK, M., MURRAY, N., EDWARDS, M. 2005. Lead leaching from inline brass devices: a critical evaluation of the existing standard. *Journal of the American Water Works Association*. 97 : 8, 66-78.
- Economic and Engineering Services, Inc. and Illinois State Water Survey. 1990. *Lead control strategies*. Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association. 356 p.
- EDWARDS, M. 2007. *Some recent research finding related to lead in drinking water*. Virginia Polytechnic Institute and State University. 20 p.
- EDWARDS, M., DUDI, A. 2004. Role of chlorine and chloramine in corrosion of lead-bearing plumbing materials. *Journal of the American Water Works Association*. 96 : 10, 69-81.
- EDWARDS, M., JACOBS, S., DODRILL, D. 1999. Desktop guidance for mitigating Pb and Cu

corrosion by-products. *Journal of the American Water Works Association*. 91 : 5, 66-77.

EDWARDS, M., MCNEILL, L.S. 2000a. "Effect of phosphate inhibitors on lead release from pipes". Salt Lake City, Utah, USA : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference, 11 p.

EDWARDS, M., MCNEILL, L.S. 2000b. *Effects of phosphate inhibitors on lead release from pipes (Chapter 5)*. Blacksburg, Virginia, USA: Civil and Environmental Engineering, Virginia Polytechnic Institut and State University. 77-102 p.

EDWARDS, M., MCNEILL, L.S. 2002. Effect of phosphate inhibitors on lead release from pipes. *Journal of the American Water Works Association*. 94 : 1, 79-90.

EDWARDS, M., TRIANTAFYLLIDOU, S. 2006. "Non-leaded brass: current state of knowledge". Denver, Colorado, USA : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference.

GARDELS, M.C., SORG, T.J. 1989. A laboratory study of the leaching of lead from water faucets. *Journal of the American Water Works Association*. 81 : 7, 101-113.

GIANI, R., DONNELLY, M., NGANTCHA, T. 2005. "The effects of changing between chloramine and chlorine disinfectants on lead leaching". Quebec City, Canada : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference.

GIANI, R., EDWARDS, M., CHUNG, C., WUJEK, J. 2004. "Use of lead profiles to determine source of action level exceedances from residential homes in Washington, D.C.". San Antonio, Texas, USA : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference.

GIANI, R., KEEFER, W., DONNELLY, M. 2005. "Studying the effectiveness and stability of orthophosphate on Washington DC's". Quebec City, Canada : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference.

GOYER, R.A. 1996. Results of lead research: prenatal exposure and neurological consequences. *Environmental Health Perspectives*. 104 : 10, 1050-1054.

GROSVENOR, A.P., MARTIN, R.R.H., GIULIACCI, M., BIESINGER, M.C. 2005. Evaluation of multiple analytical techniques in the study of leaching from brass fixtures. *Canadian Journal of*

Analytical Sciences and Spectroscopy. 50 : 2, 97-107.

HULSMANN, A.D. 1990. Particulate lead in water-supplies. *Journal of the Institution of Water and Environment Management*. 4 : 1, 19-25.

Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ). 2003. *Plomb*. Groupe scientifique sur l'eau. Fiche Plomb. 14 p.

KIRMEYER, G., MURPHY, B., SANDVIG, A., KORSHIN, G., SHAHA, B., FABBRICINO, M. et al. 2004. *Post-optimization lead and copper control monitoring strategies*. Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation. 260 p.

KORSHIN, G.V., FERGUSON, J.F., LANCASTER, A.N. 2005. Influence of natural organic matter on the morphology of corroding lead surfaces and behavior of lead-containing particles. *Water Research*. 39 : 5, 811-818.

KORSHIN, G.V., FERGUSON, J.F., LANCASTER, A.N., WU, H. 1999. *Corrosion and metal release for lead-containing materials: influence of NOM*. Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association. 206 p.

KUCH, A., WAGNER, I. 1983. A mass transfer model to describe lead concentrations in drinking water. *Water Research*. 17 : 10, 1303-1307.

LAXEN, D.P.H., HARRISON, R.M. 1981. The physicochemical speciation of Cd, Pb, Cu, Fe and Mn in the final effluent of a sewage treatment works and its impact on speciation in the receiving river. *Water Research*. 15 : 9, 1053-1065.

LIN, N.H., TORRENTS, A., DAVIS, A.P., ZEINALI, M., TAYLOR, F.A. 1997. Lead corrosion control from lead, copper-lead solder, and brass coupons in drinking water employing free and combined chlorine. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 32 : 4, 865-884.

LIU, H., KORSHIN, G.V., FERGUSON, J.F., JIANG W. 2006. Key parameters and kinetics of oxidation of lead (II) solid phases by chlorine in drinking water. *Water Practice and Technology*. 1 : 4, 1-7.

LYON, T.D.B., LENIHAN, J.M.A. 1977. Corrosion in solder jointed copper tubes resulting in lead contamination of drinking water. *British Corrosion Journal*. 12 : 1, 41-45.

- LYTLE, D.A., SCHOCK, M.R. 2000. Impact of stagnation time on metal dissolution from plumbing materials in drinking water. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 49 : 5, 243-257.
- LYTLE, D.A., SCHOCK, M.R. 2005. "The formation of Pb(IV) oxides in chlorinated water". San Francisco, California, USA : American Water Works Association-Annual Conference.
- LYTLE, D.A., SCHOCK, M.R., DUES, N.R., CLARK, P.J. 1993. Investigating the preferential dissolution of lead from solder particulates. *Journal of the American Water Works Association*. 85 : 7, 104-110.
- MCNEILL, L.S., EDWARDS, M. 2004. Importance of Pb and Cu particulate species for corrosion control. *Journal of Environmental Engineering*. 130 : 2, 136-144.
- Ministère de la Santé, de la famille et des personnes handicapées. 2004. *Circulaire DGS/SD 7 A n° 2004-45 du 5 février 2004 relative au contrôle des paramètres plomb, cuivre et nickel dans les eaux destinées à la consommation humaine*. Ministère de la Santé, de la famille et des personnes handicapées. Direction générale de la santé, Sous-direction de la gestion des risques des milieux. France: 15 p.
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2005. *Règlement sur la qualité de l'eau potable (dernière version disponible)*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec. 27 p.
- NEFF, C.H., SCHOCK, M.R., MARDEN, J.I. 1987. *Relationships between water quality and corrosion of plumbing materials in buildings (Volume 1). Galvanized steel and copper plumbing systems*. Washington, DC, USA: Water Engineering Research Laboratory. Office of Research and Development. United States Environmental Protection Agency (USEPA). 148 p.
- NOUR, S., PRÉVOST, M., LAROCHE, L., CARTIER, C., RICHARD, G. 2007. "Impact du débit de prélèvement, du rinçage et de l'aérateur sur les concentrations en plomb dissous et particulaires dans l'eau du robinet". St-Hyacinthe, Québec, Canada : 19^e Atelier sur l'Eau Potable-Réseau Environnement.
- NSF International 1996 . *Drinking water system components* NSF/ANSI Standards 61, Section 9. 4 p.
- OLIPHANT, R.J. 1983. Lead contamination of potable water arising from soldered joint. *Water*

Supply. 1 : 2-3, SS 18.5-SS18.9.

Ontario's Ministry of Environment. 2003. *Technical support document for Ontario drinking water standards, objectives and guidelines*. Government of Ontario. 44 p.

Pesticide and Environmental Toxicology Section. 1997. *Public health goal for lead in drinking water*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency. 22 p.

RABINOWITZ, M.B., KOPPLE, J.D., WETHERILL, G.W. 1980 . Effect of food intake and fasting on gastrointestinal lead absorption in humans. *The American Journal of Clinical Nutrition*. 33 : 8, 1784-1788.

RABINOWITZ, M.B., WETHERILL, G.W., KOPPLE, J.D. 1976 . Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. *The Journal of Clinical Investigation*. 58 : 2, 260-270.

REIBER, S., POULSOM, S., PERRY, S.A.L., EDWARDS, M., PATEL, S., DODRILL, D.M. 1997. *A general framework for corrosion control based on utility experience*. Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association. 326 p.

RENNER, R. 2005. Chloramines again linked to lead in drinking water. *Environmental Science and Technology*. 39 : 15, 314-314.

RENNER, R. 2006a. Chloramine's effect on lead in drinking water. *Environmental Science and Technology*. 40 : 10, 3129-3130.

RENNER, R. 2006b. Lead in water linked to coagulant. *Environmental Science and Technology*. 40 : 17, 5164-5165.

SANDVIG, A., BOYD, G., KIRMEYER, G., EDWARDS, M., TRIANTAFYLLIDOU, S., MURPHY, B.M. 2007. *Performance and metal release of non-leaded brass meters, components, and fittings*. Denver, Colorado, USA : American Water Works Association Research Foundation. 144 p.

Santé Canada. 2004. *Résumé des recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Ottawa, Ontario, Canada: Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. 11 p.

- SCHOCK, M.R. 1980. Response of lead solubility to dissolved carbonate in drinking water. *Journal of the American Water Works Association*. 72 : 12, 695-704.
- SCHOCK, M.R. 1989. Understanding corrosion control strategies for lead. *Journal of the American Water Works Association*. 81 : 7, 88-100.
- SCHOCK, M.R. 1990a. Causes of temporal variability of lead in domestic plumbing systems. *Environmental Monitoring and Assessment*. 15 : 1, 59-82.
- SCHOCK, M.R. 1990b. *Internal corrosion and deposition control (Chapter 17)*. New York, NY, USA: American Water Works Association (AWWA), McGraw-Hill, Inc. 17.1-17.109 p.
- SCHOCK, M.R., CLEMENT, J.A. 1998. Lead and copper control with non-zinc orthophosphate. *Journal of the New England Water Works Association*. 112 : 1, 20-42.
- SCHOCK, M.R., GARDELS, M.C. 1983. Plumbosolvency reduction by high pH and low carbonate - solubility relationships. *Journal of the American Water Works Association*. 75 : 2, 87-91.
- SCHOCK, M.R., GIANI, R. 2004. "Oxidant/disinfectant chemistry and impacts on lead corrosion". San Antonio, Texas, USA : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference (Sunday Workshop).
- SCHOCK, M.R., SCHECKEL, K., DESANTIS, M., GERKE, T. 2005. "Mode of occurrence, treatment, and monitoring significance of tetravalent lead". Quebec City, Canada : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference.
- SCHOCK, M.R., WAGNER, I., OLIPHANT, R.J. 1996. Corrosion and solubility of lead in drinking water (Chapter 4). *Internal corrosion of water distribution systems (Second Edition)*. Anonyme. Denver, Colorado, USA : American Water Works Association Research Foundation and DVGW-Technologiezentrum Wasser. P. 131-230.
- SHULDENER, H.L., SUSSMAN, S. 1960. Silicate as a corrosion control. *Corrosion*. 16 : 354-358.
- SILBERGELD, E.K. 1991. Lead in bone: implications for toxicology during pregnancy and lactation. *Environmental Health Perspectives*. 91 : 63-70.
- SUNG, W. 2003. Fine-tuning the corrosion control targets of alkalinity and pH for Massachusetts water

- resources authority. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*. 52 : 5, 383-394.
- SWITZER, J.A., RAJASEKHARAN, V.V., BOONSALEE, S., KULP, E.A., BOHANNAN, E.W. 2006. Evidence that monochloramine disinfectant could lead to elevated Pb levels in drinking water. *Environmental Science and Technology*. 40 : 10, 3384-3387.
- TAYLOR, J.S., DIETZ, J.D., RANDALL, A.A., HONG, S.K., NORRIS, C.D., MULFORD, L.A. et al. 2005. *Effects of blending on distribution system water quality*. Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and Tampa Bay Water, 456 p.
- TÉLLEZ-ROJO, M.M., HERNANDEZ-AVILA, M., GONZALEZ-COSSIO, T., ROMIEU, I., ARO, A., PALAZUELOS, E. et al. 2002. Impact of breastfeeding on the mobilization of lead from bone. *American Journal of Epidemiology*. 155 : 5, 420-428.
- TREWEEK, G.P., GLICKER, J., CHOW, B., SPRINKER, M. 1985. Pilot-plant simulation of corrosion in domestic pipe materials. *Journal of the American Water Works Association*. 77 : 10, 74-82.
- TRIANAFYLLIDOU, S., EDWARDS, M. 2006. "Effect of coagulant selection on lead leaching: importance of the chloride to sulfate mass ratio". Denver, Colorado, USA : American Water Works Association-Water Quality Technology Conference.
- TRIANAFYLLIDOU, S., PARKS, J., EDWARDS, M. 2007. Lead particles in potable water. *Journal of the American Water Works Association*. 99 : 6, 107-117.
- UCHIDA, M., OKUWAKI, A. 1998. Decomposition of nitrate by in situ buff abrasion of lead plate. *Hydrometallurgy*. 49 : 3, 297-308.
- UCHIDA, M., OKUWAKI, A. 1999. The dissolution behavior of lead plates in aqueous nitrate solutions. *Corrosion Science*. 41 : 10, 1977-1986.
- United States Department of Health and Human Services. 2005. *Toxicological profile for lead (draft)*. Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 632 p.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. *National primary drinking water regulations for lead and copper. Final rule*. Federal Register Environmental Documents, 54 p.
- VAN DEN HOVEN, T., SLAATS, N. 2006. Lead monitoring (Chapter 3). *Analytical methods for*

drinking water, advances in sampling and analysis. AnonymeP. Quevaullier and K.C. Thompson (Ed.). Wiley and Sons, Inc. P. 63-113.

VASQUEZ, F.A., HEAVISIDE, R., TANG, Z., TAYLOR, J.S. 2006. Effect of free chlorine and chloramines on lead release in a distribution system. *Journal of the American Water Works Association*. 98 : 2, 144-154.

World Health Organization (WHO). 2004. *Guidelines for drinking water-quality, Third Edition (Volume 1). Recommendations*. Geneva, Switzerland: 540 p.

ANNEXES

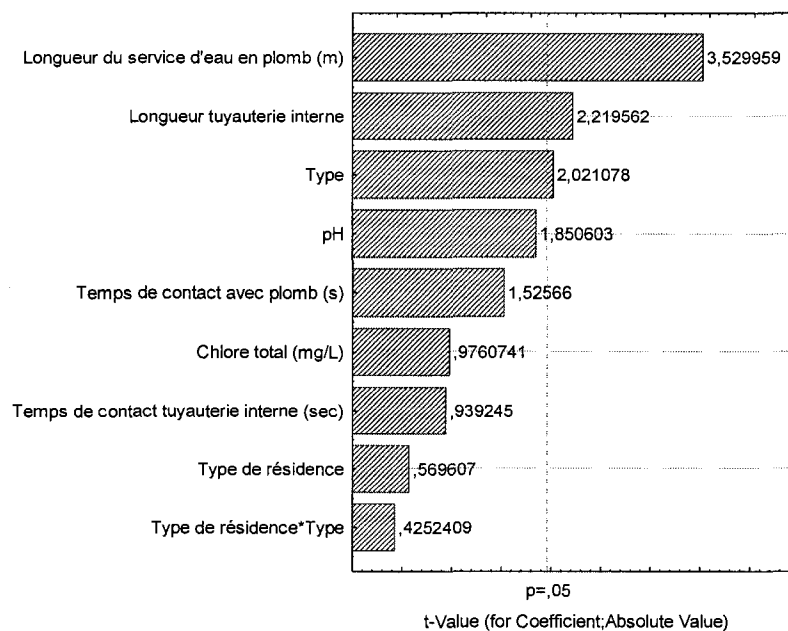
**ANNEXE 1 PARETO POUR TOUS LES TESTS DES DEUX CAMPAGNES
D'ÉCHANTILLONNAGE**

(Plomb dissous)

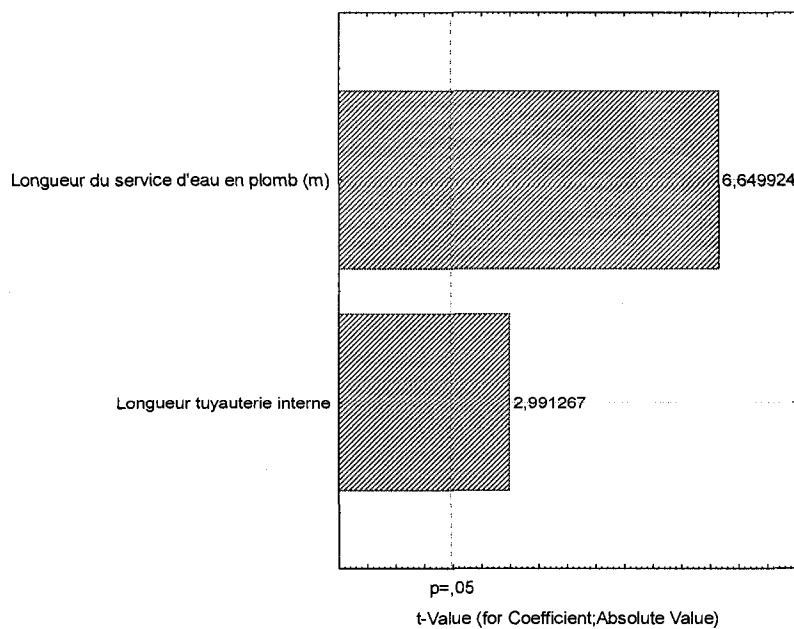
Analyse avec le diamètre et la longueur de la conduite

Toutes les données n=428

Tous les effets, $R^2 = 21.3$

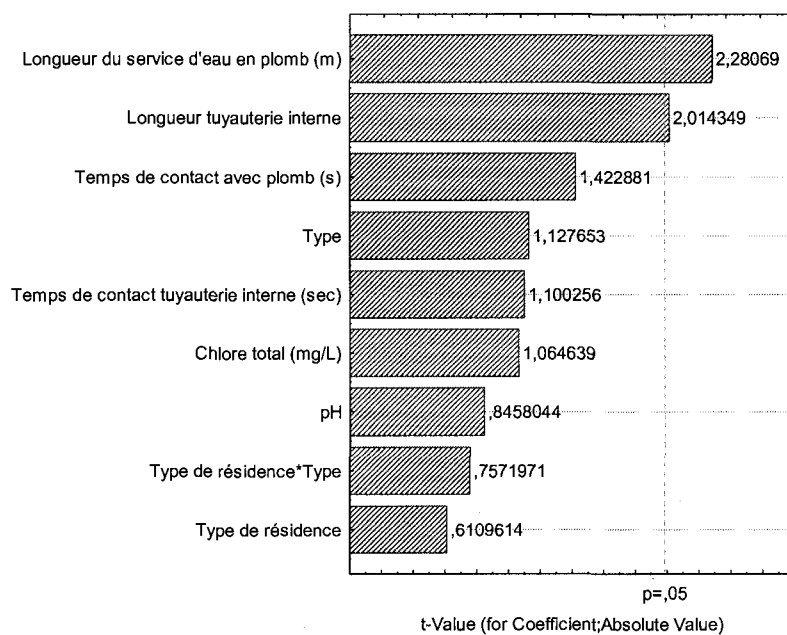


Effet stepwise forward, $R^2 = 19.5$

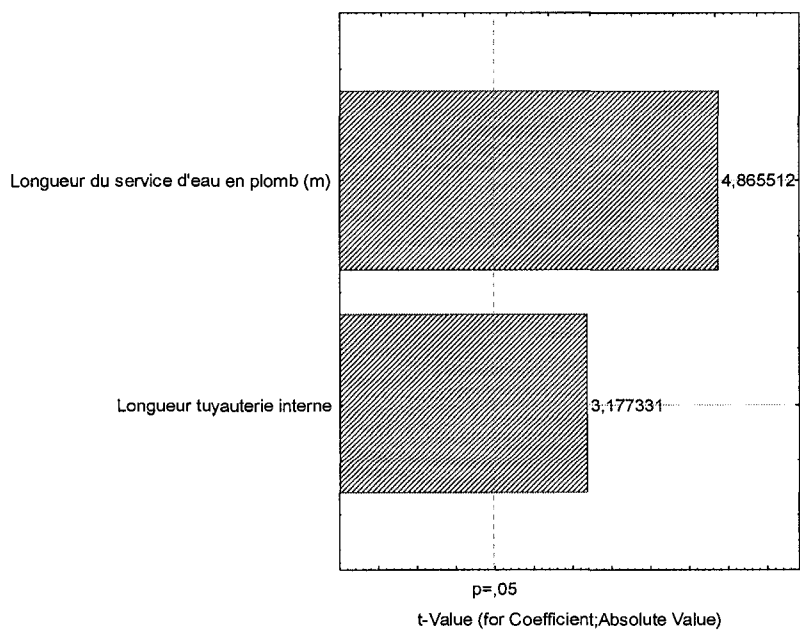


Données du 1^{er} litre n=107

Tous les effets, $R^2 = 42.7$

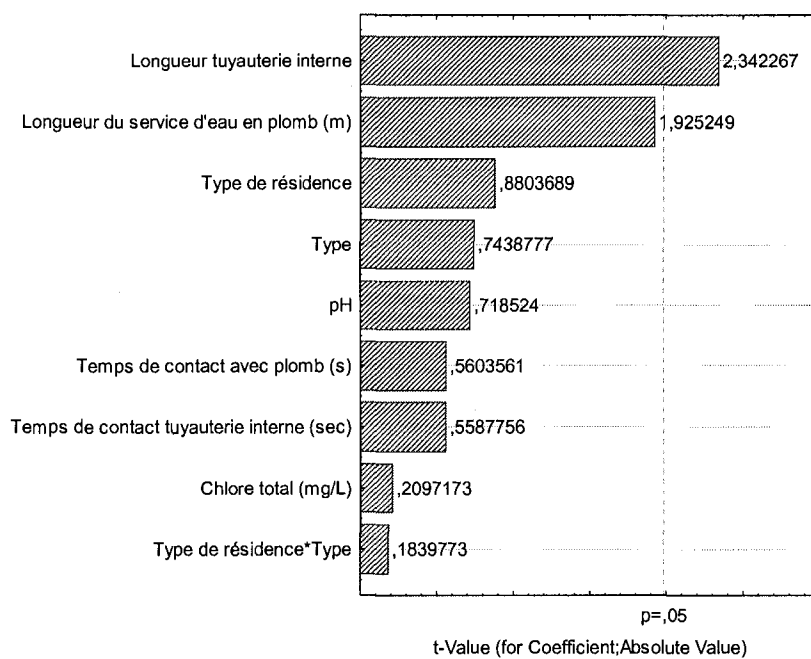


Effet stepwise forward, $R^2 = 40.1$

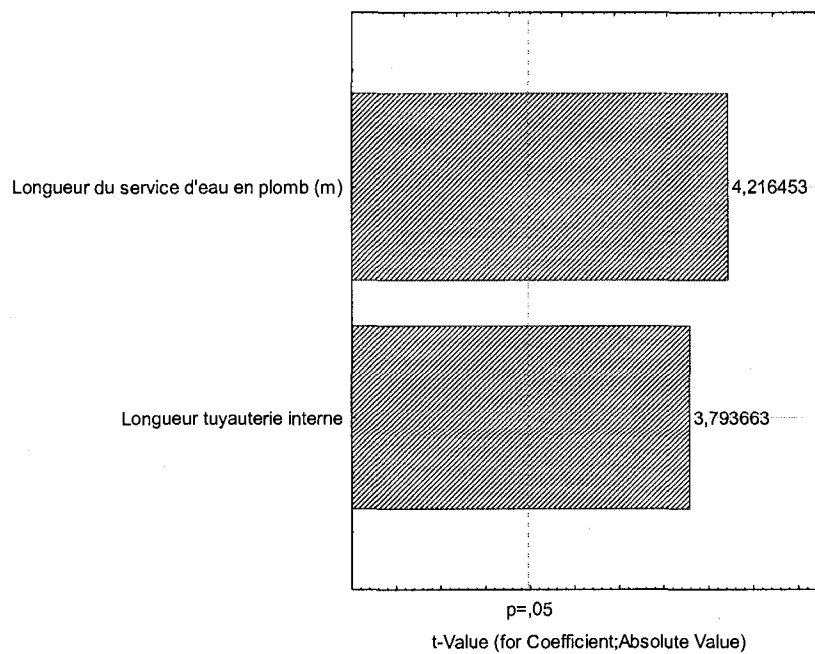


Données du 2^e litre n=107

Tous les effets, $R^2 = 41.1$

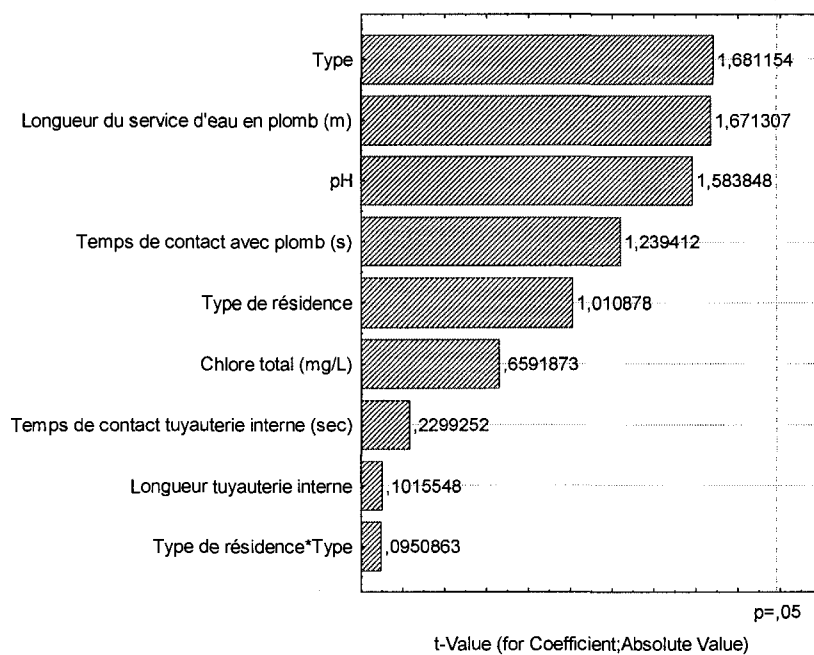


Effet stepwise forward, $R^2 = 39.6$

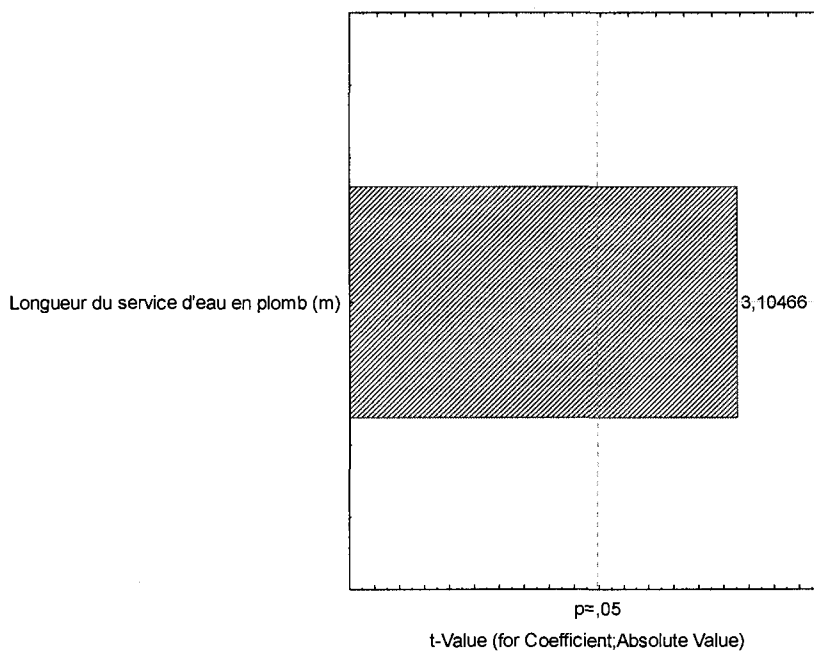


Données du 1 Minute n=107

Tous les effets, $R^2 = 15.9$

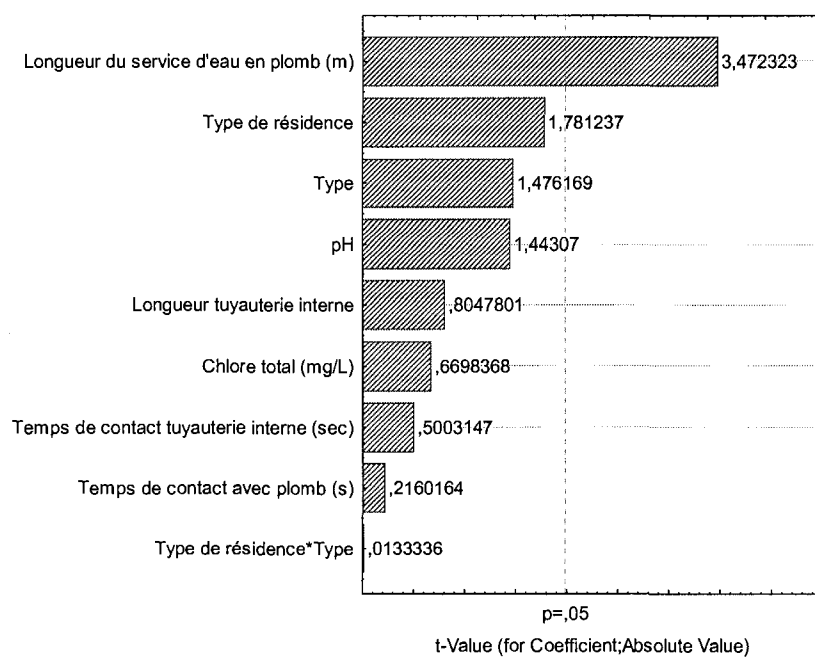


Effet stepwise forward, $R^2 = 8.3$

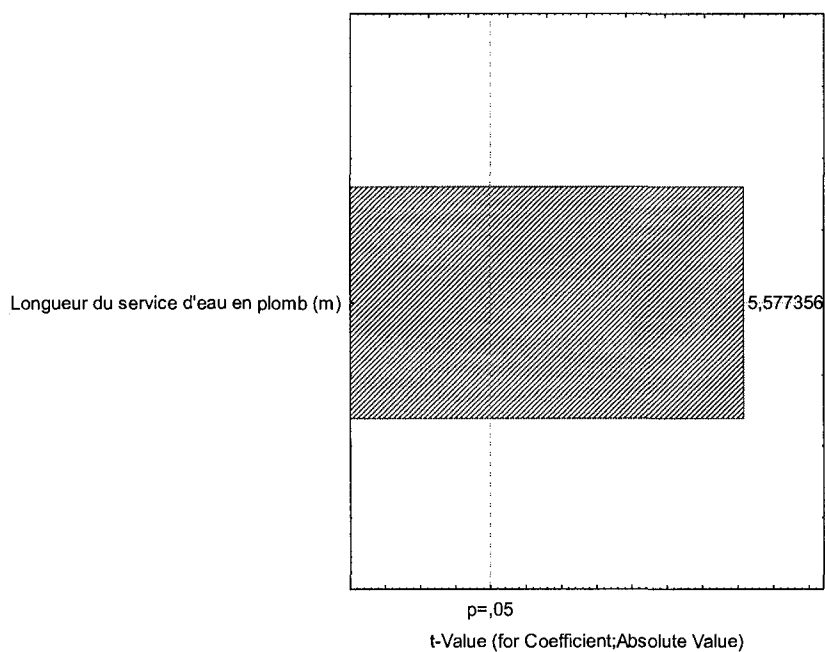


Données du 5 Minute n=107

Tous les effets, $R^2 = 29.7$

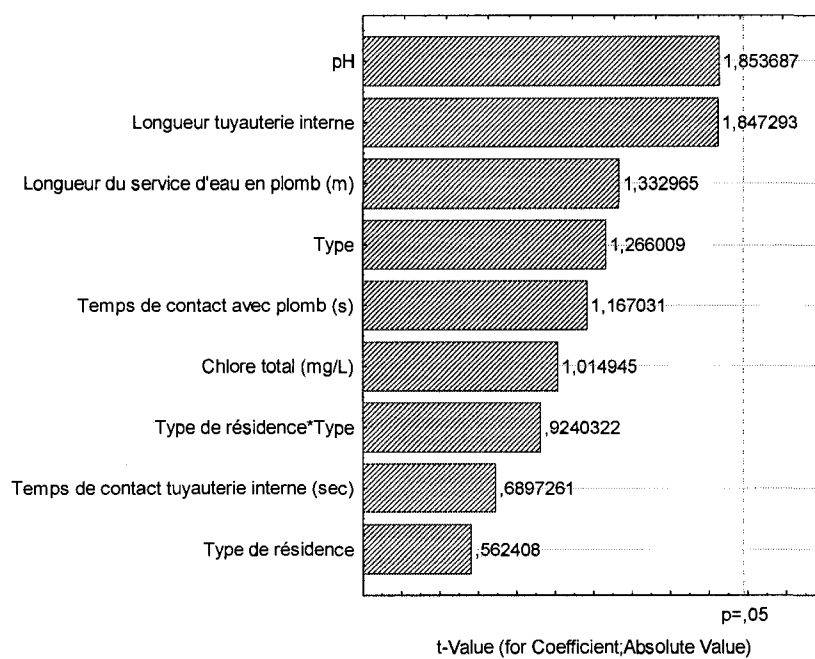


Effet stepwise forward, $R^2 = 22.7$

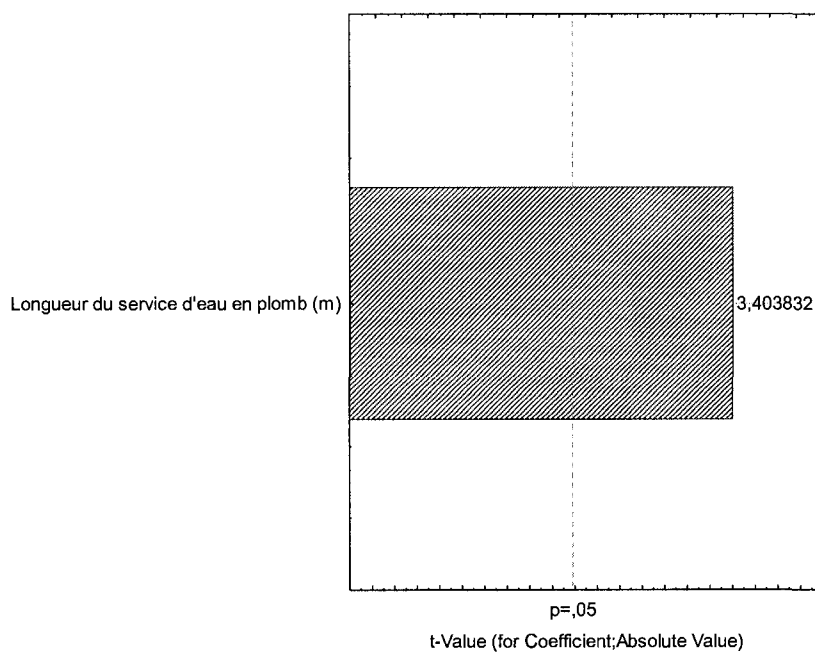


Données de la tuyauterie interne n=118

Tous les effets, $R^2 = 16.2$

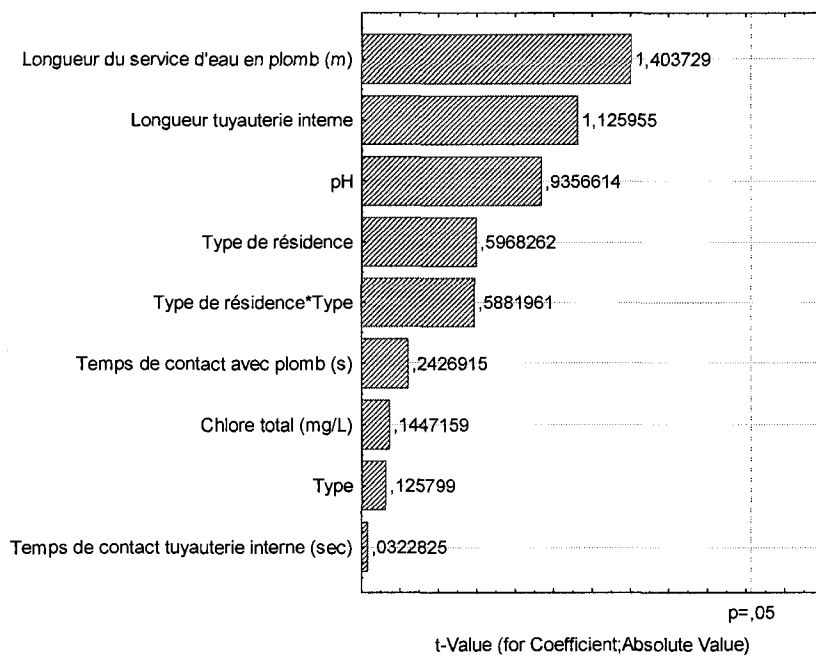


Effet stepwise forward, $R^2 = 9.0$

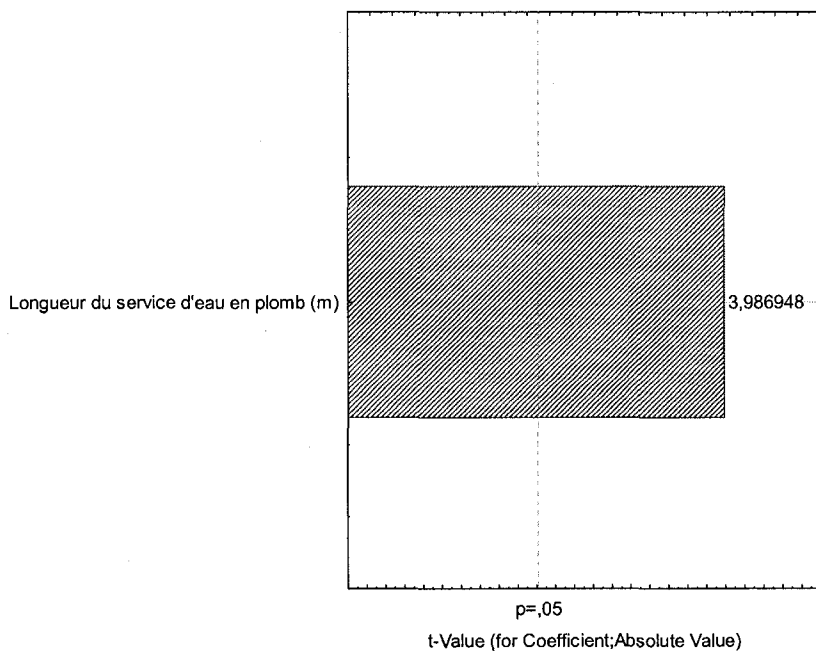


Données de la section en plomb n=46

Tous les effets, $R^2 = 32.3$

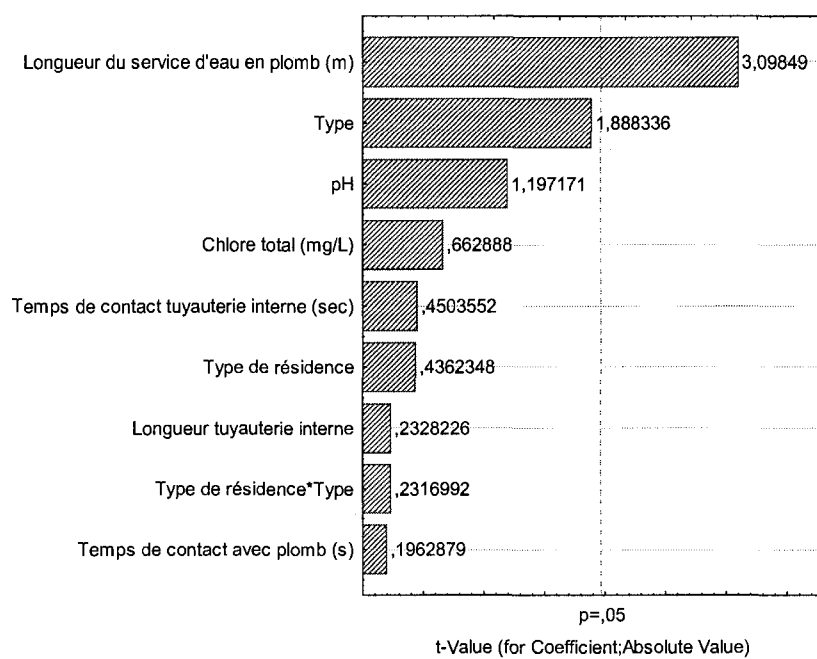


Effet stepwise forward, $R^2 = 26.1$

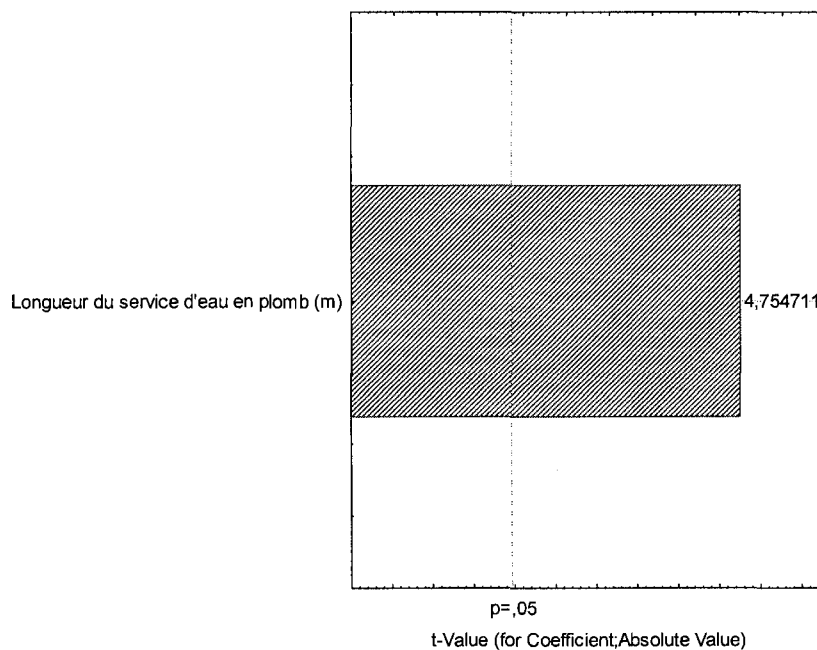


Données de la conduite secondaire n=193

Tous les effets, $R^2 = 13.8$



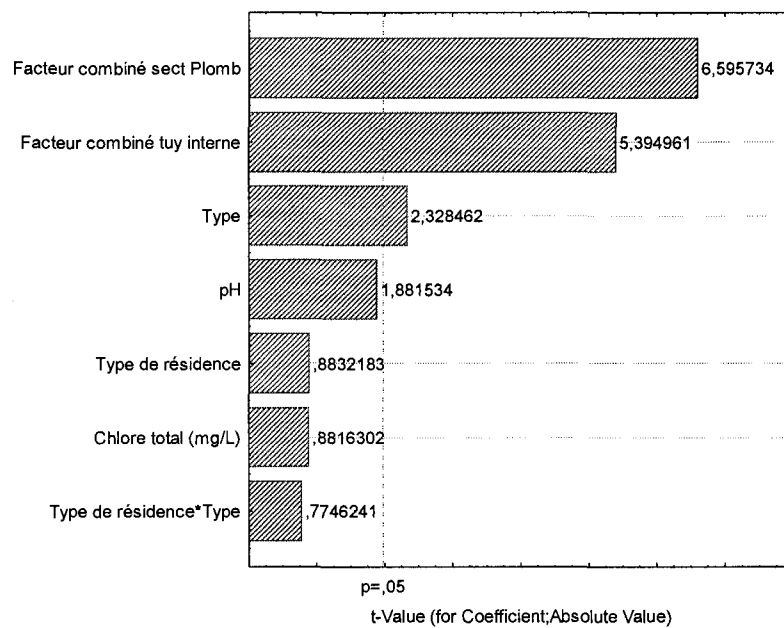
Effet stepwise forward, $R^2 = 10.5$



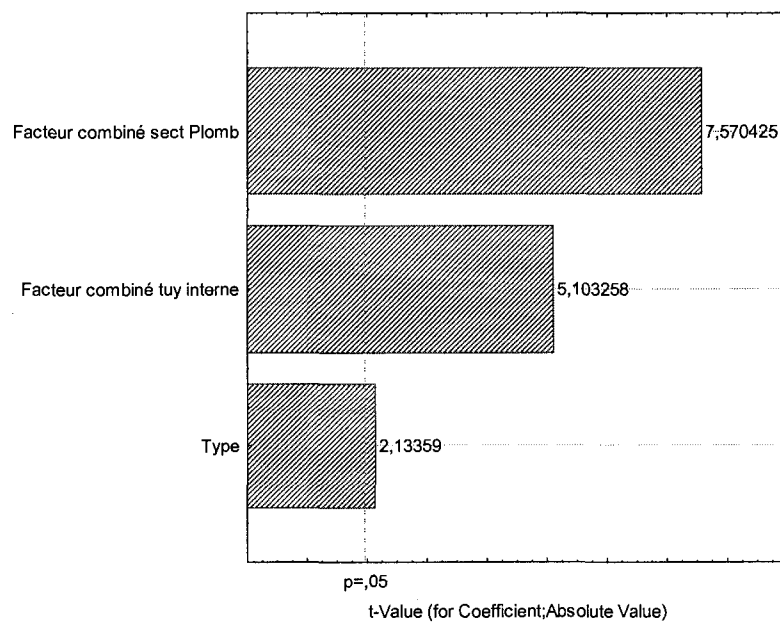
Analyse avec le paramètre combiné

Toutes les données n=428

Tous les effets, $R^2 = 22.0$

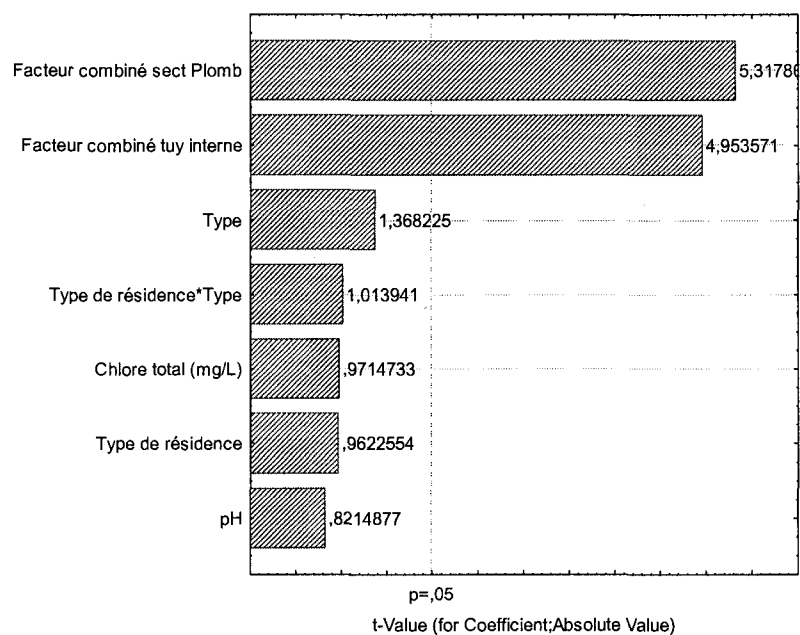


Effet stepwise forward, $R^2 = 21.0$

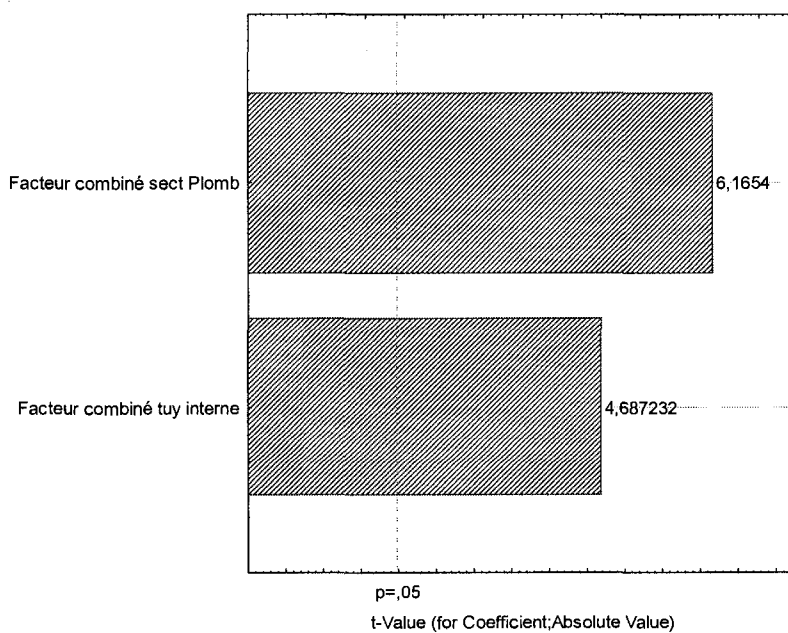


Données du 1^{er} litre n=107

Tous les effets, $R^2 = 45.7$

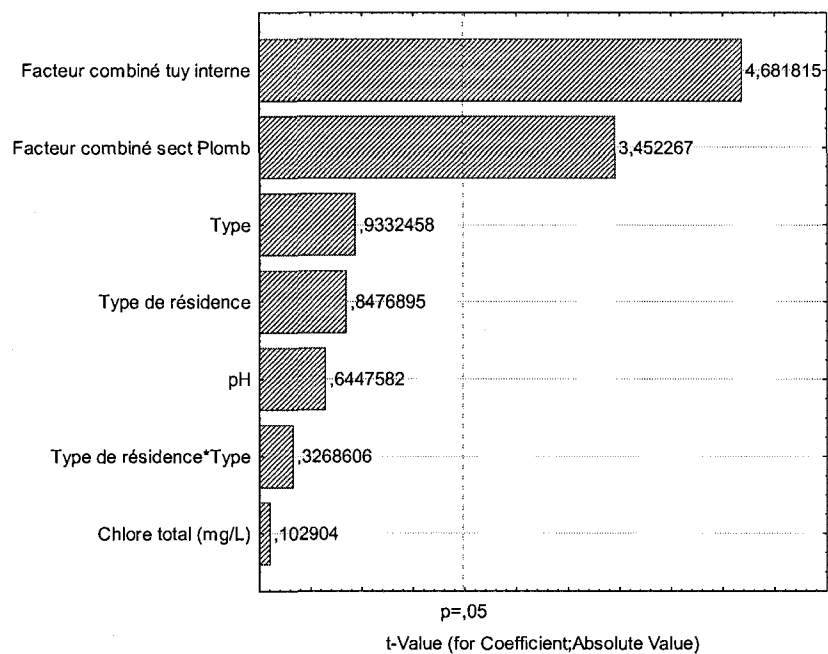


Effet stepwise forward, $R^2 = 43.5$

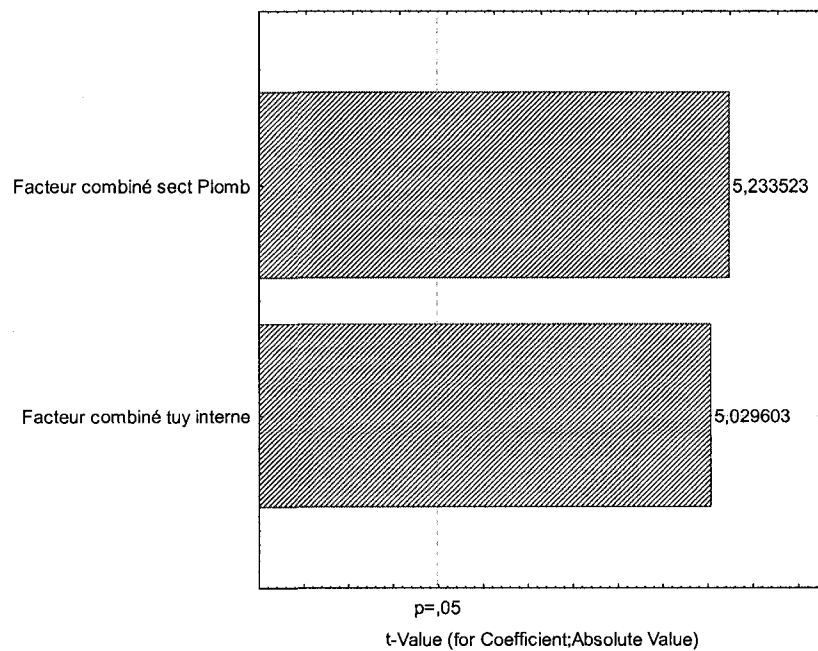


Données du 2^e litre n=107

Tous les effets, $R^2 = 41.8$

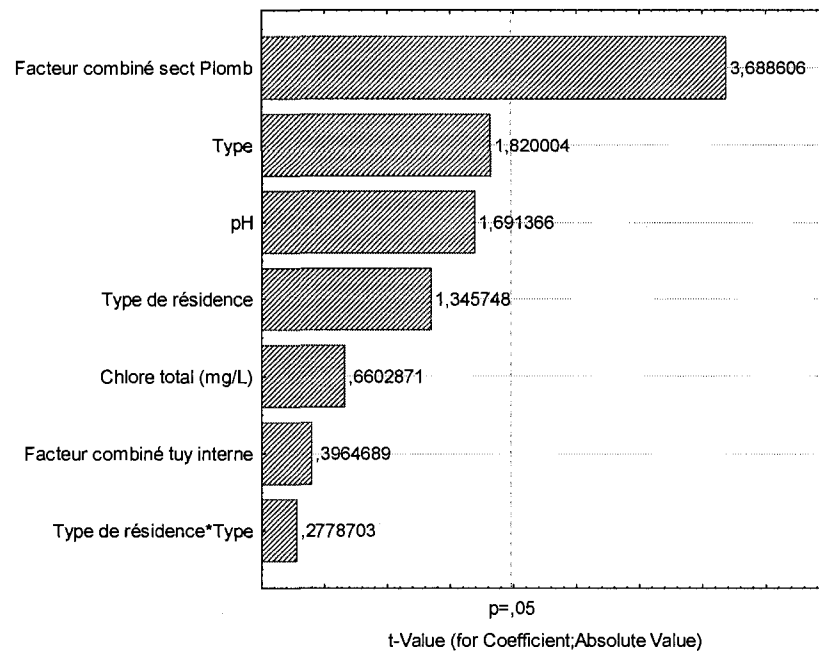


Effet stepwise forward, $R^2 = 40.5$

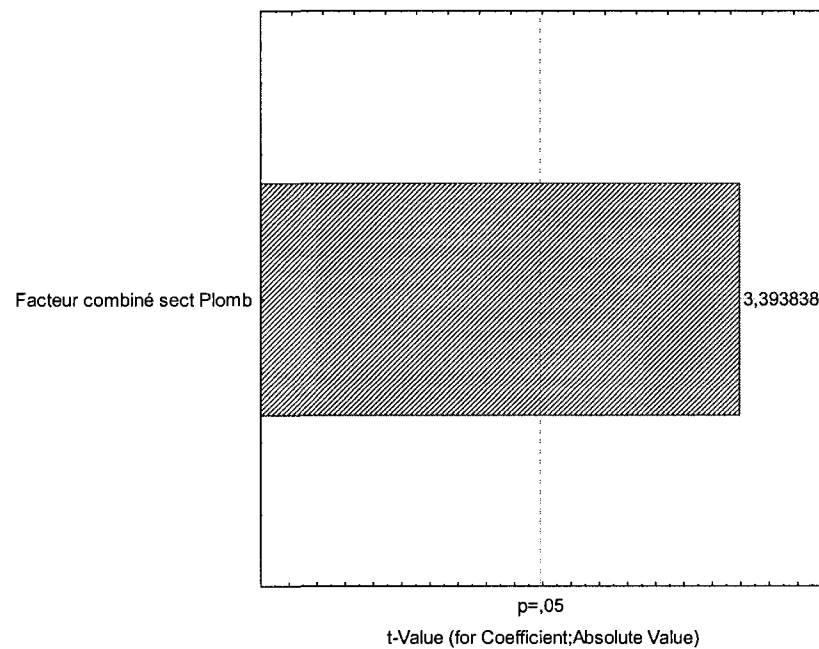


Données du 1 Minute n=107

Tous les effets, $R^2 = 17.1$

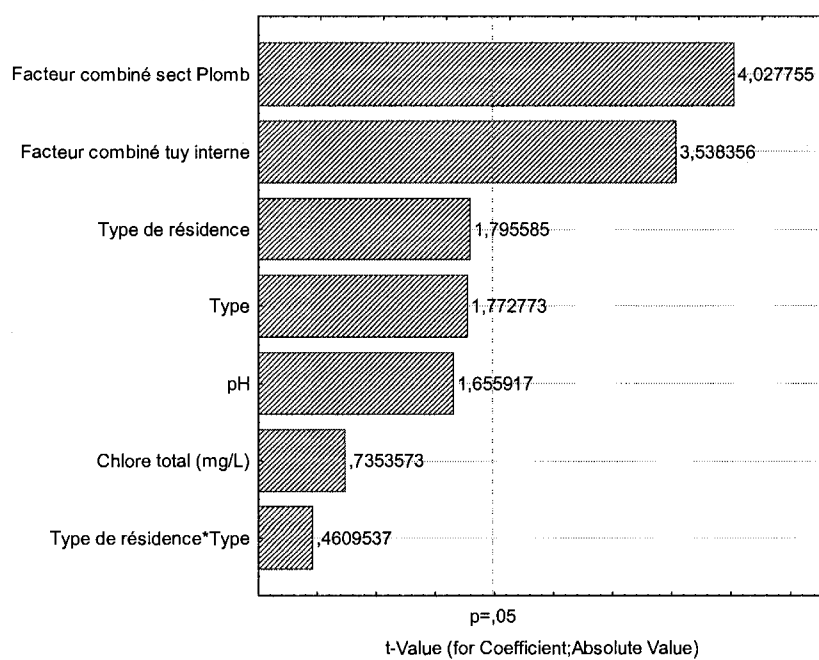


Effet stepwise forward, $R^2 = 9.8$

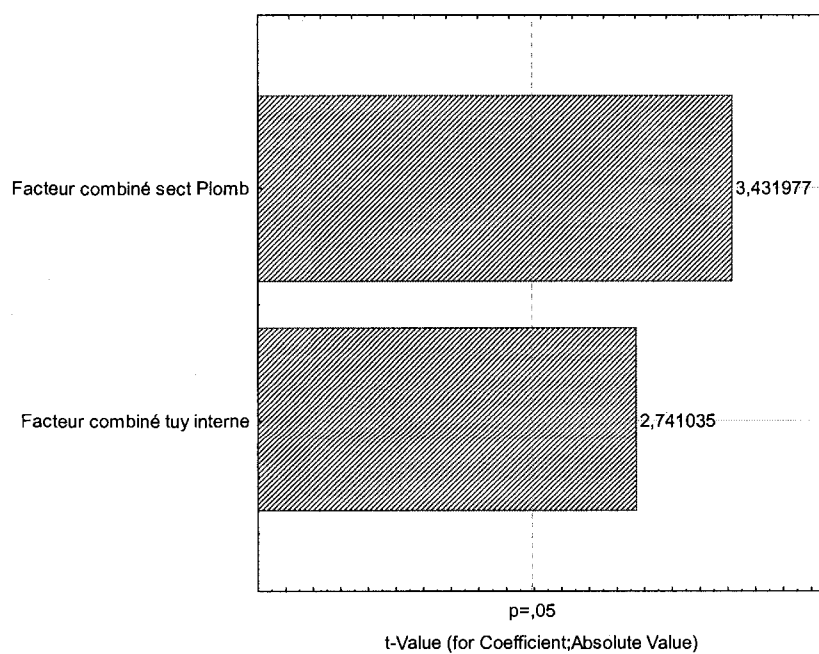


Données du 5 Minute n=107

Tous les effets, $R^2 = 26.9$

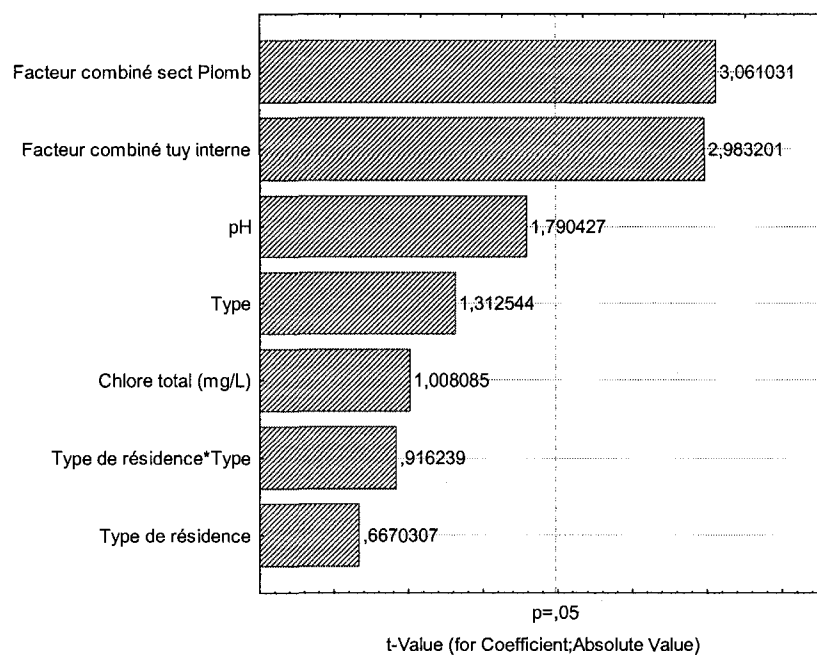


Effet stepwise forward, $R^2 = 19.9$

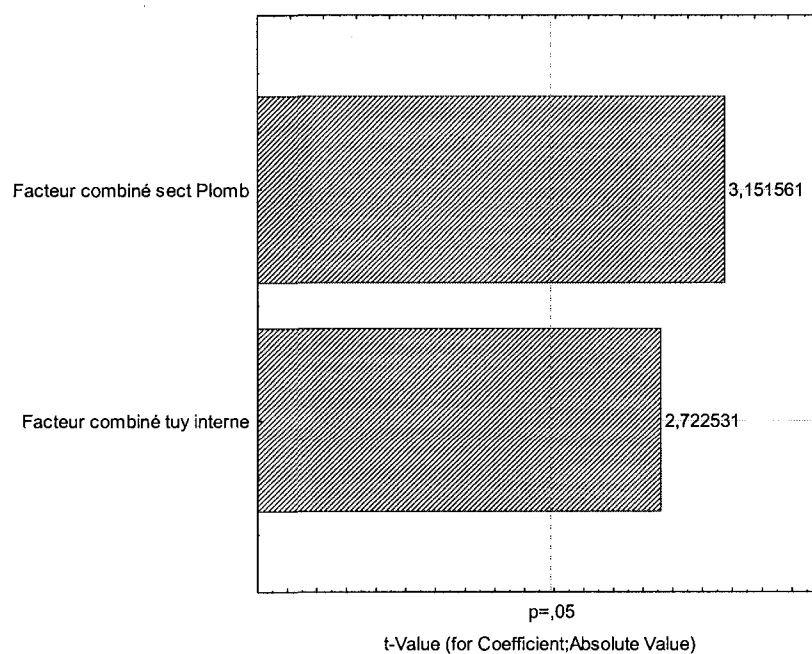


Données de la tuyauterie interne n=118

Tous les effets, $R^2 = 16.3$

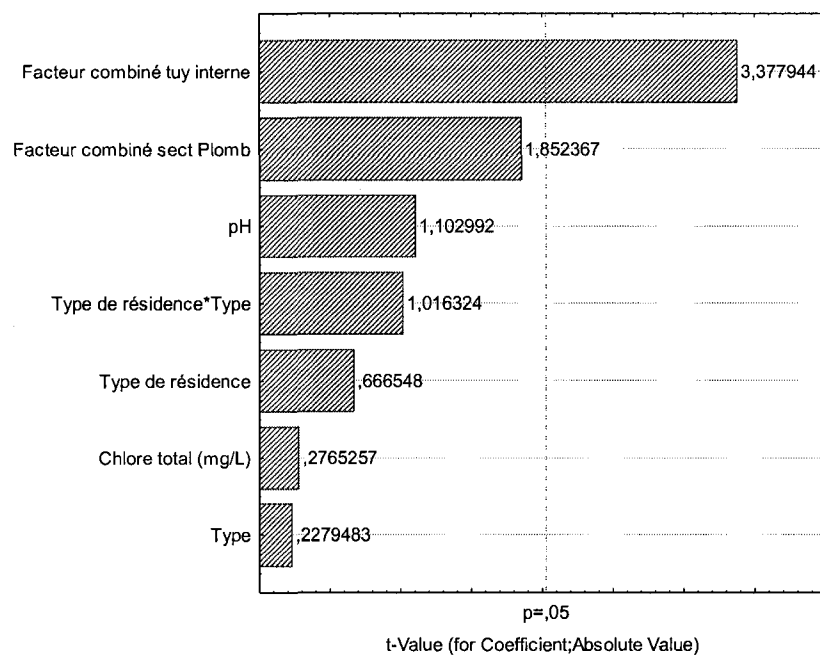


Effet stepwise forward, $R^2 = 12.0$

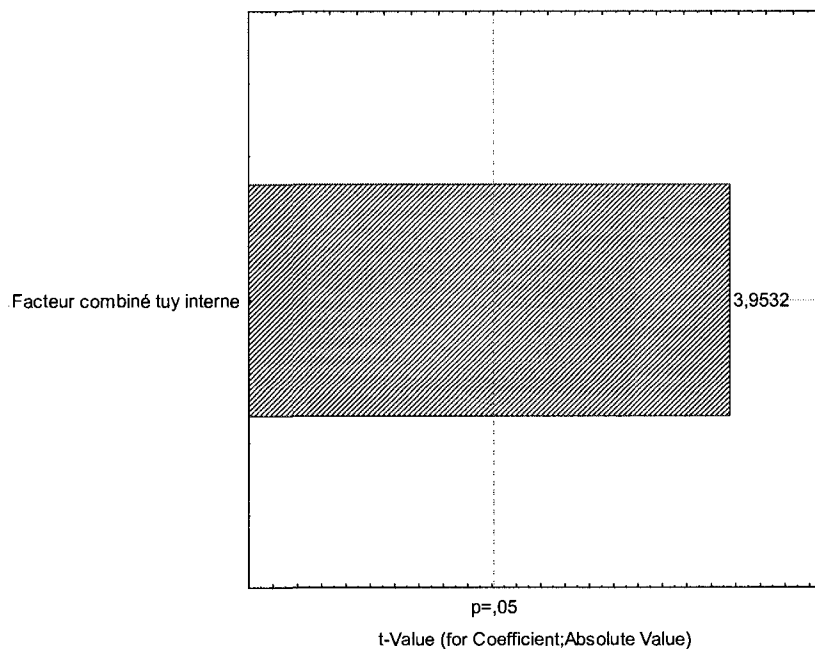


Données de la section en plomb n=46

Tous les effets, $R^2 = 36.5$

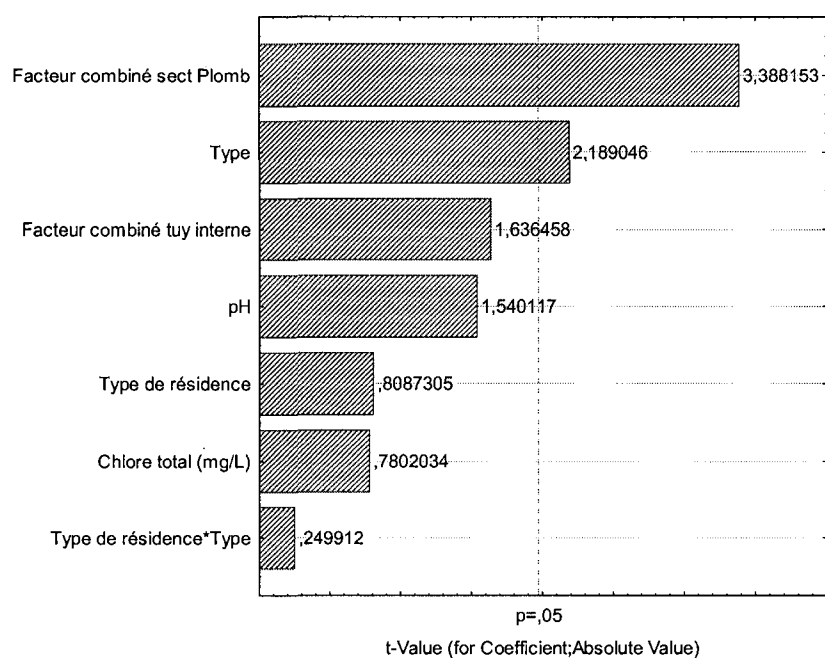


Effet stepwise forward, $R^2 = 25.8$

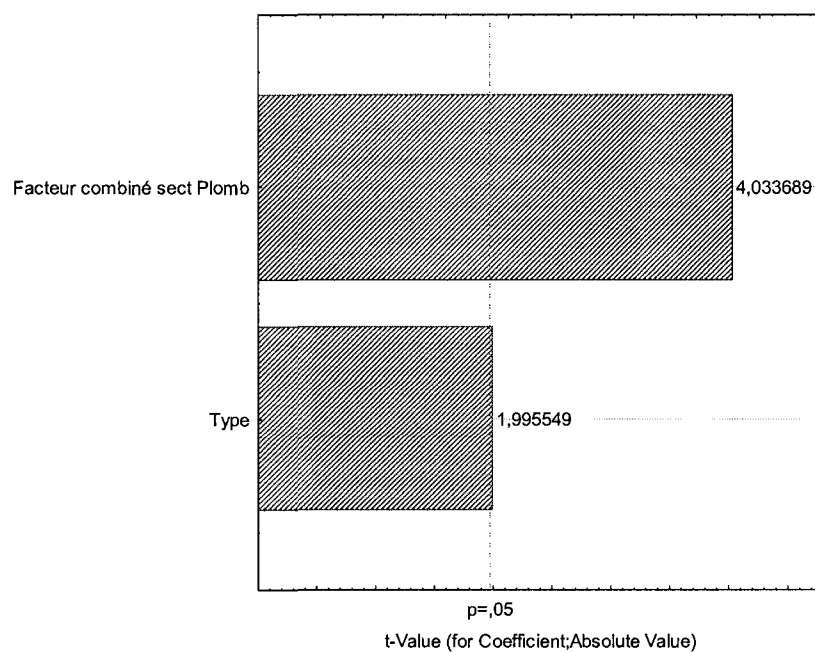


Données de la conduite secondaire n=193

Tous les effets, $R^2 = 12.0$

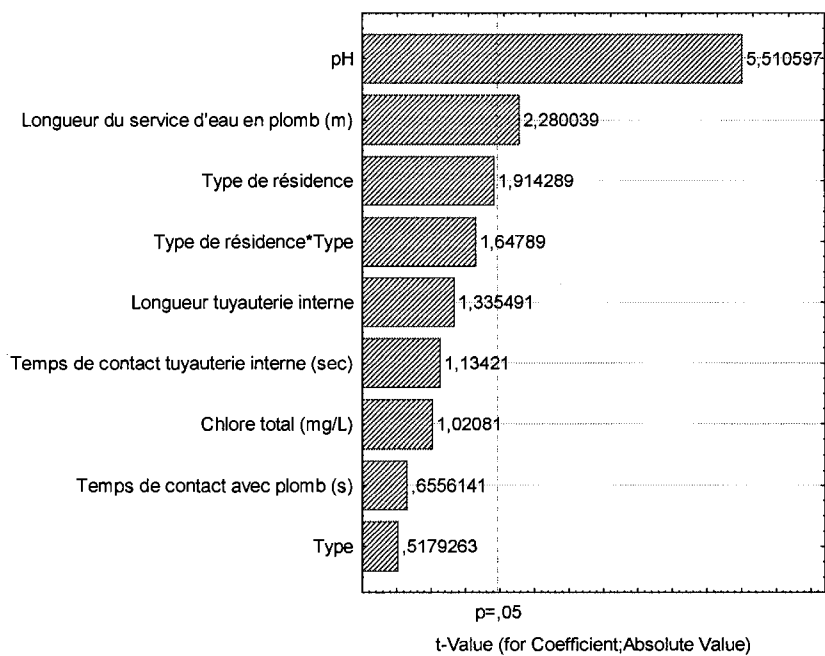


Effet stepwise forward, $R^2 = 9.5$

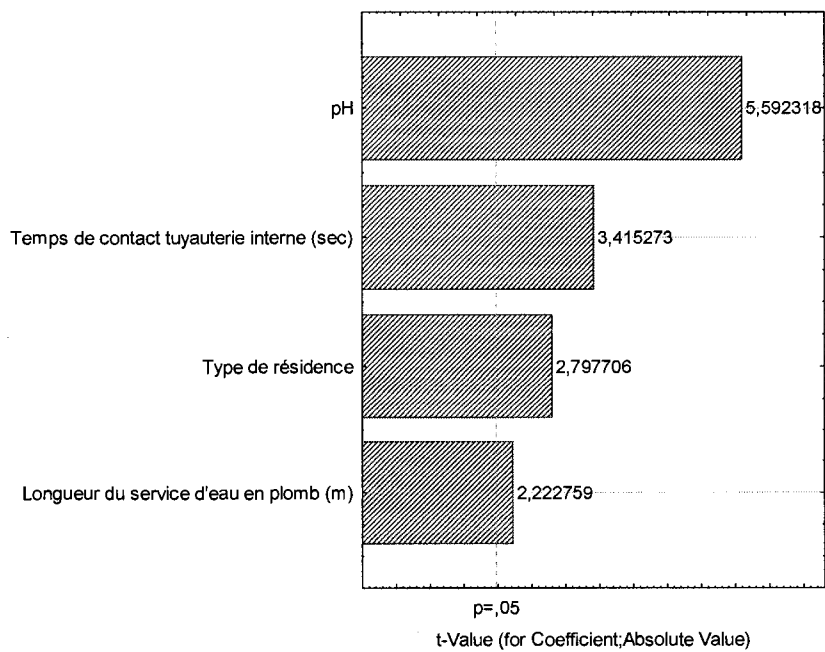


Toutes données inférieures à 15 µg/L n=266

Tous les effets, $R^2 = 26.5$

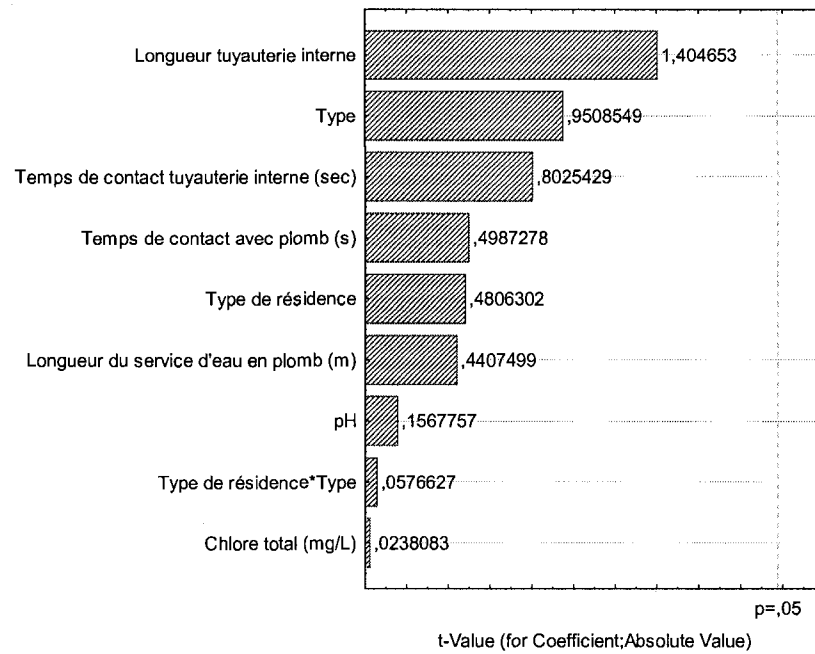


Effet stepwise forward, $R^2 = 24.8$

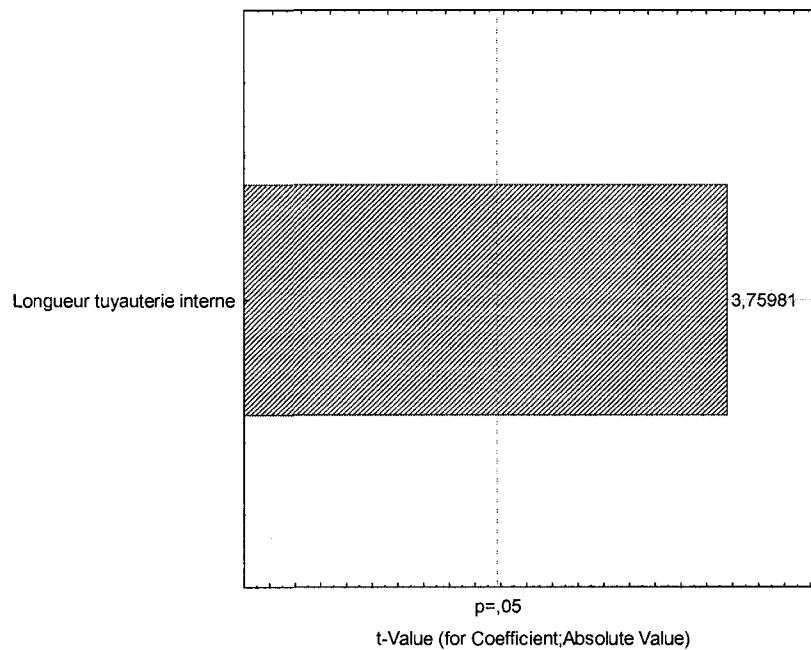


Toutes données supérieures à 15 µg/L n=162

Tous les effets, $R^2 = 10.1$



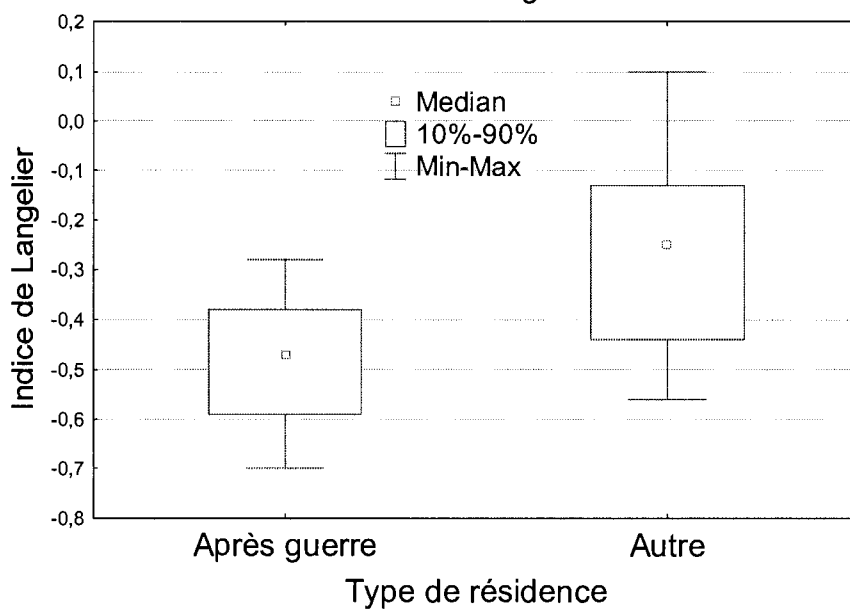
Effet stepwise forward, $R^2 = 8.0$



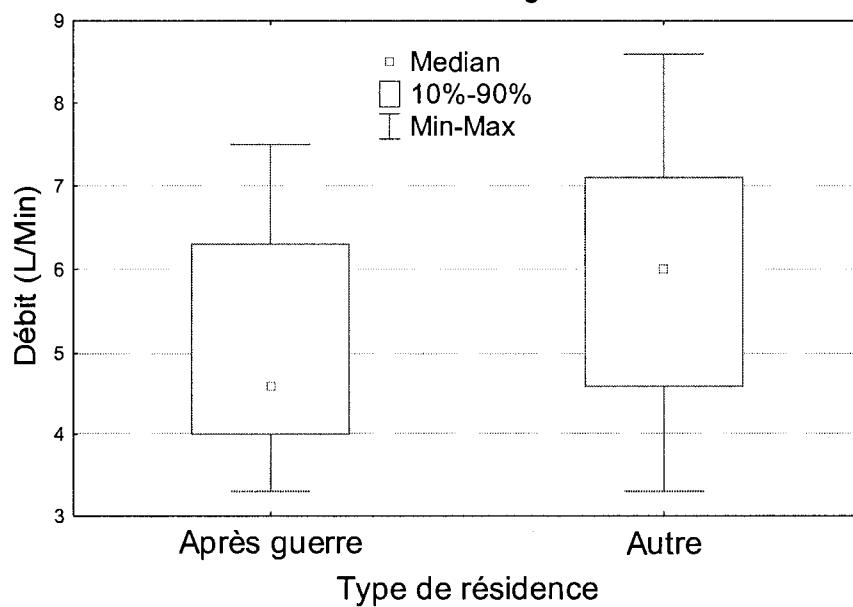
**ANNEXE 2 CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU SELON LA CAMPAGNE
D'ÉCHANTILLONNAGE**

Caractéristiques de l'eau selon la campagne d'échantillonnage

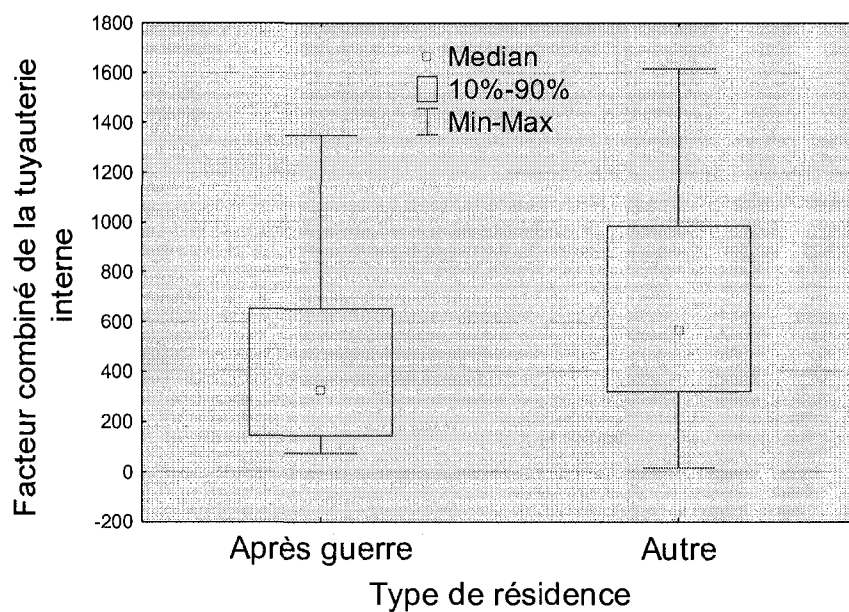
Valeur de l'indice de Langelier selon la campagne d'échantillonnage



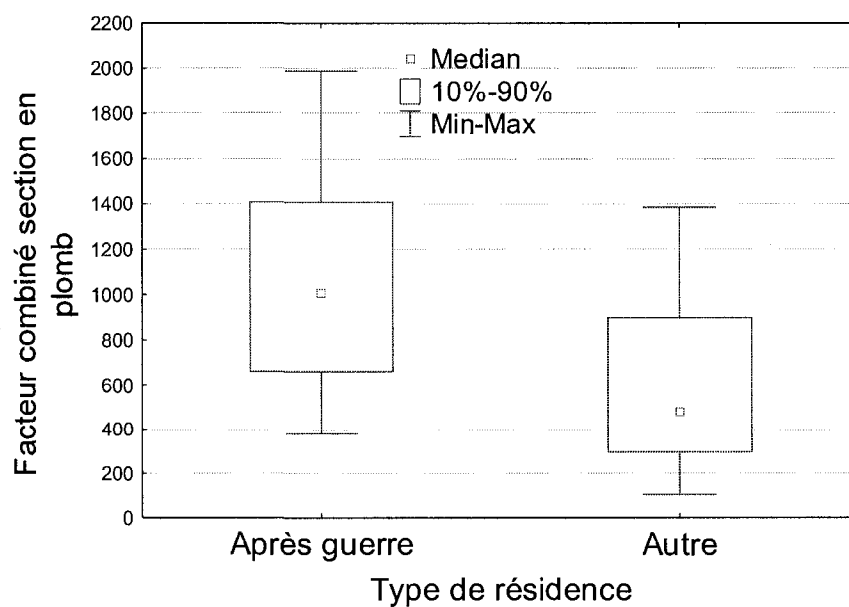
Débit d'échantillonnage selon la campagne d'échantillonnage



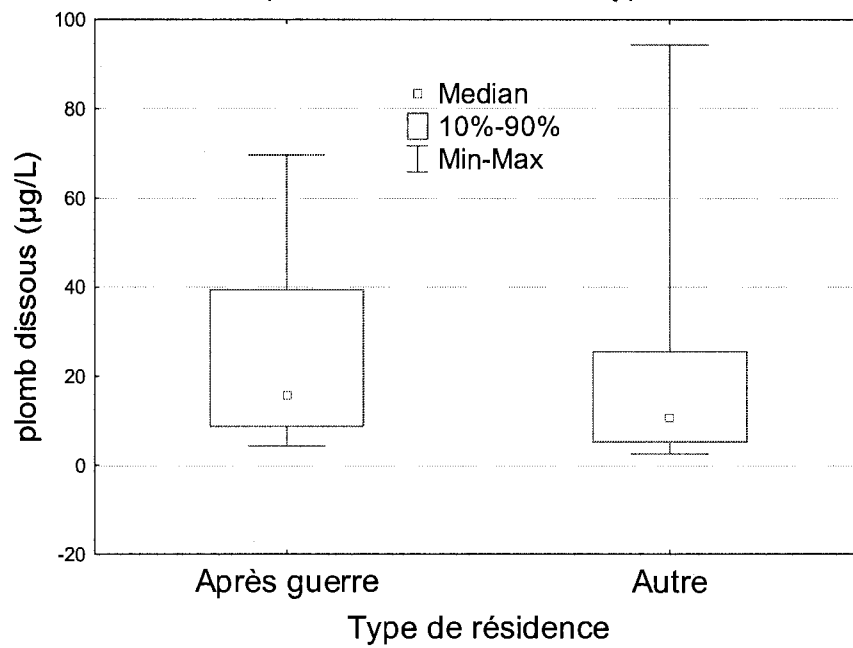
Facteur combiné de la tuyauterie interne selon le type de résidence



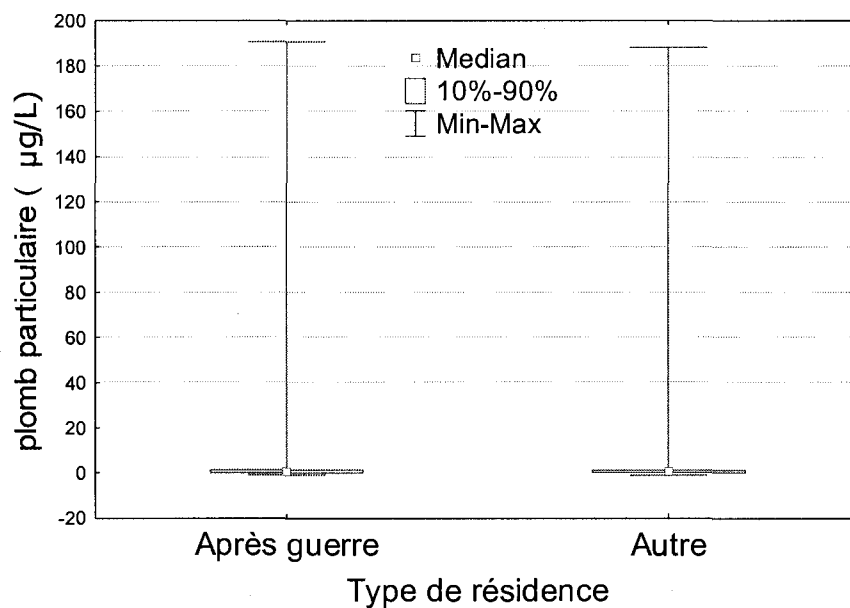
Facteur combiné de la section en plomb selon le type de résidence



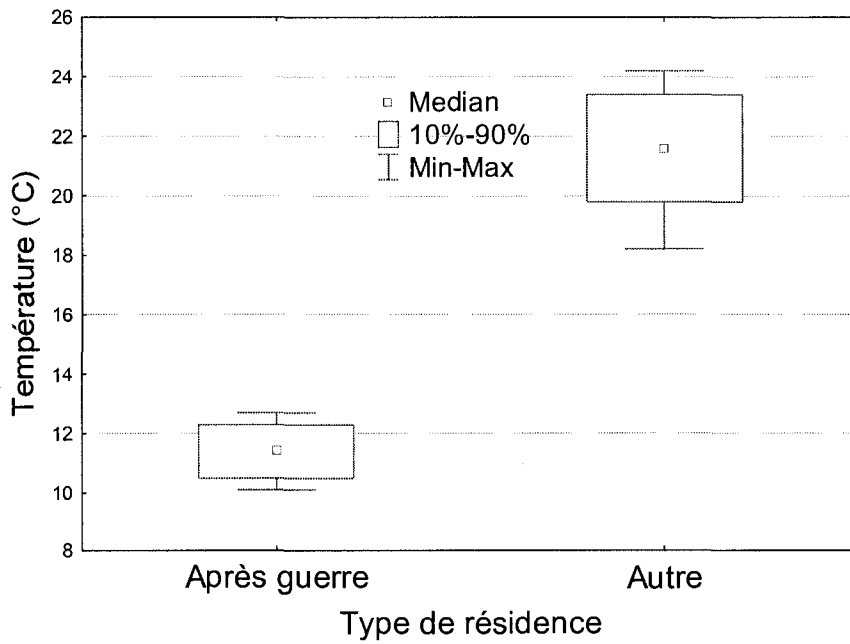
Concentration en plomb dissous selon le type de résidence

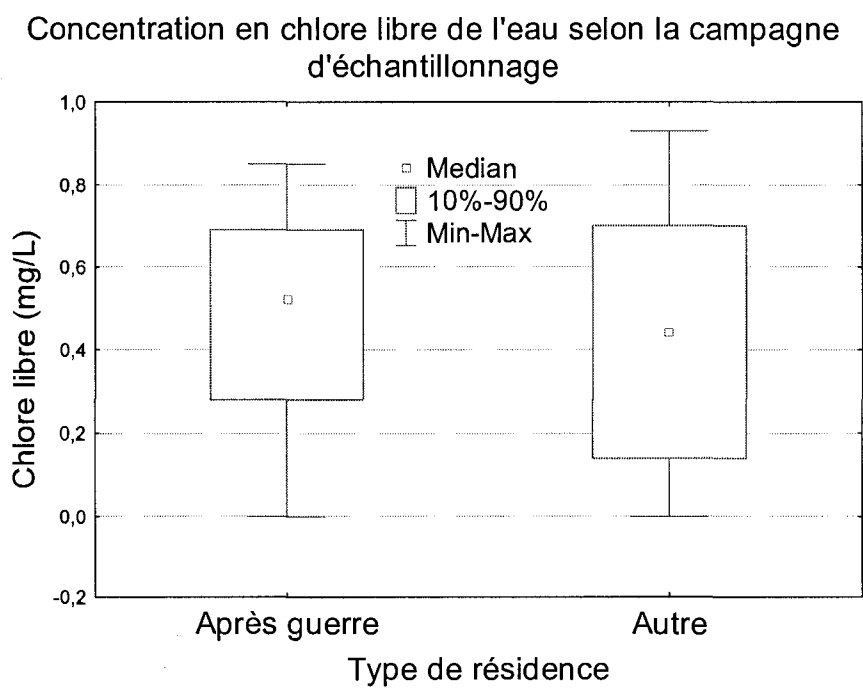
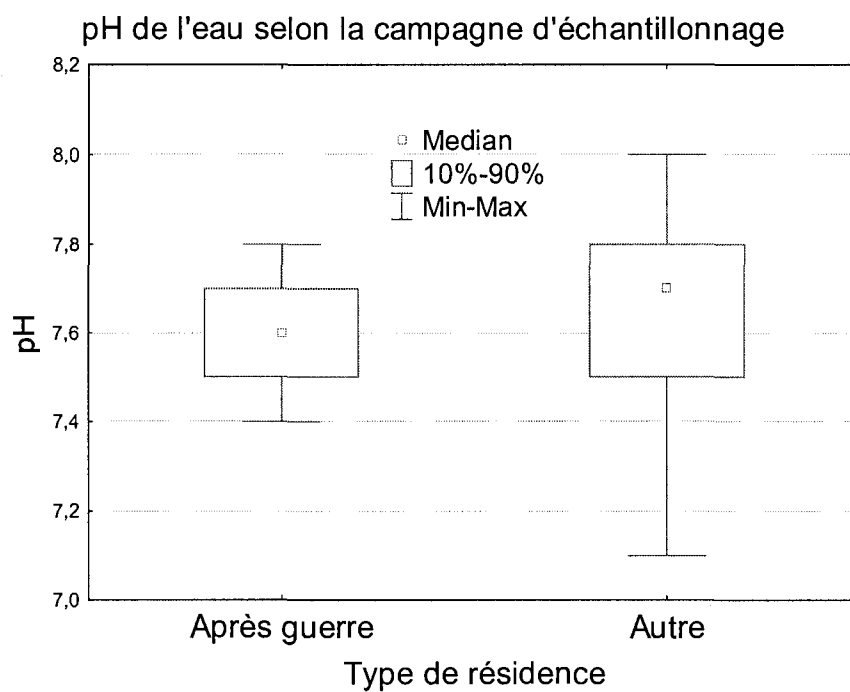


Concentration en plomb particulaire selon le type de résidence

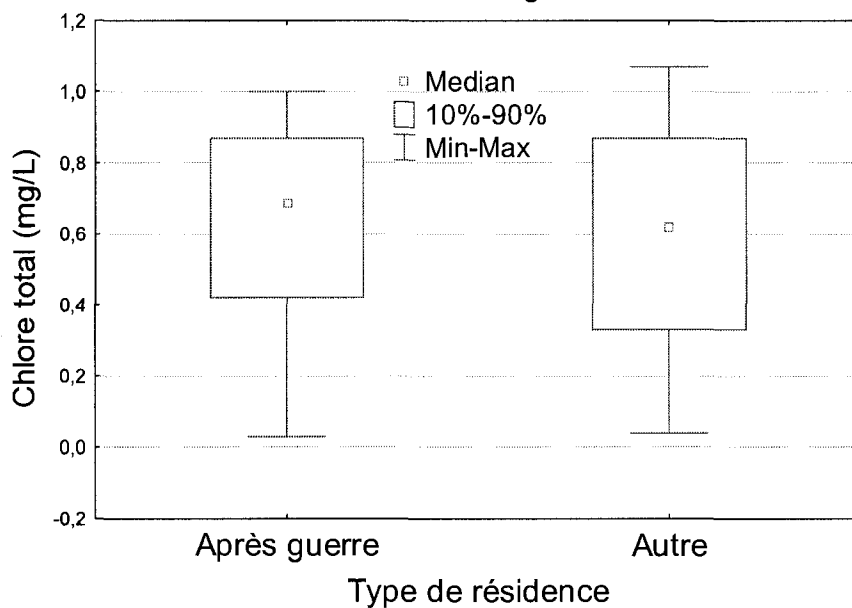


Température de l'eau selon la campagne d'échantillonnage

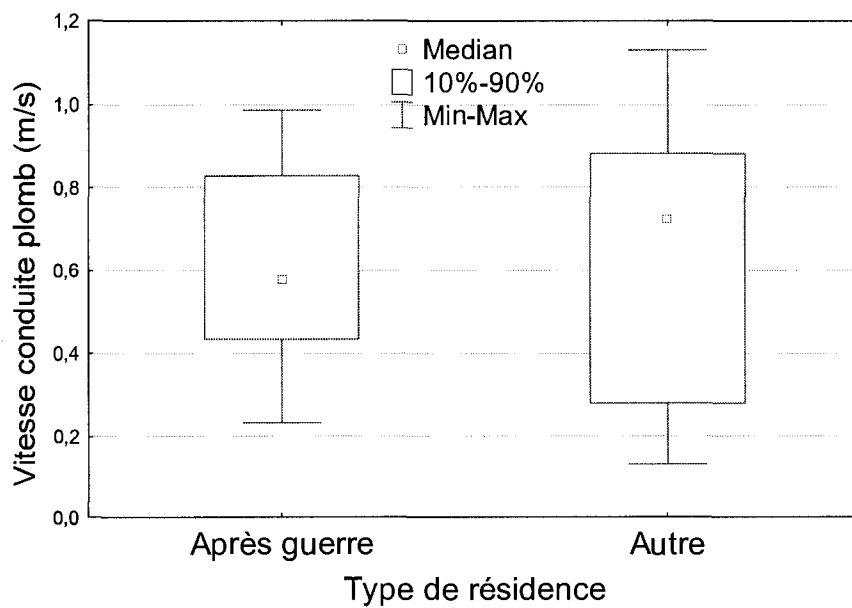




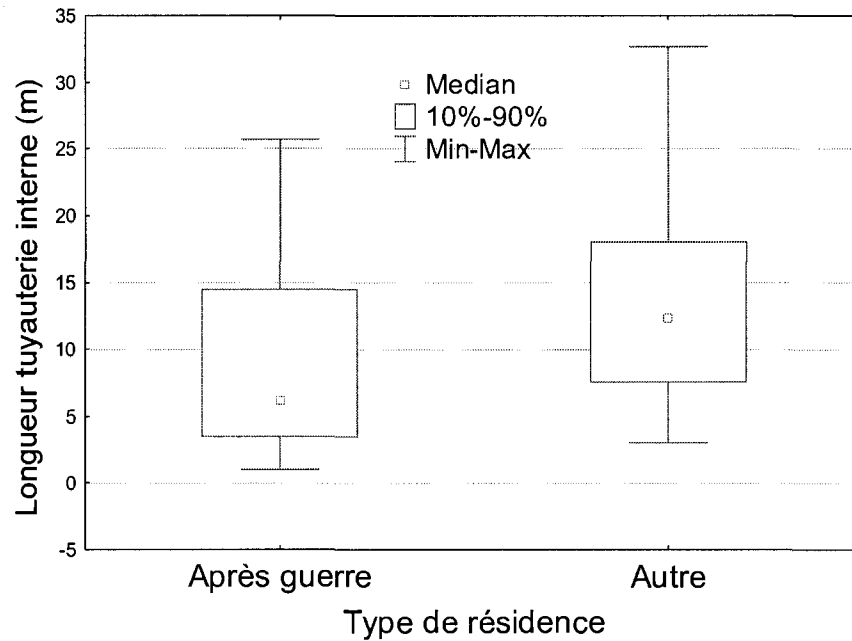
Concentration en chlore total de l'eau selon la campagne d'échantillonnage



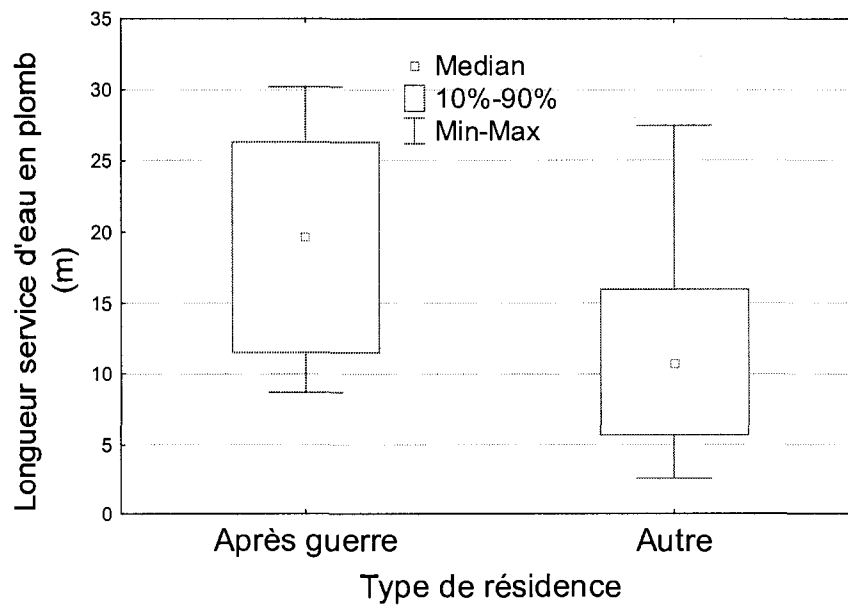
Vitesse dans la conduite en plomb selon le type de résidence



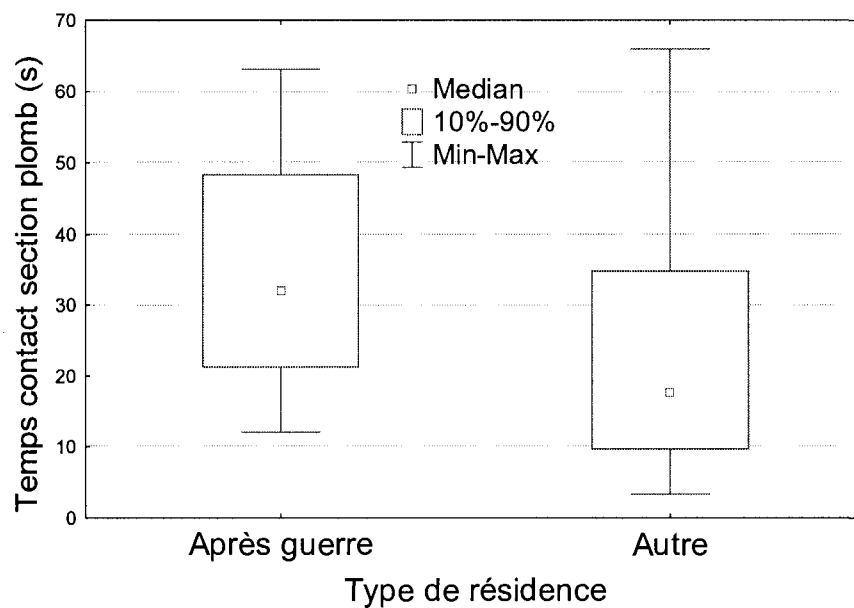
Longueur de la tuyauterie interne selon le type de résidence



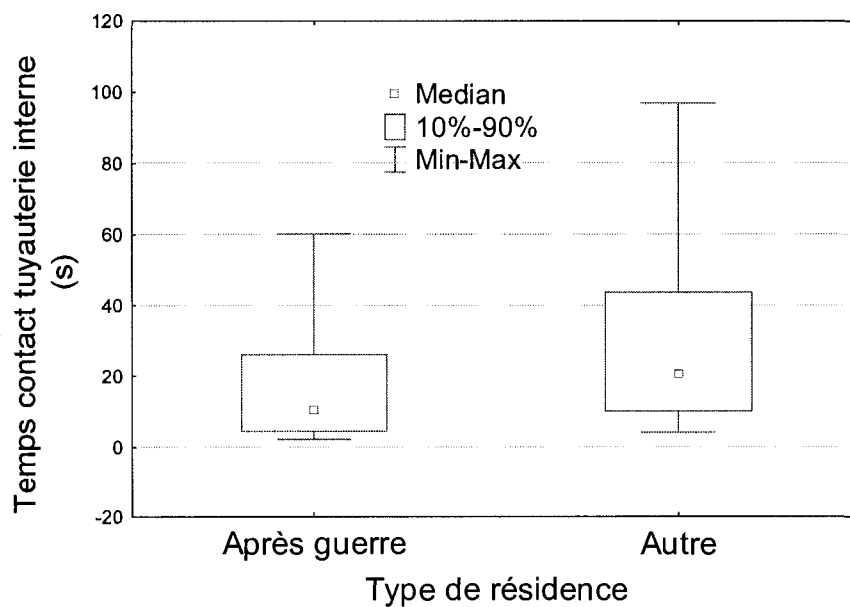
Longueur du service d'eau en plomb selon le type de résidence



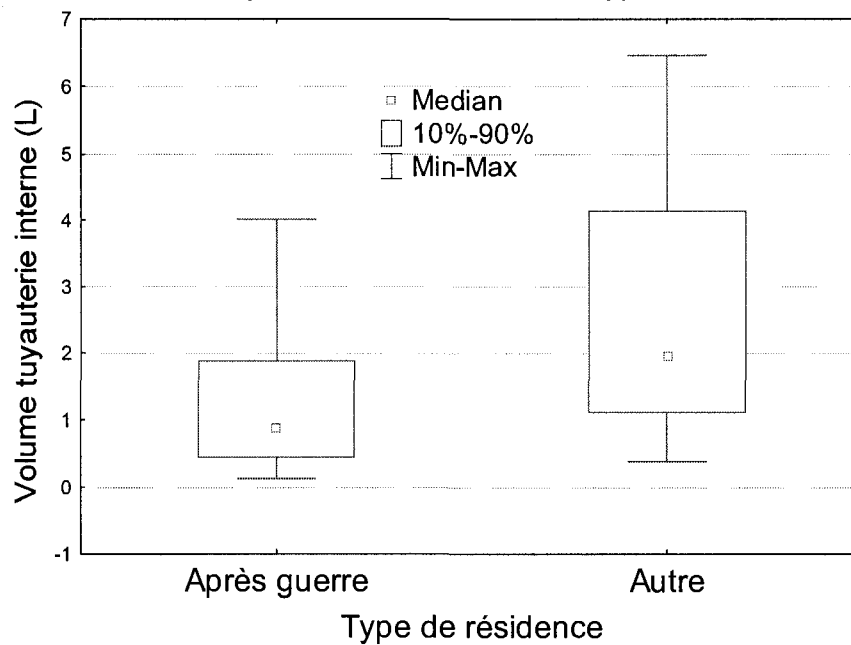
Temps de contact dans la section en plomb selon le type de résidence



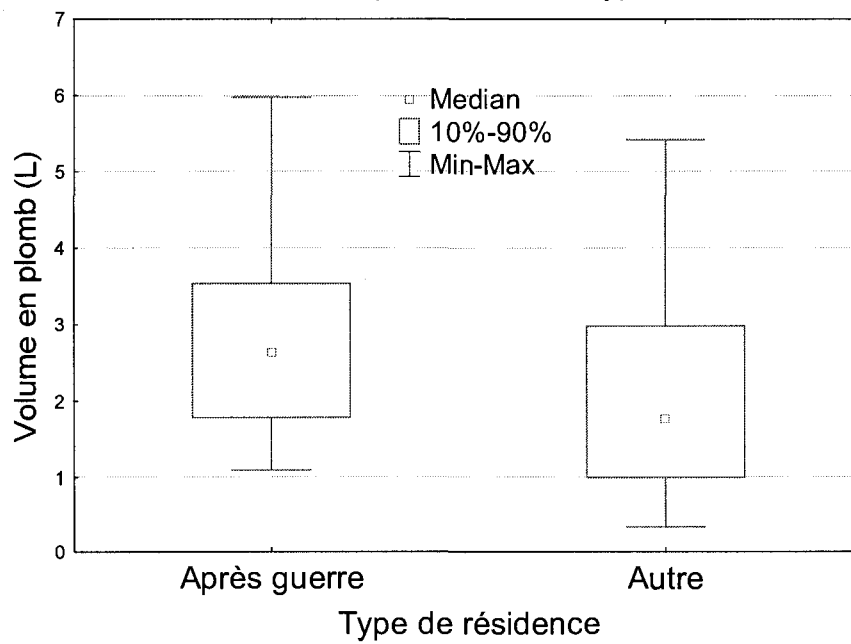
Temps de contact dans la tuyauterie interne selon le type de résidence



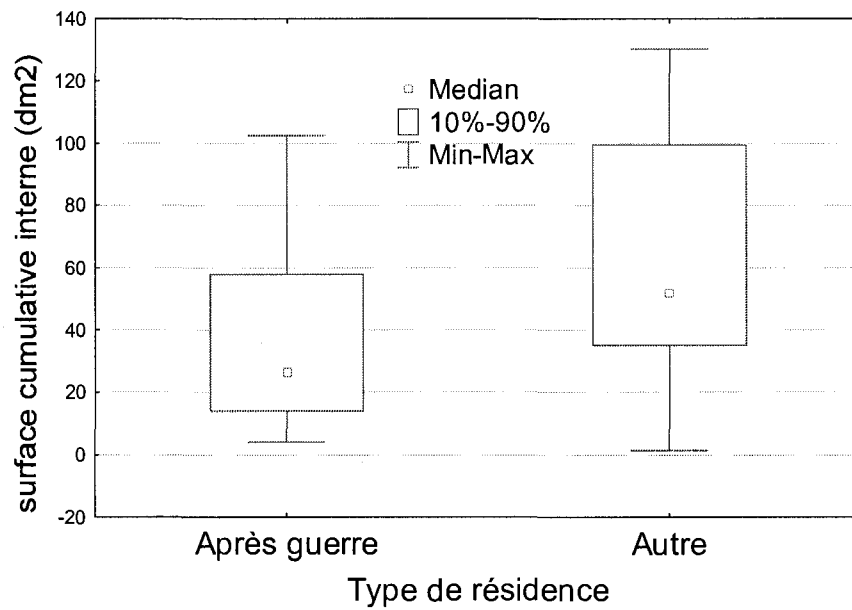
Volume de la tuyauterie interne selon le type de résidence



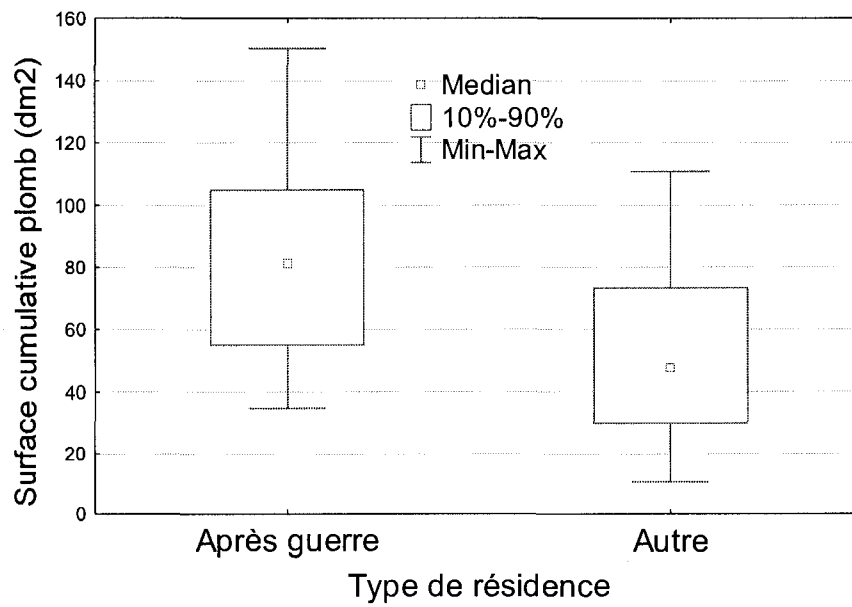
Volume de la section en plomb selon le type de résidence



Surface cumulative de la tuyauterie interne selon le type de résidence

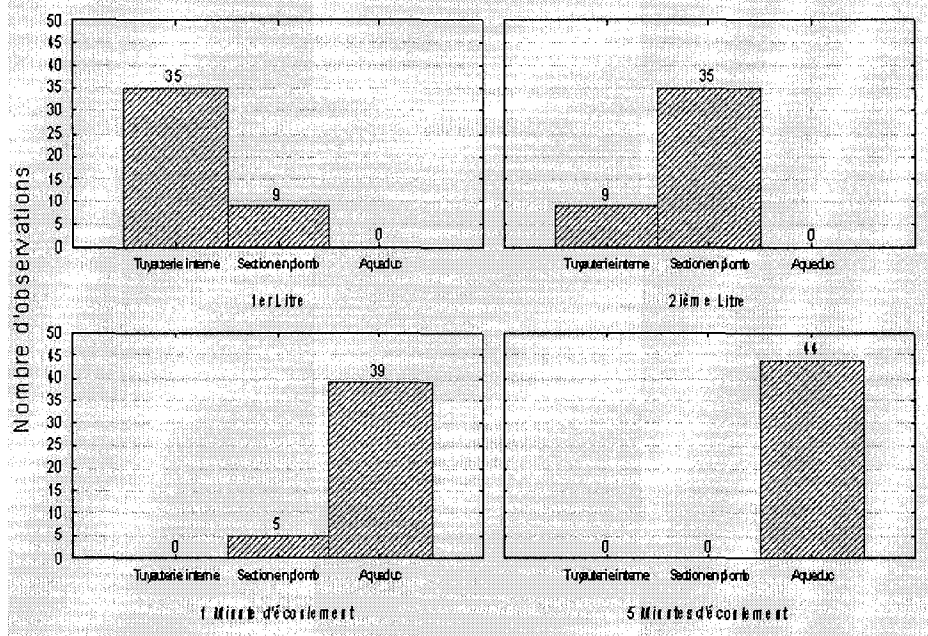


Surface cumulative de la section en plomb selon le type de résidence

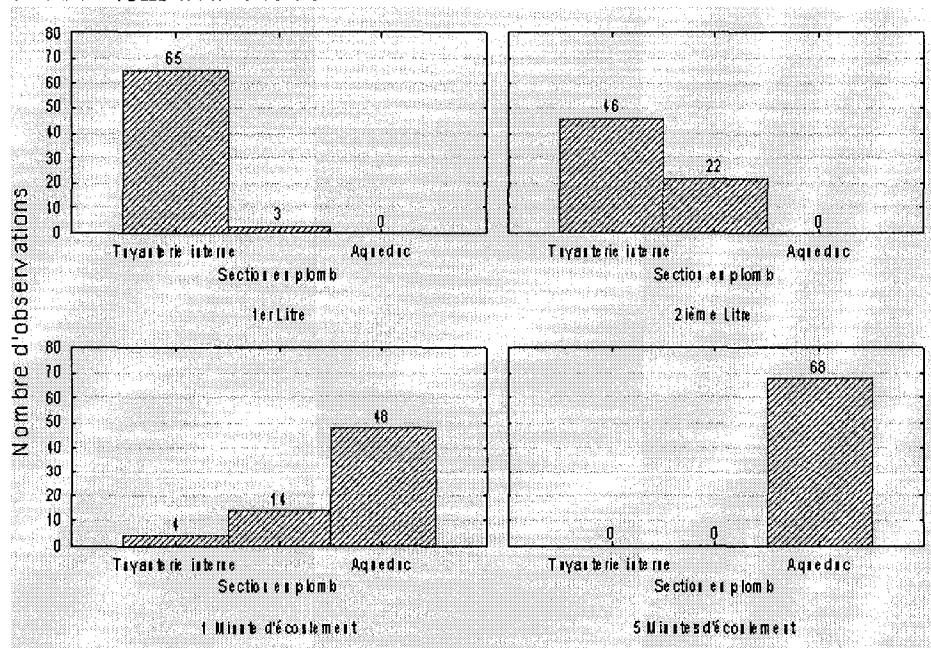


**ANNEXE 3 SÉPARATION SELON LA PROVENANCE DES TYPES
D'ÉCHANTILLONNAGE**

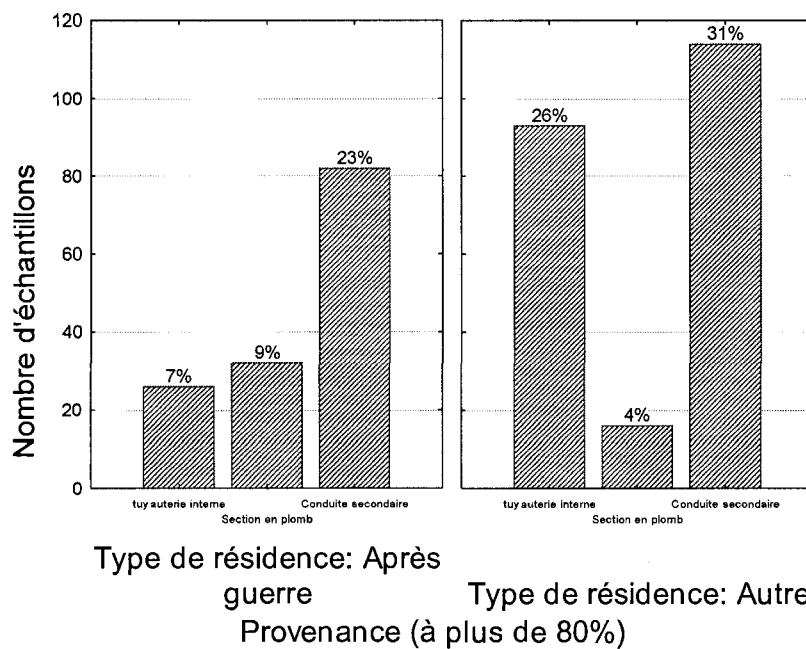
Provenance des échantillons dans le réseau pour la campagne d'échantillonnage des maisons d'Après guerre



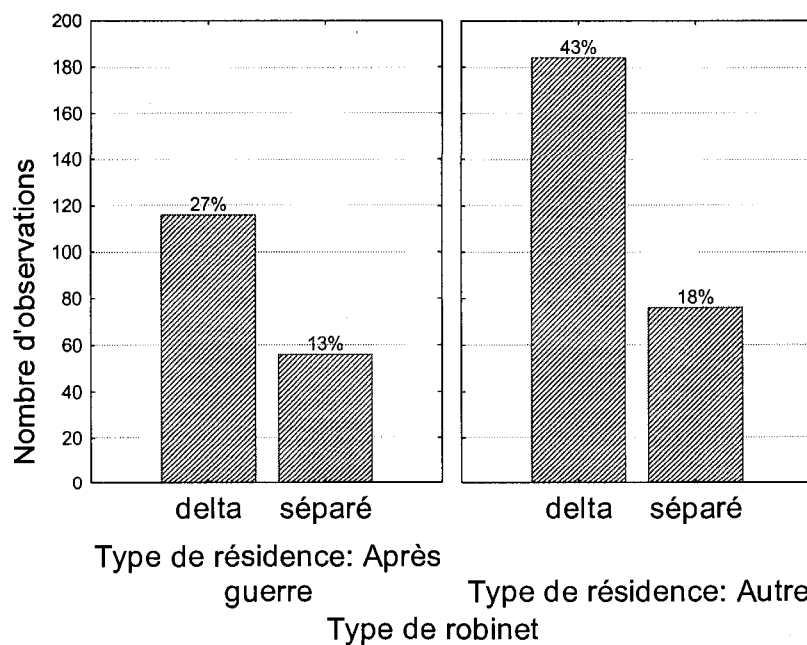
Provenance des échantillons dans le réseau pour la campagne d'échantillonnage des maisons avant 1970

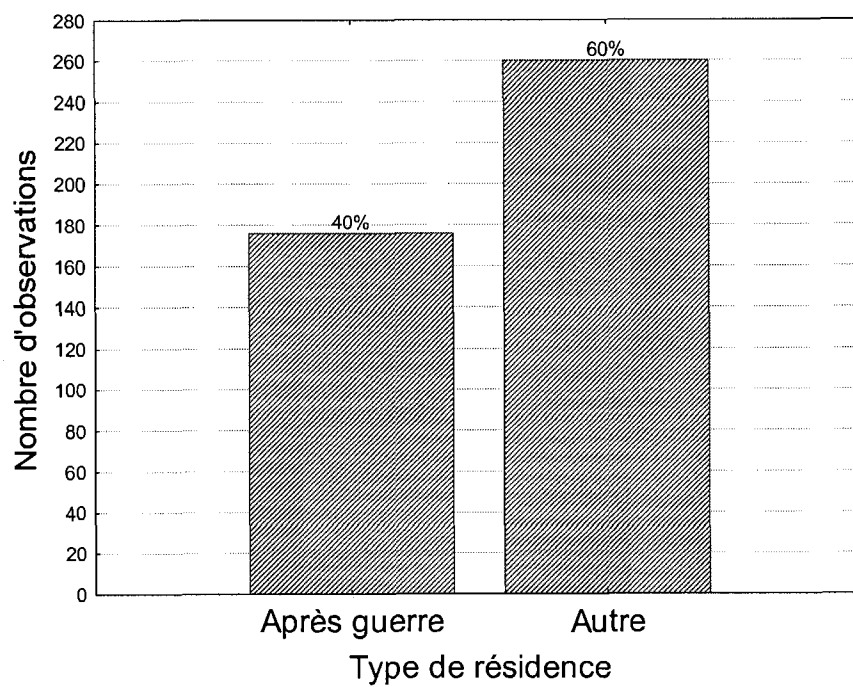


Répartition des échantillons selon la provenance et le type de résidence



Répartition des échantillons selon le type de robinet et le type de résidence



Répartition des échantillons selon le type de résidence

**ANNEXE 4 RÉSULTATS BRUT DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE
DES 5 MAISONS DÉTAILLÉS**

Numéro de maison	Adresse	Date de prélèvement	Avec Aérateur à débit Normal (5,0 LPM)															
Pai anches			Premier jet après 30 minutes de contact				Section plomb après 30 minutes de contact		Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau		Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau		Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau		Tests sur place après 3 rinçages complets			
			Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)				
25	1625, Lloyd George	2006-06-28	Plomb	22,77	19,14	52,14	47,32	36,87	34,72	20,95	17,12	17,55	16,6	19,3	16,6	pH = 7,7		
			Fer	10	4	5	1	5	0	6	3	5	3	5	0	Cl ₂ libre = 0,76 mg/L		
			Zinc	8	7	4	7	4	6	5	5	2	5	2	5	0	Cl ₂ total = 0,95 mg/L	
			Cuivre	219	205	69	65	61	38	56	54	52	50	47	47	47		
			Cadmium	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03		
			Antimoine	0,16	0,14	0,16	0,14	0,14	0,14	0,13	0,14	0,15	0,14	0,15	0,14	0,14		
			Avec Aérateur à débit Maximal (6,0 LPM)															
			Plomb	16,63	66,04	53,18	51,19	22,17	20,55	18,86	17,36	19,30	15,63	15,63	15,63			
			Fer	47	6	5	0	8	3	4	4	7	0	7	0			
			Zinc	3466	73	9	9	14	7	3	8	4	8	4	8			
Cuivre	796	174	62	59	58	55	52	51	50	47	47	47						
Cadmium	1,04	0,22	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03					
Antimoine	1,34	0,22	0,14	0,14	0,16	0,15	0,14	0,15	0,14	0,15	0,15	0,15	0,14					
			Sans Aérateur à débit Maximal (8,6 LPM)															
			Premier jet après 30 minutes de contact				Section plomb après 30 minutes de contact		Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau		Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau		Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau					
			Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)				
			Plomb	19,87	19,96	53,98	51,64	22,21	19,68	19,31	17,66	18,45	16,96	16,96				
			Fer	3	1	9	2	8	6	10	7	13	8	8				
			Zinc	30	34	3	3	7	3	7	2	5	2	6	6			
			Cuivre	164	161	67	64	59	55	53	40	51	47	47				
			Cadmium	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03			
			Antimoine	0,14	0,14	0,14	0,14	0,15	0,14	0,13	0,15	0,15	0,16	0,16	0,14			

Numéro de maison	Adresse	Date de prélèvement	Paramètres	Avec Aérateur à débit Normal (4,6 LPMD)											
				Prélever, jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau		
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Tests sur place après 3 rinçages complets
30	6675, 28 ^{ème} avenue	2006-06-28	Plomb	26,68	25,2	54,03	49,37	43,87	22,46	20,24	22,07	20,02	22,07	20,02	18,8 µg/L
			Fer	22	13	17	10	13	16	13	17	13	17	13	pH = 7,5
			Zinc	76	77	7	9	7	4	6	4	7	4	7	Cl ₂ libre = 0,50 mg/L
			Cuivre	151	148	32	29	30	28	27	28	26	28	26	Cl ₂ total = 0,67 mg/L
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	
			Antimoine	0,17	0,16	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	
Avec Aérateur à débit Maximal (6,7 LPMD)															
				Prélever, jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau		
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	
30	6675, 28 ^{ème} avenue	2006-06-28	Plomb	27,33	26,24	54,43	50,64	48,39	24,15	22,33	23,48	21,79	23,48	21,79	
			Fer	19	11	20	12	21	19	18	17	12	17	12	
			Zinc	71	72	7	8	6	4	6	3	5	3	5	
			Cuivre	162	157	35	33	31	27	25	26	23	26	23	
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	
			Antimoine	0,15	0,16	0,14	0,14	0,15	0,14	0,14	0,13	0,14	0,14	0,14	
Sans Aérateur à débit Maximal (7,1 LPMD)															
				Prélever, jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau		
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	
30	6675, 28 ^{ème} avenue	2006-06-28	Plomb	31,73	27,28	54,86	51,51	49,20	23,69	22,78	23,58	22,54	23,58	22,54	
			Fer	26	14	18	15	18	18	16	19	16	19	16	
			Zinc	128	111	7	9	7	4	7	3	6	3	6	
			Cuivre	192	162	36	35	29	27	27	27	26	27	26	
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	
			Antimoine	0,19	0,16	0,15	0,13	0,13	0,16	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	

Numéro de maison	Adresse	Date de prélèvement	Paramètres	Avec Aérateur à débit Normal (5,0 LPM)																	
				Premier jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau			Tests sur place après 3 rinçages complets					
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	minutes de contact	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau			
				Avec Aérateur à débit Maximal (6,5 LPM)																	
				Premier jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau								
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	minutes de contact	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau			
				40,32	35,52	55,54	52,92	53,3	53,3	24,29	24,75	23,42	24,75	23,42	24,75	23,42	24,75	23,42			
				78	62	75	64	78	66	74	63	78	62	78	62	78	62	78			
				276	211	14	12	11	10	9	9	9	8	9	8	9	8	9			
				226	224	78	76	65	63	60	57	58	54	57	54	58	54	57			
				0,1824	0,1667	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03			
				0,16	0,14	0,13	0,13	0,19	0,15	0,16	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14			
				Sans Aérateur à débit Maximal (9,0 LPM)																	
				Premier jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau								
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	minutes de contact	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau			
				46,75	39,43	52,39	49,15	55,92	51,93	29,42	26,69	28,31	25,82	28,31	25,82	28,31	25,82	28,31			
				99	74	76	61	84	62	80	65	82	61	84	62	80	65	82			
				111	88	15	11	9	10	8	7	8	7	9	8	7	8	7			
				298	276	91	83	78	70	69	62	66	59	69	62	66	59	69			
				0,03808	0,04408	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03			
				0,15	0,14	0,13	0,13	0,15	0,14	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,13			

Numéro de maison	Adresse	Date de prélèvement	Paramètres	Avec Aerateur à débit Normal (6,0 LPMD)													
				Premier jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau			Tests sur place après 3 rinçages complets	
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)		
			Plomb	40,85	28,94	31,84	30,18	22,75	25,64	19,29	18,40	19,08	17,51	12	17	12	18,6 °C
			Fer	113	23	18	16	19	16	5	19	14	17	12	17	12	pH = 7,7
			Zinc	435	43	3	5	3	5	2	4	4	2	5	2	5	Cl ₂ libre = 0,83 mg/L
			Cuivre	262	122	13	13	12	12	11	11	11	11	11	11	10	Cl ₂ total = 1,01 mg/L
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,0397	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	
			Antimoine	0,82	0,22	0,16	0,16	0,16	0,2	0,15	0,16	0,15	0,16	0,15	0,16	0,16	
			Avec Aerateur à débit Maximal (7,5 LPMD)														
				Section plomb après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau				
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	
			Plomb	23,47	20,68	50,74	46,72	43,82	41,19	22,03	19,86	20,17	18,8	14	20	14	
			Fer	20	14	18	12	18	14	17	14	20	14	14	20	14	
			Zinc	31	23	3	6	9	7	3	4	2	4	2	4	2	
			Cuivre	105	99	14	13	17	15	12	11	11	10	11	11	10	
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	
			Antimoine	0,17	0,15	0,15	0,16	0,16	0,17	0,15	0,16	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	
			Sans Aerateur à débit Maximal (13,0 LPMD)														
				Section plomb après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau				
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	Total (µg/L)	
			Plomb	26,66	20,82	50,56	43,9	37,64	33,09	32,54	21,34	23,27	20,99	14	23	15	
			Fer	151	14	34	13	23	13	113	14	23	15	14	23	15	
			Zinc	11	13	3	4	3	7	3	3	2	3	2	3	2	
			Cuivre	71	34	26	14	22	16	38	10	13	9	13	13	9	
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	
			Antimoine	0,17	0,16	0,15	0,15	0,16	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,16	

Avec Aerateur à débit Normal (6,0 LPMD)

Avec Aerateur à débit Maximal (7,5 LPMD)

Sans Aerateur à débit Maximal (13,0 LPMD)

Tests sur place après 3 rinçages complets

Température = 18,6 °C

pH = 7,7

Cl₂ libre = 0,83 mg/L

Cl₂ total = 1,01 mg/L

Numéro de maison	Adresse	Date de prélèvement	Paramètres	Avec Aérateur à débit Normal (5,0 LPM)											
				Premier jet après 30 minutes de contact			Après 1 rinçage complet de la ligne d'eau			Après 2 rinçages complets de la ligne d'eau			Après 3 rinçages complets de la ligne d'eau		
				Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	minutes de contact	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	minutes de contact	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	minutes de contact	Total (µg/L)	Dissous (µg/L)	minutes de contact
51	1260, Beaulieu	2006-06-28	Plomb	20,36	16,75	63,46	66,82	13,64	13,29	12,44	12,24	12,42	12,42	11,82	10,88
			Fer	31	16	30	16	27	15	22	14	20	20	14	17
			Zinc	75	28	4	5	3	6	2	5	3	3	4	5
			Cuivre	184	184	73	71	164	163	54	53	51	51	51	53
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
			Antimoine	0,17	0,15	0,14	0,11	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
			Avec Aérateur à débit Maximal (8,5 LPM)												
			Plomb	20,36	16,75	63,46	66,82	13,64	13,29	12,44	12,24	12,42	12,42	11,82	10,88
			Fer	31	16	30	16	27	15	22	14	20	20	14	17
			Zinc	75	28	4	5	3	6	2	5	3	3	4	5
			Cuivre	184	184	73	71	164	163	54	53	51	51	51	53
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
			Antimoine	0,17	0,15	0,14	0,11	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
			Sous Aérateur à débit Maximal (15,0 LPM)												
			Plomb	20,07	14,03	63,62	61,32	19,83	17,08	13,57	12,73	13,6	13,6	12,16	10,88
			Fer	31	13	22	13	24	15	21	12	27	27	16	17
			Zinc	51	19	7	5	10	6	4	4	3	3	3	5
			Cuivre	342	177	70	67	149	146	54	52	51	51	51	53
			Cadmium	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
			Antimoine	0,23	0,14	0,14	0,14	0,14	0,17	0,13	0,13	0,14	0,14	0,14	0,14

Avec Aérateur à débit Normal (5,0 LPM)

Avec Aérateur à débit Maximal (8,5 LPM)

Sous Aérateur à débit Maximal (15,0 LPM)

Tests sur place après 3 rinçages complets

TP = 18,8 ± C

pH = 7,5

Cl₂ libre = 0,53 mg/L

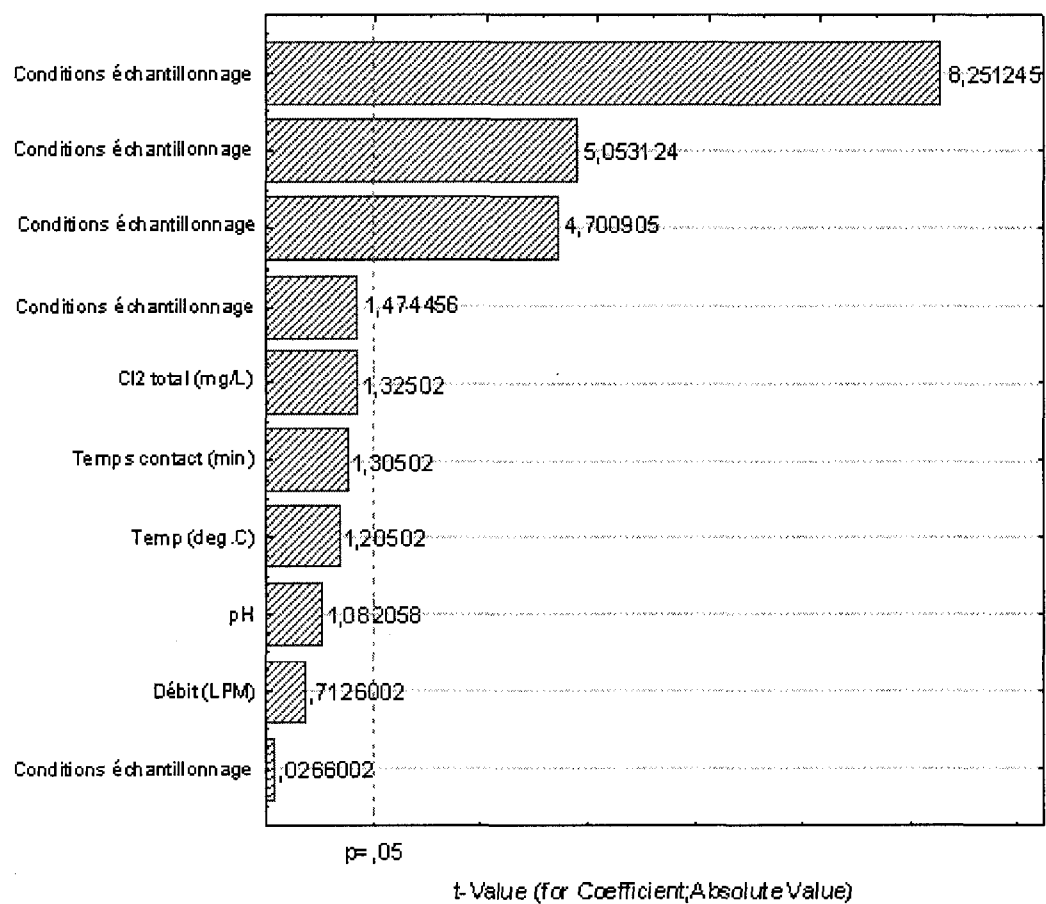
Cl₂ total = 0,79 mg/L

**ANNEXE 5 PARETO POUR LES ÉCHANTILLONNAGES EFFECTUÉS SUR
5 MAISONS EN DÉTAIL**

Plomb dissous,

Données épurées (n=72)

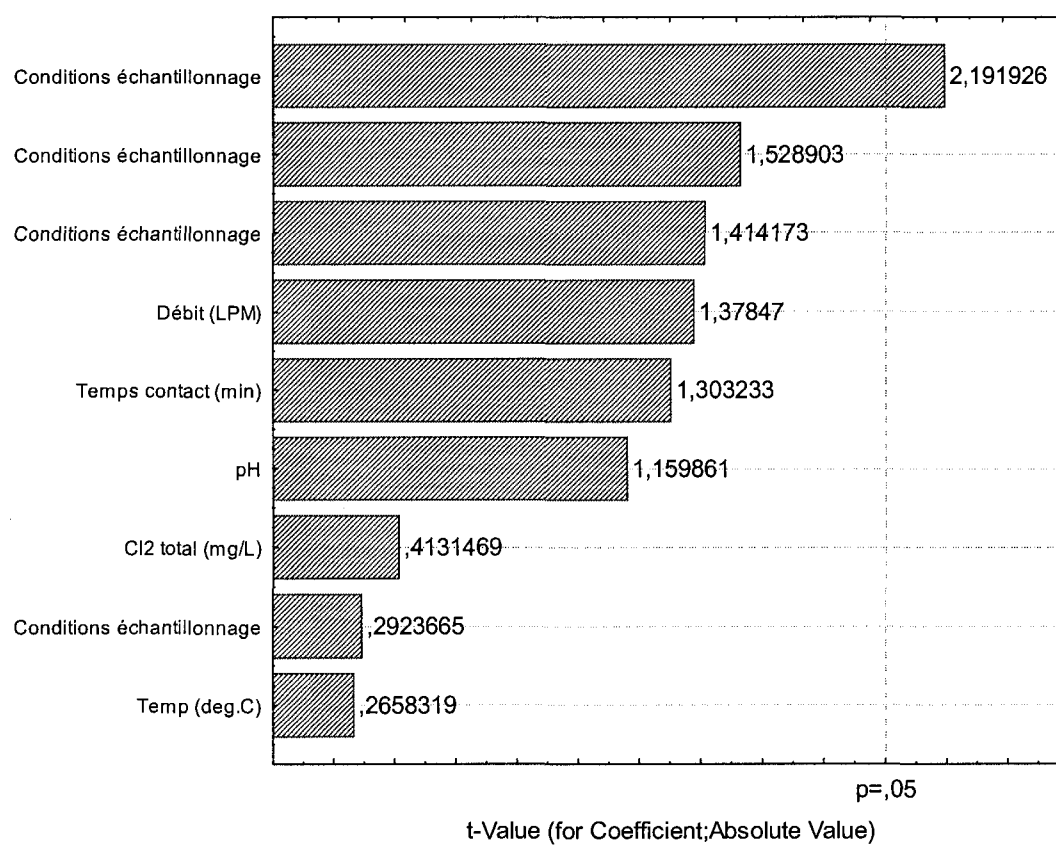
$R^2=64,5 \%$



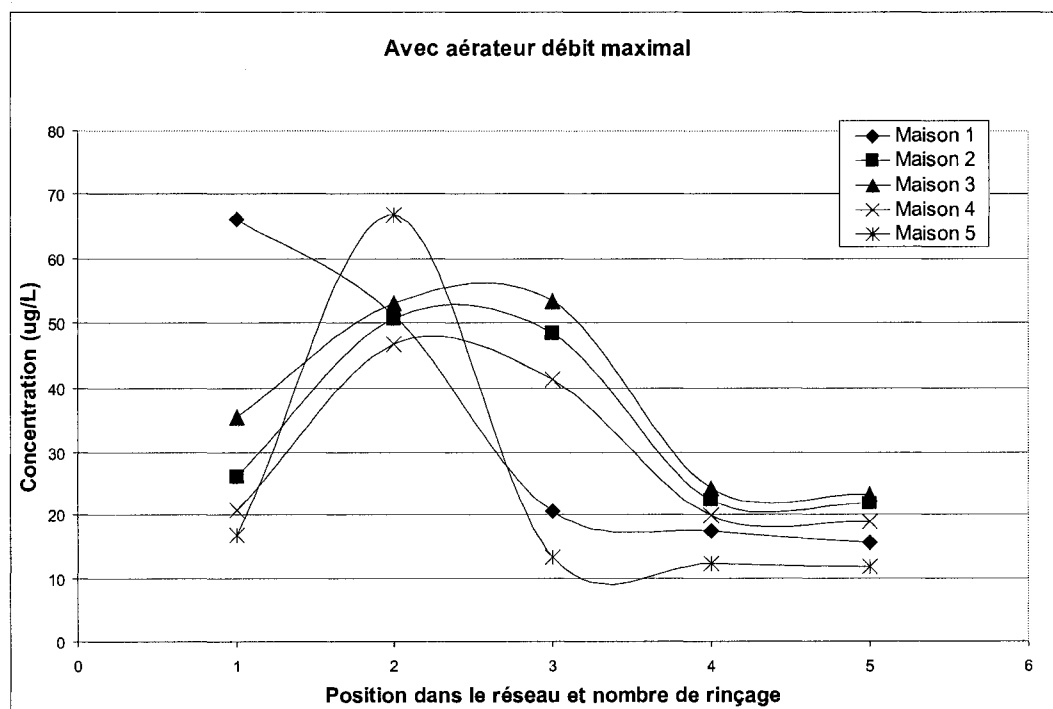
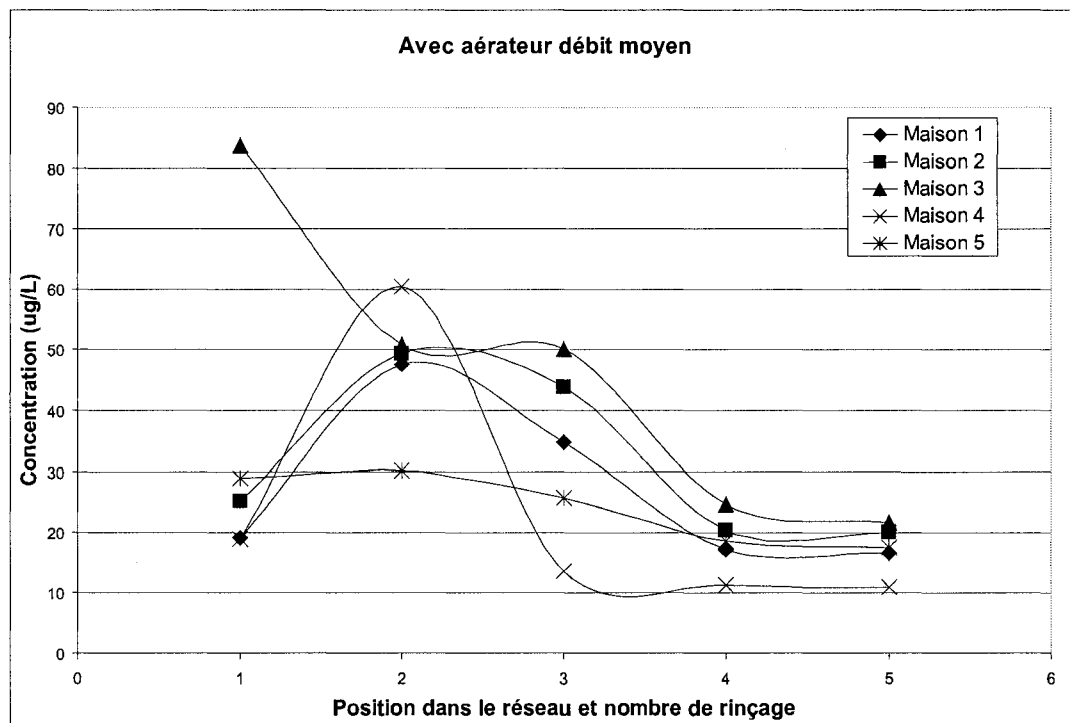
Plomb particulaire,

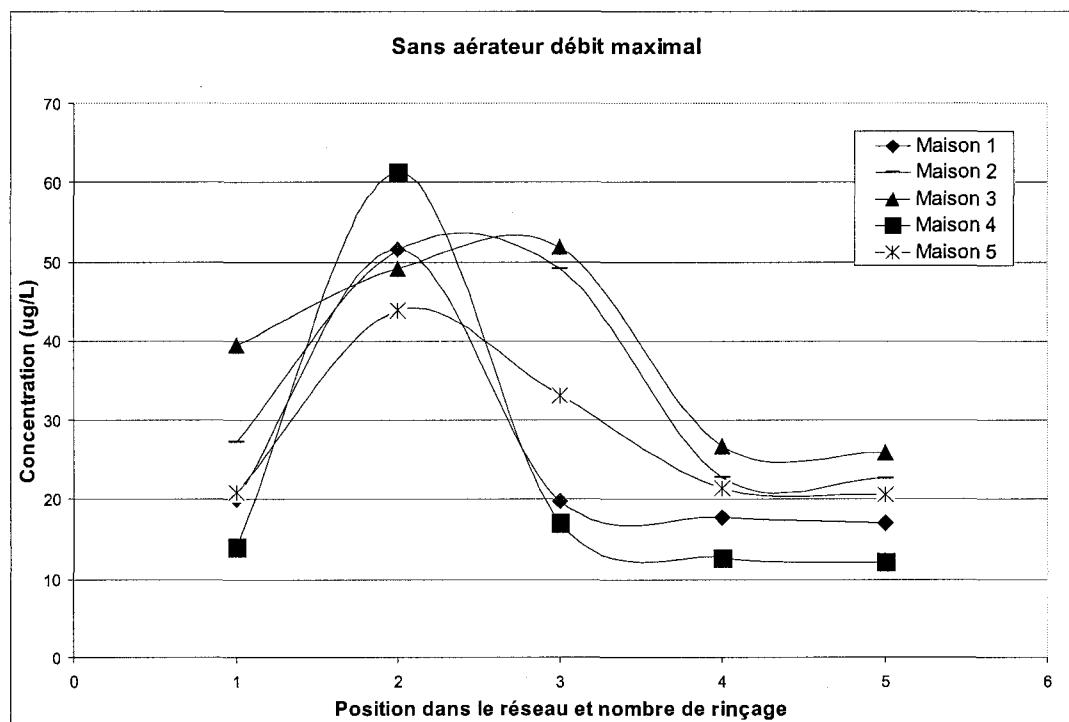
Données épurées (n=72)

$R^2=15,6 \%$



**ANNEXE 6 CONCENTRATION EN PLOMB DISSOUS SELON LE TYPE
D'ÉCHANTILLONNAGE ET LA FAÇON D'ÉCHANTILLONNER POUR LES
CINQ MAISONS SÉPARÉMENT**





**ANNEXE 7 ANALYSE DES COUCHES D'OXYDES À L'INTÉRIEUR DE
DEUX CONDUITES DE LA VILLE DE MONTRÉAL**

Analyse de couches d'oxyde à l'intérieur de conduites d'eau potable

Ce chapitre présente les résultats d'analyse des couches d'oxydes présentes à l'intérieur de deux conduites prélevées dans la ville de Montréal. La composition de la couche d'oxydes influence le lessivage de plomb de même que le traitement à appliquer afin de réduire ce lessivage.

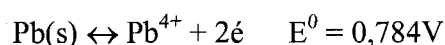
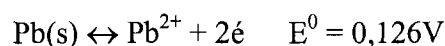
Mise en contexte

Lors de la campagne d'échantillonnage pour la ville de Montréal, les concentrations en plomb dissous et en plomb total ont été mesurées au robinet, le plomb total étant constitué de plomb dissous et de plomb particulaire. Selon certains auteurs, la fraction particulaire est en grande partie due au détachement des couches d'oxydes formées à l'intérieur des conduites en plomb (Schock, 1990a). Certains types d'oxyde étant plus susceptibles de se dissoudre dans l'eau, ou sont plus fragiles, ce qui permet un lessivage du plomb dans l'eau de consommation. Ainsi, dans le but de mieux cerner cette problématique, des analyses de la composition, de l'épaisseur et de la forme de la couche d'oxyde ont été effectuées pour deux conduites reliant des résidences au réseau de distribution d'eau potable de la ville de Montréal. Pour se faire, différentes techniques ont été utilisées, comme la diffraction par rayons X (DRX), la microscopie électronique à balayage (MEB), la microscopie optique et la spectroscopie de photo électrons induits par rayon X (XPS).

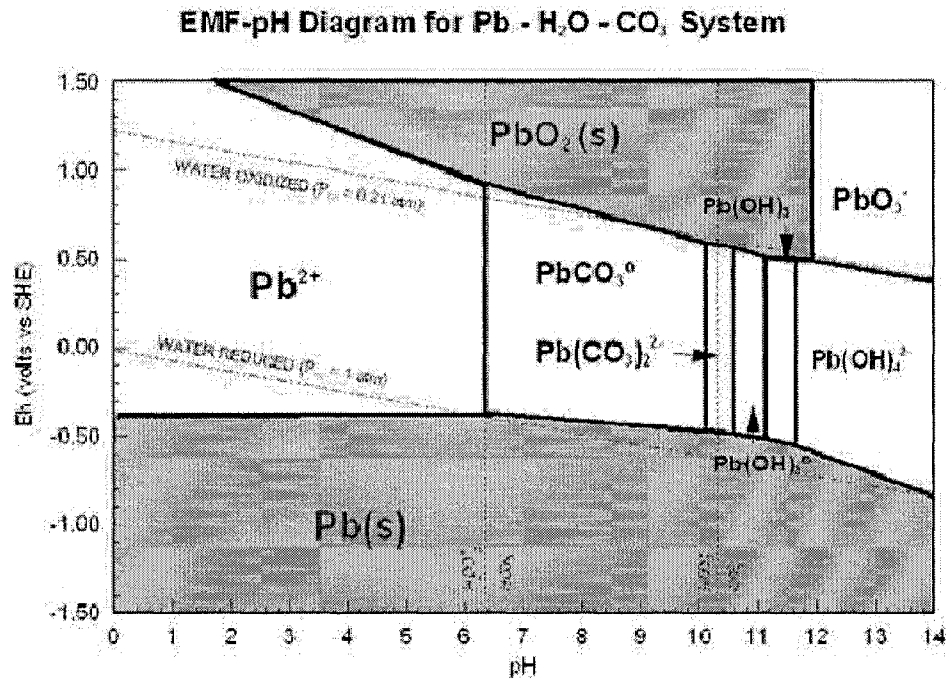
Cet article résume les travaux effectués en collaboration avec Annie Bernier dans le cadre de son projet de fin d'étude. Les expérimentations en laboratoire, photos et interprétation des graphiques obtenus par DRX sont le fruit de son travail.

Revue de littérature

La valeur du potentiel d'oxydoréduction (POR), le pH, l'alcalinité et le carbone organique dissous sont des paramètres pouvant affecter la composition de la couche d'oxyde, sa résistance et son potentiel de lessivage (Schock, 1990a). Un POR élevé, produit par un oxydant puissant, comme le chlore libre avec un résiduel de concentration élevé dans le réseau, permet la formation de PbO_2 , un oxyde de plomb IV, tétravalent (Shuldener et Sussman, 1960), comme on peut le voir à la figure 4.1. Voici l'équation d'oxydation du plomb II et IV avec l'énergie associée.



À Washington D.C., la formation de l'oxyde de plomb IV a été observée en présence d'un résiduel de chlore libre dans le réseau de 3,5 mg/L (Vasquez, Heaviside et al., 2006). Ainsi, un changement de pH, une baisse de le POR ou les deux peut déstabiliser le film d'oxyde de plomb IV et ainsi augmenter la dissolution du plomb et peut-être le relâchement de particules (Schock et Giani, 2004), comme on peut le voir à la figure 5.1 (Edwards et Dudi, 2004). La figure 5.1 présente le diagramme de Pourbaix pour le plomb : les lignes délimitent des zones où un composé est majoritaire, l'axe vertical correspond au potentiel relatif à l'électrode standard pour l'hydrogène ou le potentiel d'oxydo-réduction et l'axe horizontal correspond au pH.



Eh-pH diagram for Pb-H₂O-CO₂ system (0.015 mg Pb/L, 10 mg C/L DIC, I=0, and 25°C)

Diagramme de Pourbaix pour le plomb (Shuldener et Sussman, 1960)

Le PbO₂ est présent sous deux formes moléculaires ou phases : la scrutinyite (α -PbO₂) est de structure orthorhombique et de couleur brun rougeâtre foncée et la plattnerite (β -PbO₂) est de structure tétragonale et de couleur brun noir à noir avec des rayures rouge foncées. Ces oxydes de plomb IV sont reconnus comme étant très durs, résistants et très peu poreux, diminuant ainsi les concentrations en plomb dissous et particulaire si les conditions dans le système sont maintenues (Schock, 1990b). Il a été démontré que l'ajout de chlore libre à une solution change l'hydrocérusite en plomb IV et que le temps de réaction est influencé par la quantité de chlore ajouté, la concentration en carbone inorganique dissous et le pH (Liu, Korshin et al., 2006). Une quantité élevée de chlore, une concentration en carbone inorganique dissous faible et

un pH faible accélèrent la vitesse de réaction de consommation du chlore pour oxyder le plomb de valence II en plomb de valence IV.

Les oxydes de plomb II, qui sont divalents, se forment plutôt à des valeurs de potentiel d'oxydo-réduction (POR) plus faibles (Switzer, Rajasekharan et al., 2006). Cette situation est présente avec l'utilisation de monochloramines qui sont utilisés comme désinfectant ou avec l'application de chlore libre mais avec un faible résiduel de concentration dans le réseau. Les oxydes formés sont plus friables, plus fragiles et plus poreux, permettant ainsi le lessivage de plomb dissous et particulaire (Switzer, Rajasekharan et al., 2006). Les oxydes à l'équilibre de plomb II se lessiveraient plus facilement que les oxydes de plomb IV à l'équilibre, mais moins que les conduites de plomb neuves sans dépôt d'oxydes à leur surface intérieure (Schock, 1990a).

Il existe plusieurs formes de plomb II pouvant être formés dans des conduites d'eau potable: le PbO se retrouve sous deux structures moléculaires ou phases : le litharge, de structure tétragonale et de couleur rougeâtre ou rougeâtre jaune; et le massicot de structure orthorhombique et de couleur jaunâtre; les carbonates de plomb, la cérusite (PbCO_3) de couleur blanchâtre grise et l'hydrocérusite ($\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$) de structure rhomboédrique et de couleur blanchâtre grise également. Le minium (Pb_3O_4 ou $2\text{PbO} \cdot \text{PbO}_2$) est une combinaison de plomb de valences II et IV. Cet oxyde est très friable et de couleur rouge orangée.

Résultats

Les analyses ont été effectuées sur deux conduites de plomb. La première conduite provenait de l'arrondissement St-Laurent, son intérieur avait séché avant son analyse. Cette conduite avait été excavée en décembre 2005 et a été analysée du 26 au 27 juillet 2006. La deuxième conduite provenait de l'arrondissement de Westmount. Elle a été

maintenue humide jusqu'à son analyse. Cette conduite a été prélevée le 15 août 2006 et a été analysée du 19 au 20 août 2006.

Analyse au microscope optique et au MEB

Les images obtenues révèlent le type de corrosion pour les deux conduites. Ils présentaient une corrosion interne uniforme, c'est à dire qu'il n'y avait pas de corrosion par piqure, inter granulaire ou au joint des grains. Pour l'échantillon observé, la couche d'oxyde à l'état sec, à une épaisseur de 40 μm et sa surface est irrégulière. À la figure 5.2 on peut observer la photo prise au MEB illustrant la couche d'oxyde et l'âme de la conduite. À la figure 5.3 on peut observer la métallographie de l'âme de la conduite de St-Laurent.

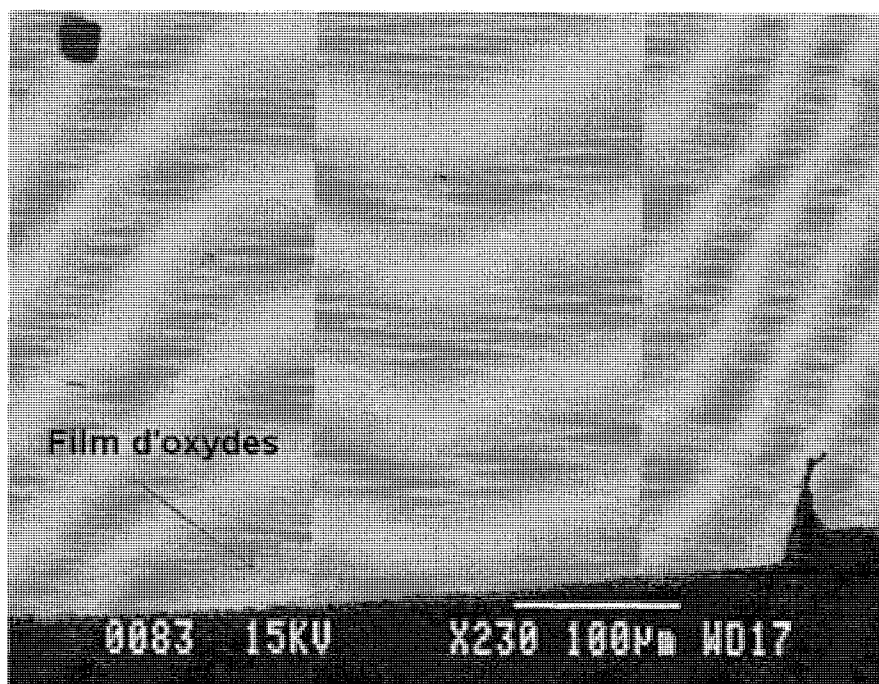
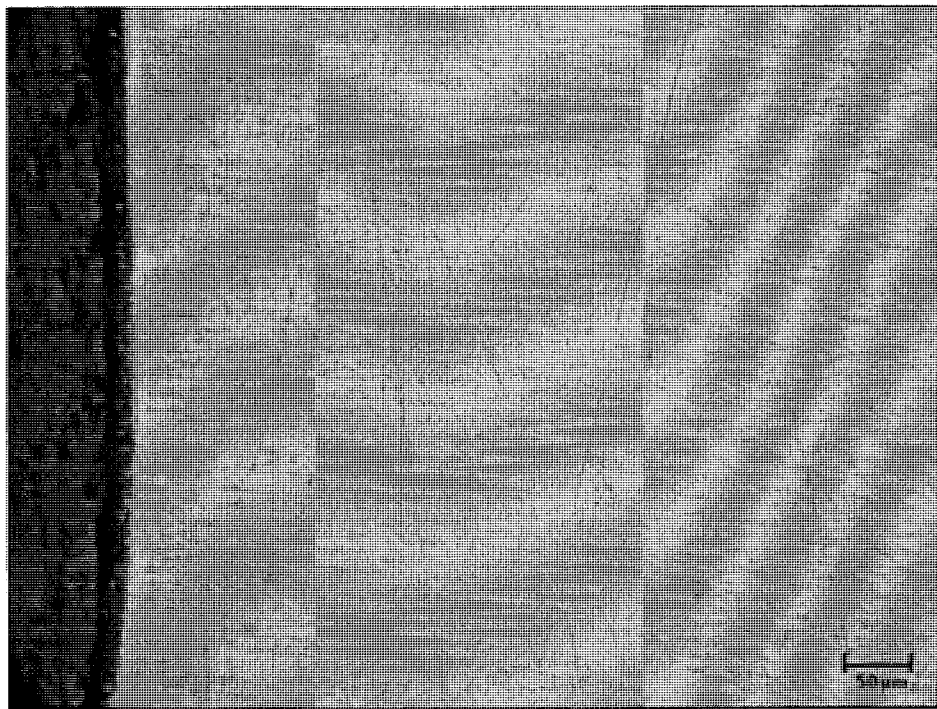


Photo du film d'oxyde de la conduite de St-Laurent prise au MEB



Métallographie de la conduite de St-Laurent, microscope optique, grossissement 200X.

Analyse au DRX

Les spectres obtenus suite à l'analyse au DRX ont été analysés afin de comparer leur sommet d'intensité caractéristique à ceux des métaux et alliage de la banque de donnée du (CM)². Les résultats d'analyse sont présentés pour la couche de surface et la couche de fond des deux conduites.

Couche de surface de la conduite de St-Laurent

- Hydrocérussite, 29 des 30 sommets sont présents
- Aluminium, tous les sommets sont présents. Provient du porte échantillon

- Plomb, tous les sommets sont présents. Provient de la matrice de la conduite, gratté lors du prélèvement
- PbO, 8 des 17 sommets sont présent, dont quatre sont superposés à ceux de l'hydrocérussite, deux à ceux de l'aluminium, un au minium, de plus le principal sommet à 28,4 ° n'est pas présent. Par conséquent le PbO n'est pas présent dans cette couche
- Minium, les sommets les plus importants sont présents mais leur intensité est faible, ce qui explique pourquoi les sommets plus faibles ne sont pas présents. La couleur orangée de la poudre de cette couche est donc attribuable au minium.
- PbO₂ (phase α et β), les principaux sommets n'apparaissent pas sur le spectre à l'exception de certain qui correspondent à ceux d'autres éléments, donc le PbO₂ n'est pas présent dans cette couche.
- Cérusite, les sommets qui la caractérisent ne sont pas présents
- CaCO₃, il n'est pas possible de conclure à sa présence

On peut donc conclure hors de tout doute, que cette couche est formée principalement d'hydrocérussite et de minium.

Couche de fond de la conduite de St-Laurent

Les principales observations sont :

- Hydrocérussite, tous les sommets sont présents, de plus l'intensité de ceux-ci est sensiblement la même que celle de la couche de fond
- Aluminium et plomb, une fois de plus présent selon les mêmes interprétations que la couche de surface
- PbO, les principaux sommets sont présents

- α -PbO₂ (scrutinyite), les sommets à 28°, 32° et 33,5° sont présent mais superposés à des sommets d'autres composés, les deux sommets principaux ne sont pas présents, donc la scrutinyite n'est pas présente dans cette couche
- β -PbO₂ (plattnerite), un des deux sommets principaux n'apparaît pas, l'autre est superposé à un sommet du PbO, donc la plattnerite n'est pas présente dans cette couche
- Minium, deux sommets sont présent mais superposés à ceux d'autres éléments, les autres ne sont pas présents, il n'est donc pas présent dans cette couche
- Cérusite, aucun des sommets la caractérisant ne sont présent
- CaCO₃, il n'est pas possible de conclure à sa présence

On peut donc conclure hors de tout doute, que cette couche est formée principalement d'hydrocérussite et de PbO.

Couche de surface de la conduite de Westmount

Les principales observations sont :

- Hydrocérussite, 29 des 30 sommets sont présents et leur intensité relative correspond
- Plomb, présent et provient de la matrice de la conduite
- Aluminium, n'est pas présent car le porte échantillon avait été changé
- PbO, beaucoup de sommets caractéristiques sont superposés avec ceux d'autres éléments, mais deux des sommets sont présents et leur intensité concorde
- Minium, le sommet principal est présent et n'est pas superposé à ceux d'autres éléments
- PbO₂, trop de superposition pour pouvoir se prononcer
- Cérusite, présence peu probable ou en faible quantité
- CaCO₃, il n'est pas possible de conclure à sa présence

On peut donc conclure hors de tout doute, que cette couche est formée principalement d'hydrocérussite, de PbO et de minium.

Couche de fond de la conduite de Westmount

Les principales observations sont :

- Hydrocérussite, tous les sommets sont présents
- Aluminium et plomb, une fois de plus présent selon les mêmes interprétations que la couche de surface de St-Laurent
- Minium, le sommet principal n'est pas présent, donc la probabilité de sa présence est faible
- Cérusite, aucun sommet de présent
- CaCO_3 , il n'est pas possible de conclure à sa présence
- $\alpha\text{-PbO}_2$ (scrutinyite), il y a beaucoup de sommet de présent, mais ils sont superposés avec ceux d'autres éléments
- $\beta\text{-PbO}_2$ (plattnerite), il y a beaucoup de superposition de sommet avec d'autres éléments, du plus le sommet principal à 25° n'est pas présent
- PbO, trois des sommets principaux sont présents, mais un de ceux-ci est superposé à la scrutinyite

On peut donc conclure hors de tout doute, que cette couche est formée principalement d'hydrocérussite, de PbO et fort probablement de PbO_2 sous forme de scrutinyite, mais il serait bon de vérifier avec d'autres analyses.

Analyse au XPS

Les analyses effectués au XPS confirment les analyses effectuées au DRX, cependant cette méthode s'est avérée inefficace pour identifier le PbO_2 , car les énergies de

liaison du PbO_2 sont trop semblables à celles du minium et la limite de précision de l'appareil ne permet pas de les différencier.

Conclusion

En ce qui concerne la conduite de St-Laurent, l'hydrocérussite est présente en grande quantité dans les deux couches, du minium est présent dans la couche de surface et du PbO est présent dans la couche de fond. Il n'y a aucune forme de PbO_2 présente. L'oxyde de plomb IV, PbO_2 , ne s'est donc pas formé et les oxydes en présence sont des oxydes de plomb de valence II.

Pour la conduite de Westmount, l'hydrocérussite est présente en grande quantité dans les deux couches, du minium est présent dans la couche de surface et du PbO est présent dans la couche de surface et de fond. La présence de PbO_2 est suggérée, mais en quantité près ou inférieure à 5% du volume de l'échantillon. D'autres analyses seraient à faire dans le but de confirmer sa présence.

La présence de PbO_2 n'a pas été confirmée ou est présente en quantité minime, donc la problématique de changement de désinfectant pouvant affecter ce type d'oxyde ne serait vraisemblablement pas un problème dans ce secteur du réseau.

Finalement, il est impossible de tirer des conclusions générales pouvant être appliquées à l'ensemble du réseau de distribution de la ville de Montréal, puisque seulement deux conduites ont été analysées. Un nombre supérieur de conduites analysées serait nécessaire dans le but d'avoir un échantillon statistique plus représentatif de la situation à la ville. Les méthodes employées dans l'analyse sont fiables, cependant, le degré de précision est faible et il est impossible d'identifier un composé si il est présent en de faible proportion, comme 5 % de la masse de l'échantillon. La méthode au diffractomètre au rayon X (DRX) est donc utile. Pour obtenir des résultats plus précis sur des composés présents en de faible proportion, il

serait possible d'utiliser d'autres méthodes comme la spectroscopie Raman. La spectroscopie Raman permet également d'analyser de faible quantité d'échantillon et elle est sensible aux petites structures.