POLYPUBLIE
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	Prévention de la formation d'ocre ferreuse dans les drains français
Auteur: Author:	Riwa Raad
Date:	2023
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Raad, R. (2023). Prévention de la formation d'ocre ferreuse dans les drains français [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/57087/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/57087/
Directeurs de recherche: Advisors:	Benoit Courcelles
Programme: Program:	Génie civil

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
affiliée à l'Université de Montréal

Prévention de la formation d'ocre ferreuse dans les drains français

RIWA RAAD
Département de génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*
Génie civil

Décembre 2023

© Riwa Raad, 2023.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Prévention de la formation d'ocre ferreuse dans les drains français

présenté par **Riwa RAAD**
en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Dominique CLAVEAU-MALLET, présidente
Benoît COURCELLES, membre et directeur de recherche
Émilie BÉDARD, membre

DÉDICACE

Je dédie ce mémoire
à ma mère et à mon père en premier
pour leur soutien infini
et toute ma famille Libanaise et Canadienne
pour leur confiance en moi...

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma gratitude à mon directeur de recherche, le professeur Benoît Courcelles, pour m'avoir donné l'opportunité de contribuer à un projet innovant dans le cadre de ma maîtrise, au sein de son groupe de recherche. Sa patience, sa disponibilité et ses conseils avisés tout au long du projet m'ont été précieux.

Je tiens à remercier sincèrement les techniciens du laboratoire de géotechnique, Éric et Samuel, pour leurs innombrables conseils et leur soutien technique.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude envers l'équipe de SOLENO pour leur précieux soutien, particulièrement lors des visites sur le terrain et pour la mise à disposition du matériel indispensable. Mes remerciements tout particuliers se dirigent avec reconnaissance envers Monsieur Carl Tarini et Monsieur Sylvain Côté pour leur contribution majeure aux installations, leurs visites régulières des sites, ainsi que pour les inspections minutieuses qu'ils ont menées.

Je remercie également le support de mes collègues. Travailler à leurs côtés a été une expérience exceptionnellement gratifiante et plaisante.

Je tiens également à exprimer ma sincère gratitude envers MITACS pour leur soutien financier précieux. Leur contribution a joué un rôle essentiel dans la réalisation de ce projet.

Finalement, je remercie du fond du cœur ma famille, en particulier mes parents et mes trois frères, leur soutien inconditionnel a été le pilier de ma réussite. De même, ma famille loin de chez moi, au Canada, mérite une mention spéciale pour son soutien et sa chaleur, qui ont enrichi cette expérience d'une signification profonde et mémorable.

RÉSUMÉ

L'ocre ferreuse est une substance gélatineuse qui provoque le colmatage des systèmes de drainage. Ce dépôt d'ocre est principalement formé de fer et de bactéries ferreuses parmi lesquels la *Gallionella*. Cette accumulation est le résultat de deux processus chimiques et biologiques. Le principal problème est qu'il limite la circulation de l'eau dans les drains français résidentiels. Face à cette situation, cette étude vise à discuter les différentes solutions qui ont été déjà proposées entre autres le nettoyage sous pression ou le nettoyage par des produits chimiques et propose une nouvelle solution qui pourrait être mise en oeuvre. Inspirée de la protection cathodique, cette solution vise à mettre en œuvre un système électrochimique, conçu pour limiter l'un des deux processus de formation d'ocre ferreuse - chimique ou biologique, ou les deux. Un système électrochimique, composé de deux électrodes en titane recouvertes d'iridium, a été placé dans un drain contaminé par l'ocre ferreuse, avec un courant alternatif simulant l'action des cathodes et des anodes. L'application de ce système a permis d'éliminer presque complètement les biofilms de bactéries ferreuses à proximité des électrodes. Cependant, un effet rebond a été observé lors de la désactivation du système, provoquant un colmatage rapide du drain. Le nombre de bactéries ferreuses a temporairement diminué, mais après quelques mois, il est revenu à son niveau initial, ce qui indique une adaptation des bactéries aux conditions du système. Une expérience pilote a été mise en place en laboratoire pour évaluer l'effet du système sur les propriétés de l'eau. Plusieurs configurations ont été testées en changeant le niveau de l'eau et en variant l'ampérage et la polarité du courant. Les résultats du potentiel d'oxydo-réduction pour le redresseur alternatif n'ont pas beaucoup changé à des niveaux d'eau élevés. Une diminution du potentiel d'oxydo-réduction a été observée dans les autres configurations, indiquant un environnement plus réducteur. En conclusion, le système semble être efficace pour prévenir le colmatage causé par les dépôts d'ocre ferreux lorsqu'il est en contact direct avec l'eau à traiter, bien que certaines limitations aient été notées, notamment le rayon d'action limité du système.

ABSTRACT

Iron ochre is a deposit that forms in French drains and, by restricting water circulation and obstructing them, requires frequent cleaning operations. This deposit is mainly the result of two chemical and biological processes, including the oxidation of iron either chemically or by the activity of iron bacteria such as *Gallionella*. In order to limit these operations, which may involve pressure or chemical cleaning, a preventive treatment system has been proposed. This is based on an electrochemical process using electrodes installed in the drain. Having proved its worth in other fields of application, such as the protection of buried metal pipes, this method offers interesting potential for development in French drains, but a number of questions remained unanswered, notably the applicability of the system and its range of action. The aim of the project was therefore to carry out trials to test the applicability of the system. The system, comprising two iridium-coated titanium electrodes, was inserted into a drain contaminated with ferrous ochre, and the ferrous ochre biofilms inside the drain were almost eliminated. Bacterial colony counts showed a temporary reduction in the number of ferrous bacteria, followed by a return to the primary level. This suggests that the bacteria were able to overcome the stress of physico-chemical variations by adapting to new conditions. The laboratory experimental set-up was implemented to assess the direct effect of the system on oxidation-reduction potential. Several configurations were tested by changing the height of the water and varying the amperage and polarity of the current. The oxidation-reduction potential results for the AC rectifier did not change significantly at high water levels. A decrease in redox potential was observed in the other configurations, indicating a more reductive environment. In conclusion, the system appears to be effective, although some limitations were noted, notably the persistence of bacteria and the limited range of the system.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE iii

REMERCIEMENTS iv

RÉSUMÉ v

ABSTRACT vi

TABLE DES MATIÈRES vii

LISTE DES TABLEAUX x

LISTE DES FIGURES xi

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS xv

LISTE DES ANNEXES xvi

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1
1.1 Objectifs 1
1.2 Contenu du mémoire 2

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 4
2.1 Introduction 4
2.2 Problème de l'ocre ferreuse au Québec 5
2.3 Formation de l'ocre ferreuse 6
2.3.1 Processus chimique 7
2.3.2 Processus biologique 8
2.3.3 Processus hétérogène 12
2.3.4 Paramètres d'influence 12
2.4 Relation entre le processus chimique et biologique 15
2.5 Biofilms 16
2.5.1 Formation d'ocre ferreuse sur un géotextile 17
2.5.2 Relation entre biofilms et ocre ferreuse 17
2.5.3 Effets des biofilms sur la performance des drains 18
2.5.4 Micro-structure des biofilms 19

2.6 Installation et propriétés des drains français 20
2.7 Solutions proposées 22
2.7.1 Nettoyage sous pression 22
2.7.2 Nettoyage chimique 23
2.7.3 Procédé électro-fenton 23
2.7.4 Systèmes de traitement à base d'ozone 24
2.7.5 Systèmes électriques contre la précipitation dans les tuyaux 24
2.7.6 Transport électrocinétique des bactéries 26
2.7.7 Électroporation 27
2.7.8 Systèmes électriques d'inactivation des bactéries 28
2.8 Méthode de protection envisagée dans l'étude 29
2.8.1 Principe de la protection cathodique 29
2.8.2 Enjeux de la protection cathodique dans le sol 34
2.8.3 Effet de la protection cathodique sur les bactéries 35
2.8.4 Influence du matériel des électrodes 37

CHAPITRE 3 ÉTUDE PRÉLIMINAIRE : ÉLECTRODES AU VOISINAGE DES DRAINS FRANÇAIS 38
3.1 Description des dispositifs expérimentaux et méthodologie 38
3.2 Résultats et interprétation de l'étude préliminaire 41

CHAPITRE 4 ÉTUDE AVANCÉE : ÉLECTRODES DANS LES DRAINS FRANÇAIS 43
4.1 Description des dispositifs expérimentaux et méthodologie 43
4.1.1 Description du site 44
4.1.2 Système électrochimique 44
4.1.3 Observations, mesures et analyses 47
4.2 Résultats et interprétation de l'étude avancée 49

CHAPITRE 5 ESSAIS DE LABORATOIRE 60
5.1 Description des dispositifs expérimentaux et méthodologie des essais de laboratoire 60
5.1.1 Expérience 1 : Courant imposé avec inversion régulière de l'anode et de la cathode 63
5.1.2 Expérience 2 : Courant imposé sans inversion de l'anode et de la cathode 65
5.1.3 Caractérisation des électrodes 66
5.2 Résultats et interprétation des essais de laboratoire 67

5.2.1 Expérience 1 : Courant imposé avec inversion régulière de l'anode et de la cathode 67
5.2.2 Expérience 2 : Courant imposé sans inversion de la cathode 71
5.2.3 Caractérisation des électrodes 79

CHAPITRE 6 CONCLUSION 84
6.1 Synthèse des travaux 84
6.2 Limitations de la solution proposée 85
6.3 Améliorations futures 85

RÉFÉRENCES 87

ANNEXES 95

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Concentration du fer dissous dans quelques municipalités du Québec .	6
Tableau 2.2	Résumé des propriétés des bactéries *Leptothrix* et *Gallionella*	12
Tableau 2.3	Risque de formation de l'ocre ferreux en fonction de la concentration de fer et du pH	13
Tableau 4.1	Dénombrement des bactéries de fer dans le bassin et le drain	51
Tableau 4.2	pH et concentration de fer dissous, ORP et Conductivité selon les phases de marche et d'arrêt du système électrochimique	55
Tableau 5.1	Moyenne du ORP, du pH et de la conductivité électrique dans les différentes conditions de l'expérience 1	67
Tableau 5.2	Moyenne du ORP, du pH et de la conductivité électrique dans les différentes conditions de l'expérience 2	72
Tableau A.1	Identification du nombre de bactéries en fonction du nombre de jours entre le début du test et un résultat positif	95
Tableau A.2	Résultats des tests microbiologiques en fonction des jours d'observation. Dans les photos avec 2 tubes, la photo de gauche correspond au bassin et la photo de droite correspond au drain.	96

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Approche adoptée dans cette étude	2
Figure 2.1	Déposition d'ocre sur un drain	5
Figure 2.2	Les trois procédures biotique, abiotique et hétérogène conduisant à la formation d'ocre ferreuse	7
Figure 2.3	Structure biologique et minérale de la formation de la tige de *Mariprofundus ferrooxydans*	11
Figure 2.4	Le diagramme de Pourbaix pour le fer	13
Figure 2.5	Interdépendance du pH et la concentration de l'oxygène pour la croissance de bactéries : (a) *Leptothrix* , (b) *Gallionella* , (c) oxydation abiotique, (d) combinaison d'oxydation abiotique et biotique. Les conditions les plus favorables sont en rouge et les plus défavorables en bleu	15
Figure 2.6	Étapes de formation du biofilm	16
Figure 2.7	Courbe de rétention de Fe^{2+} pour les différents types de filtres : (A) polyester non tissé, (B) polypropylène non tissé, (C) polypropylène tissé et (D) sable	18
Figure 2.8	Courbe de rétention de Fe^{3+} pour les différents types de filtres : (A) polyester non tissé, (B) polypropylène non tissé, (C) polypropylène tissé et (D) sable	18
Figure 2.9	Biofilm formé par les bactéries de fer. L'image à gauche a une résolution de 30 μm, alors que celle à droite a une résolution de 3 μ m	20
Figure 2.10	Installation du drain français Soliflex réalisée par l'entreprise SOLENO	21
Figure 2.11	Représentation de la perforation sur le drain selon les exigences de la BNQ	22
Figure 2.12	Système contre la précipitation selon deux configurations (a) circulaire et (b) vertical, adapté de Wei et al. (2021)	25
Figure 2.13	Essai de décontamination des bactéries du sol adapté de Suni et Romantschuk (2004)	27
Figure 2.14	(A) Vue générale d'un réseau de distribution d'eau potable, (B) configuration du LEEFT	28
Figure 2.15	Représentation de la corrosion adapté de Nichols et Zurbuchen (2008)	29
Figure 2.16	Représentation de la corrosion sur un circuit électrique adapté de Nichols et Zurbuchen (2008)	30

Figure 2.17 Représentation de la protection cathodique sur un circuit électrique adapté de Nichols et Zurbuchen (2008) 31
Figure 2.18 Effet du changement des conditions chimiques sur le processus de protection cathodique adapté de Angst (2019) 32
Figure 2.19 Diagramme de Pourbaix montrant la variation du potentiel pour une électrode saturée en cuivre/sulfate de cuivre 33
Figure 2.20 Évolution du potentiel des couples Fe/Fe^{2+},O_2/H_2O et H_2/H_2O suite à l'application de la protection cathodique par rapport au courant . . 34
Figure 3.1 Plan de localisation du site tiré de Google maps 38
Figure 3.2 Anode en titane recouverte d'iridium 39
Figure 3.3 Distribution des anodes et des cathodes sur le site étudié avec les cheminées d'accès et l'emplacement approximatif du drain et du bassin d'évacuation 40
Figure 3.4 Cathodes et anode dans le bassin d'évacuation 41
Figure 3.5 Flocons d'ocre dans deux endroits distincts du drain 42
Figure 4.1 Position des électrodes à l'intérieur du drain français 43
Figure 4.2 Plan de localisation du site tiré de Google Earth 44
Figure 4.3 Position des électrodes en fil sur le tuyau qui sera inséré dans le drain français 45
Figure 4.4 Cheminée d'accès au drain 45
Figure 4.5 Localisation du système électrochimique à l'intérieur du drain français et des deux points de mesures ; le premier à la sortie du drain et le deuxième dans le bassin d'évacuation 46
Figure 4.6 Électrodes dans le bassin d'évacuation du drain français 47
Figure 4.7 Présence probable des différents groupes de bactéries en relation avec le potentiel d'oxydo-réduction 48
Figure 4.8 Présence d'anneaux bruns, gel et/ou nuages montrant la présence des bactéries liées au fer 48
Figure 4.9 Ligne du temps illustrant les campagnes de mesures et les périodes de fonctionnement du système 49
Figure 4.10 Photos du drain après trois jours de fonctionnement du système électrochimique (20 avril 2023) montrant : (A,B) des zones où les électrodes ne sont pas complètement immergées et où des dépôts d'ocre sont encore présents, (C) des zones où les électrodes sont immergées montrant une eau relativement claire et (D) des zones sans électrodes montrant une eau gélatineuse avec des dépôts d'ocre ferreuse 50

Figure 4.11 Évolution du dénombrement des bactéries de fer (Échelle logarithmique) en fonction du temps après l'application du système d'électrodes 52
Figure 4.12 Eau claire aux endroits équipés d'électrodes qui sont attachées au tuyau flexible montré en blanc au fond du drain, photo prise le 11 juillet 2023 53
Figure 4.13 Présence de flocons de biofilm d'ocre ferreuse dans la partie du drain où les électrodes ne sont pas installées, photo prise le 11 juillet 2023 53
Figure 4.14 Drain bouché le 28 juillet 2023 par le dépôt d'ocre gélatineux en orange après que le système de protection électrochimique ait été mis en arrêt pendant 17 jours 54
Figure 4.15 Concentration du Fe^{2+} dans le bassin et le drain avant et après l'arrêt du système 56
Figure 5.1 Vue de dessus du drain (A) avant remplissage complet avec du gravier et (B) après remplissage complet avec du gravier 60
Figure 5.2 Vue de dessus et de deux côtés du modèle réduit de drain 61
Figure 5.3 Emplacement des points de mesures 1,2,3,4,5 et 6 et niveaux d'eau G et M 62
Figure 5.4 ORP en fonction du temps pour l'eau de robinet en contact avec l'atmosphère 63
Figure 5.5 Vue de côté du drain du pilote expérimental mise en place avec le niveau d'eau couvrant la moitié du drain 64
Figure 5.6 Vue de côté du drain du pilote expérimental mise en place avec le niveau d'eau couvrant la hauteur du gravier 65
Figure 5.7 Montage expérimental de la voltamétrie cyclique 66
Figure 5.8 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain 68
Figure 5.9 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier 68
Figure 5.10 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain 69
Figure 5.11 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier au point de mesure G1 69
Figure 5.12 Distributions normales des valeurs de pH pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain 70
Figure 5.13 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier 73

Figure 5.14 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier 73
Figure 5.15 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain 74
Figure 5.16 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain 74
Figure 5.17 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier 75
Figure 5.18 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier 76
Figure 5.19 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain 77
Figure 5.20 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain 78
Figure 5.21 Allure de la courbe i(E) caractéristique du système irréversible sans limitation par le transport de matière 79
Figure 5.22 Électrode de travail a. après analyse CV, b. avant analyse CV 80
Figure 5.23 Représentation logarithmique de Tafel permettant d'extraire les paramètres cinétiques 81
Figure 5.24 Comportement cyclique de la voltamétrie cyclique avec l'application de 10 cycles 82

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ATP	Adénosine triphosphate
CE	Conductivité électrique
CV	Voltamétrie cyclique
DLVO	Derjaguin, Landau, Verwey et Overbeek
EC	Contre-électrode
E_{eq}	Potentiel d'équilibre
EPS	Substances polymériques extracellulaires (Extracellular polymeric substances)
F	Constante de Faraday
FOB	Bactéries oxydantes du fer (Ferrous oxidizing bacteria)
FRB	Bactéries réductrices du fer (Ferric/Iron reducing bacteria)
IRR	Taux de rétention du fer (Iron Retention Rate)
n	Nombre d'électrons échangés
ORP	Potentiel d'oxydo-réduction (Oxidation Reduction Potential)
R	Constante des gaz parfait
RBQ	Régie du bâtiment du Québec
RE	Électrode de référence
RIB	Bactéries en ruban du fer (Ribbon iron bacteria)
ROS	Espèces réactives de l'oxygène (Reactive oxygen species)
SIB	Bactéries gainées du fer (Sheathed iron bacteria)
T	Température
UFC	Unités formant colonies
WE	Électrode de travail
α	Coefficient de transfert
β_a	Pente anodique
β_c	Pente cathodique

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Détails des analyses microbiologiques 95

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

La formation de l'ocre ferreuse, un phénomène naturel, représente un défi majeur dans de nombreuses régions du monde, y compris le Québec. L'accumulation de ce dépôt ferreux entraîne le colmatage des canalisations, des systèmes de drainage, des puits souterrains, provoquant par la suite des conséquences nuisibles pour les infrastructures. L'ocre est une substance gélatineuse principalement formée par l'activité oxydante de certaines bactéries de fer. Plusieurs solutions ont été proposées pour faire face à ce problème, mais elles se sont avérées peu efficaces. Face à cette problématique, un projet novateur a été mis en place, s'inspirant de la protection cathodique couramment utilisée pour prévenir la corrosion. Ce projet vise à valider cette solution dans le but d'ouvrir la voie à des approches durables intégrant la technologie dans les drains français dès leur fabrication. En adoptant cette perspective, l'étude explore la faisabilité de ce système, les avantages inhérents à son application et les mesures d'amélioration envisageables. Il est important de noter que ceux-ci sont à considérer dans un contexte de recherche et que les performances mesurées ne peuvent pas, pour l'instant, être utilisées à des fins de dimensionnement.

1.1 Objectifs

L'objectif général de ce projet est de développer et de valider une nouvelle technique de prévention de l'ocre ferreuse basée sur la protection cathodique. Cet objectif général se décompose en trois Objectifs Spécifiques (OS) :

- OS1 : Valider l'applicabilité de la protection cathodique pour la prévention de l'ocre ferreuse ;
- OS2 : Identifier l'impact du système électrochimique sur la croissance bactérienne ;
- OS3 : Caractériser les électrodes et leur fonctionnement optimal, notamment en évaluant leur rayon d'action.

Ces trois objectifs spécifiques correspondent à 3 expériences à différentes échelles, tel que présenté à la Figure 1.1. La première expérience vise à valider le concept théorique à l'échelle d'un site et constitue un montage préliminaire. La deuxième expérience comprend la mise en œuvre d'une version améliorée du système dans un drain réel. La troisième expérience vise à déterminer le rayon d'action du système et son fonctionnement au laboratoire, grâce à des essais sur des électrodes avec et sans changement de polarité, de manière à éviter leur entartrage. Enfin, un test de voltamétrie cyclique permet de tester les caractéristiques des électrodes utilisées au cours des différentes expériences.

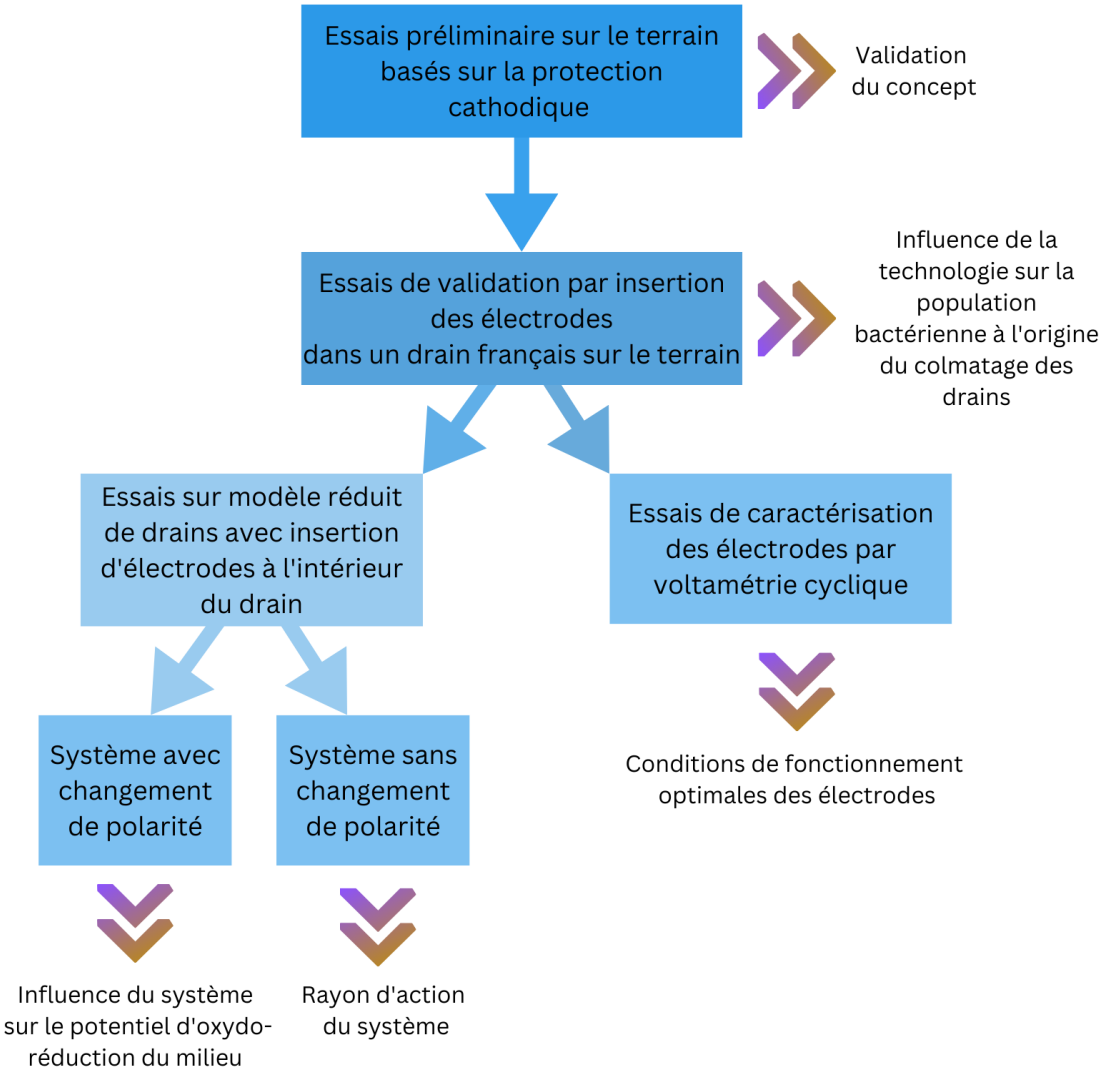


FIGURE 1.1 Approche adoptée dans cette étude

1.2 Contenu du mémoire

Ce mémoire est divisé en 6 chapitres. Outre ce premier chapitre introductif, le mémoire comprend, en deuxième chapitre, une revue de la littérature présentant les processus impliqués dans la formation de l'ocre ferreuse et les différentes solutions proposées. Les expériences sur site et en laboratoire de la Figure 1.1 sont ensuite présentées dans les chapitres 3 à 6. Le troisième chapitre présente ainsi une étude préliminaire sur le terrain visant à vérifier l'applicabilité du système sur un site résidentiel. Le quatrième présente une phase d'approfondissement avec l'utilisation d'électrodes dans les drains d'un second site résidentiel. Le cinquième présente les expériences réalisées au laboratoire incluant des essais sur une repro-

duction de drain et la caractérisation des électrodes. Finalement, le dernier chapitre présente une conclusion du travail effectué et propose une série de recommandations pour améliorer le procédé et le protocole expérimental.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Introduction

La formation d'ocre ferreuse est une problématique affectant les systèmes de drainage, en particulier les drains français mis en place autour des bâtiments [1]. Ce problème prend de l'ampleur au Québec depuis une vingtaine d'années [2]. Il s'agit d'un dépôt visqueux (cf. Figure 2.1) d'hydroxyde ferrique ayant généralement la couleur orange, qui se dépose sur la surface des systèmes de drainage et colmate les drains. Ce phénomène résulte en une limitation dans la circulation de l'eau et, par la suite, en une détérioration des systèmes de drainage [3]. Ce problème affecte les systèmes agricoles, les habitations, ainsi que les systèmes d'alimentation en eau et le drainage sur les sites miniers [4]. Les dépôts d'ocre sont généralement composés des éléments suivants : 90% et plus d'eau, 2% à 65% de la masse sèche de fer, 2% à 50% de la masse sèche de matières organiques et d'autres éléments comme l'aluminium, le magnésium, le soufre et le silicium [5]. La nature du sol est un facteur qui détermine le potentiel de formation de l'ocre ; par exemple, l'ocre se développe facilement dans les sables fins et limoneux, les sols organiques et les sols minéraux profilés contenant de la matière organique [6]. De même, les sols riches en oxydes ferriques tels que les sols latéritiques et saprolithiques peuvent fournir du fer pour la formation microbiologique d'ocre [7]. La formation de l'ocre ferreuse dépend de plusieurs facteurs physiques, chimiques et biologiques en fonction de l'environnement. Parmi ces facteurs, on peut citer la nature du sol, la présence d'oxygène, la présence des bactéries, la concentration en fer et le potentiel redox [3].

FIGURE 2.1 Déposition d'ocre sur un drain

2.2 Problème de l'ocre ferreuse au Québec

Le problème se retrouve partout au Québec, mais il y a des régions plus touchées que d'autres, comme le nord de Montréal : Laval, Lanaudière et les Laurentides. 53 autres municipalités en dehors de ces zones sont aussi touchées selon un sondage fait par la ACQC [8, 9]. Selon le Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec qui est constitué de stations de prélèvements et d'analyses de l'eau souterraine, les concentrations en fer dissous sont très variables sur l'ensemble du territoire québécois. Ce réseau de surveillance fournit des données sur les différents paramètres qui qualifient la qualité de l'eau, tels que les ions majeurs, les métaux, le pH et la conductivité. Le Tableau 2.1 illustre cette variabilité, avec des variations de 2 ordres de grandeur, d'une concentration inférieure à 0,02 mg/L à Saint-Gilles à une concentration de 7,5 mg/L à Québec [10]. Ce réseau peut aider à estimer le potentiel de formation de l'ocre ferreuse, mais il ne permet pas, à lui seul, de garantir l'absence de singularité locale. La Régie du bâtiment du Québec (RBQ) recommande d'ailleurs d'obtenir des renseignements de la municipalité sur l'emplacement et le potentiel de formation d'ocre ferreuse en cas d'achat ou de construction de maisons [1].

Tableau 2.1 Concentration du fer dissous dans quelques municipalités du Québec [10]

Municipalité	Concentration du fer dissous mg/l	Date
Saint-Gilles	<0.02	9/11/2015
Oka	6.2	9/8/2014
Saint-Anselme	0.38	9/10/2015
Québec	0.45	9/16/2009
Québec	7.5	9/17/2009
Saint-Stanislas	0.064	8/21/2014
Sainte-Angèle-de-Prémont	0.02	8/20/2014
Landrienne	0.27	10/21/2009
Lac-des-Écorces	0.11	8/27/2014

2.3 Formation de l'ocre ferreuse

Les cycles biogéochimiques impliquant les composés du fer en association avec des couples d'oxydoréduction, tels que le carbone, l'oxygène, l'azote et le soufre, jouent un rôle crucial dans la survie de la plupart des organismes. Dans l'environnement, le fer existe le plus souvent sous deux formes d'oxydation : le fer ferreux Fe^{2+}, qui est soluble, et le fer ferrique Fe^{3+}, qui est peu soluble. Différentes voies cellulaires peuvent faciliter le transfert d'électrons vers et depuis le fer. Un grand nombre de micro-organismes, et notamment de bactéries, assurent leur survie en produisant de l'énergie à partir du fer et ces bactéries peuvent oxyder le fer ferreux ou réduire le fer ferrique [11, 12]. Dans le cas d'une oxydation du fer dans les drains, cela peut conduire à la formation d'ocre ferreuse selon les 4 étapes suivantes :

(1) solubilisation du fer dans l'eau souterraine par la réduction des ions Fe^{3+} en Fe^{2+} ou par l'action des micro-organismes,
(2) migration vers les drains sous forme de complexes stables comme le chélate,
(3) précipitation après destruction du chélate dû au changement de pH et à l'augmentation de la teneur en oxygène dans les drains ou à l'action de bactéries, et
(4) accumulation de l'ocre ferreuse.

La déposition de l'ocre résulte ainsi de deux processus, biologiques et chimiques, qui peuvent se produire seuls ou en concomitance [13]. L'oxydation microbiologique se produit habituellement à une concentration réduite d'oxygène, tandis que l'oxydation chimique se produit à une concentration plus élevée d'oxygène [11]. Lors d'une action concomitante, la précipitation peut, par exemple, être initiée à la surface des flagelles de *Gallionella* et les précipités formés peuvent alors servir de surface catalytique pour un processus chimique ultérieur (cf. Figure 2.2) [11]. On parle alors de réaction hétérogène. Les réactions homogènes présentent un taux de réaction plus bas en comparaison avec les réactions hétérogènes et microbiologiques [11,14].

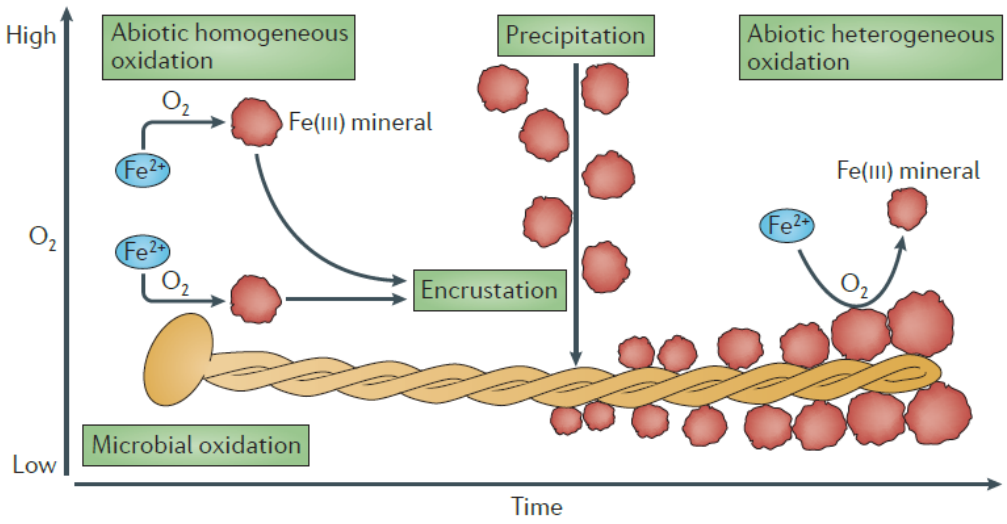


FIGURE 2.2 Les trois procédures biotique, abiotique et hétérogène conduisant à la formation d'ocre ferreuse [11]

2.3.1 Processus chimique

Le Fe^{2+} soluble dans l'eau migre dans le système de drainage et s'oxyde en Fe^{3+} dans un environnement aérobie, aboutissant à la formation d'hydroxyde de fer $Fe(OH)_3$ (cf. éq. 2.1). Ce dernier s'accumule pour former un composé stable sous la forme d'un dépôt visqueux ayant la forme de géothite (FeO-OH) ou hématite (Fe_2O_3). La vitesse de cette réaction dépend des conditions reliées à la nature du milieu, entre autres la température, la présence d'oxygène et la concentration de H_3O^+, c'est-à-dire le pH de la solution [13]. La présence des micro-organismes comme *Geobacter* dans les eaux souterraines permet notamment l'obtention du Fe^{2+} soluble en réduisant le Fe^{3+} [15].

$$4Fe^{2+} + O_2 + 10H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3(s) + 8H^+ \tag{2.1}$$

Le Fe(II) peut ensuite être oxydé par des espèces réactives de l'oxygène (ROS), dans les drains, selon les équations suivantes [11] :

$$Fe^{2+} + O_2(\text{aq}) \rightarrow Fe^{3+} + O_2^{\cdot -}(\text{aq}) \tag{2.2}$$

$$Fe^{2+} + O_2^{\cdot -}(\text{aq}) + 2H^+ \rightarrow Fe^{3+} + \text{H}_2O_2(\text{aq}) \tag{2.3}$$

$$Fe^{2+} + H_2O_2(\text{aq}) + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + OH^{\cdot}(\text{aq}) + H_2O \tag{2.4}$$

$$Fe^{2+} + OH^{\cdot}(\text{aq}) + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + H_2O \tag{2.5}$$

La cinétique du processus d'oxydation homogène dans des conditions neutres est présentée par l'équation 2.6 [16], où k représente la constante de la vitesse homogène. Cette constante dépend de la température, de la présence de matière organique, des cations et des anions intermédiaires et du pouvoir tampon en solution [17]. Par exemple, pour un pH de 6,84, $P_{[O_2]}$= 0,02 atm, et 25°C, l'augmentation de la force ionique de 9 à 110 mM entraînera l'augmentation de 18 à 38 minutes du temps de demi-réaction. Pour un pH de 6,84, alcalinité = 9 mequiv/L, $P_{[O_2]}$= 0.02 atm et une force ionique de 110 mM, l'augmentation de la température de 5 à 30°C entraînera une diminution de 316 à 4 minutes du temps de demi-réaction. Ceci est principalement dû à la dépendance de la température de la constante d'ionisation de l'eau [18]. La loi de Henry appliquée à l'oxygène et le coefficient d'activité de l'oxygène permettent d'établir la relation entre k' et k [18].

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = k[Fe^{2+}]P_{[O_2]}[H^+]^{-2} = k'[Fe^{2+}][O_2][H^+]^{-2} \tag{2.6}$$

Toutefois, l'équation 2.6 ne représente pas l'oxydation ayant lieu sur les surfaces. Il est donc important de représenter la combinaison de l'oxydation dans les deux milieux hétérogène et homogène [19, 20] (cf. éq. 2.7).

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = (k'[O_2][OH^-]^2 + k_sK[O_2][H^+]^{-1}[Fe^{3+}])[Fe^{2+}] \tag{2.7}$$

, où k_s représente la constante de vitesse hétérogène et K représente la constante d'adsorption = $10^{-4.85}$. Les équations 2.6 et 2.7 montrent une proportionnalité entre l'augmentation de l'oxydation du fer et l'augmentation à la fois du pH et de l'oxygène.

2.3.2 Processus biologique

D'une manière générale, la croissance microbiologique est constituée des phases suivantes : (1) le catabolisme, au court duquel la lumière ou la réalisation d'une réaction chimique d'oxydoréduction fournit de l'énergie cellulaire aux microorganismes, (2) l'entretien de la cellule et (3) l'anabolisme, correspondant à la formation de biomasse à partir des nutriments dispo-

nibles, notamment des sources de carbone [21]. D'une manière plus spécifique, en se servant des nutriments dans le sol, les bactéries de fer agissent comme catalyseurs de précipitation d'hydroxyde de fer [13] pour former une biomasse par accumulation de l'ocre ferreuse. Ce processus est généralement plus important que le processus homogène [14]. D'après Harry (1979), la combinaison d'un pH inférieur à 7 et la présence de bactéries sont les principales causes de la formation de l'ocre. Les bactéries ferreuses se présentent dans les systèmes de drainage, surtout entre les zones aérées et non aérées, suite à la disponibilité d'un environnement répondant à leurs exigences nutritives. Les principales bactéries responsables de la formation d'ocre sont *Gallionella ferruginea, Sphaerotilus natans* et *Leptothrix ochracea* [5, 22]. Ces bactéries peuvent exercer deux activités microbiennes : (1) elles augmentent la vitesse de la réaction par la génération de protéines enzymatiques, afin d'assurer leurs besoins en énergie chimiotrophique, et (2) elles complexifient les métaux tels que le fer sous la forme de complexes métalliques organiques. Les ions métalliques sont alors libérés parce que les bactéries ferreuses mentionnées ci-dessus digèrent et décomposent les complexes métalliques organiques. Une fois décomposés, les complexes peuvent libérer non seulement des éléments inorganiques, mais aussi des éléments organiques tels que le carbone et l'azote pour le développement de leurs propres processus métaboliques [23]. Deux paramètres associés définissent la participation de ces bactéries dans le processus d'oxydation : (1) le taux d'oxydation de fer relié à chaque espèce et (2) le taux de croissance de chaque espèce en fonction des conditions environnementales [19].

Les micro-organismes peuvent ainsi obtenir leur énergie en oxydant le Fe(II) et en utilisant l'énergie obtenue grâce à son oxydation au fer ferrique pour générer une force motrice protonique. Cette oxydation commence à la surface externe de l'organisme à partir d'une protéine appelée MtoA ou d'une oxydase alternative du fer. Ensuite, l'électron est transféré vers la membrane interne, vers un cytochrome c périplasmique, puis passe par différentes étapes avant d'être finalement utilisé pour former de l'adénosine triphosphate (ATP) [15, 24]. Les bactéries lithotrophes oxydantes de fer, nécessitant une concentration limitée en oxygène inférieure à celle de l'atmosphère normale pour leur croissance, sont capables d'effectuer une oxydation microbiologique du Fe(II) par le dioxygène, conformément à l'équation 2.8 [25] :

$$4Fe^{2+} + O_2 + 10H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3 + 8H^+ \tag{2.8}$$

Ces bactéries appartiennent au phylum des Proteobacteria, qui englobe les genres *Leptothrix*, *Gallionella* et *Sideroxydans* présents dans les milieux d'eau douce, ainsi que le genre *Mariprofundus* présent dans les environnements marins [11, 25]. Widdel et al. (1993) ont souligné que pour un pH neutre, le fer sous forme de Fe^{2+} ou de $FeCO_3$ (sidérite) est oxydé

en hydroxydes, entre autres, $Fe(OH)_3$ et FeOOH. Les couples en question $Fe(OH)_3/Fe^{2+}$ (E'_0=-0.236V) ou $Fe(OH)_3 + HCO_3^-/FeCO_3$ (E'_0=+0.2V) sont comparés au couple redox O_2/H_2O (E'_0=+0.81V). Le Fe(II) peut servir de donneur d'électrons pour les bactéries, notamment dans les environnements à faible teneur en oxygène. Ainsi, le transfert d'électrons du Fe(II) à l'oxygène à travers la bactérie est responsable de la source d'énergie [26].

Gallionella

Des bactéries comme *Gallionella* peuvent extraire une bande torsadée constituée de fibres organiques, qui à leur tour, déposent le fer [27]. *Gallionella ferruginea* est la seule bactérie entre les bactéries oxydantes de fer qui est capable d'oxyder et de précipiter le Fe^{2+} en interne [17]. *Gallionella* est cultivable dans des endroits dont la gamme de teneur en oxygène est entre 0.1 et 1 mgL^{-1} [28]. Une des conditions physico-chimiques de la *Gallionella* est caractérisée par le potentiel d'oxydoréduction *Eh* compris entre +200 et 320 mV et un pH entre 6 et 7.6 [29]. Les valeurs de ces paramètres sont liées à la stabilité géochimique du fer ferreux, un facteur crucial pour la survie de *Gallionella*. De plus, la *Gallionella* démontre une adaptation significative aux facteurs évolutifs tels que l'oxygène et la température. Les conditions généralement présentes dans les habitats de *Gallionella* sont les suivantes : une température comprise entre 8 et 16°C, une concentration d'oxygène de 0,1 à 1 mg/litre, une concentration de fer(II) de 5 à 25 mg/litre, une concentration de CO_2 supérieure à 20 mg/litre, une concentration de $KMnO_4$ inférieure à 12 mg/litre, et une faible teneur en matière organique [29].

Leptothrix

Quelques types de bactéries, entre autres les *Leptothrix*, développent une enveloppe à partir de leur EPS (substances polymériques extracellulaires), aboutissant à la fixation du fer ferrique sur cette enveloppe [27]. Les EPS sont des substances polymériques extracellulaires, composées de polysaccharides, d'ADN extracellulaire et de protéines cytoplasmiques. Elles jouent un rôle essentiel dans la formation de biofilms en assurant la cohésion et la protection des cellules [15]. En fixant du fer ou du ferromanganèse sur leur enveloppe, *Leptothrix* développent une couche d'incrustation externe sous forme d'une barrière avec le milieu environnant [30]. Cette couche assure une protection contre les produits bactéricides pouvant contrôler leur croissance [31]. *Leptothrix* peut également produire des dépôts de Mn^{4+} en oxydant le Mn^{2+}. Ces ions de Mn^{4+} agissent comme un agent oxydant pour le Fe^{2+} en Fe^{3+} en échange d'électrons lors de leur réduction en Mn^{2+}. Par la suite, une augmentation de la concentration de Mn^{2+} traduit une oxydation du Fe^{2+} [19]. Eggrich et al. (2014) ont mentionné que *Leptothrix* est bien cultivable dans un environnement ayant une faible teneur en oxygène.

Autres bactéries

Pedomicrobium est un organisme ayant la capacité de fixation sur les surfaces et de formation des biofilms. Parmi les espèces de ce genre responsables de l'oxydation et de la précipitation du fer ou du manganèse, on cite *Pedomicrobium americanum, Pedomicrobium manganicum, Pedomicrobium australicum* and *Pedomicrobium ferrugineum* [32]. Chan et al. (2011) ont proposé une approche pour la formation de la tige de *Mariprofundus ferrooxydans* : celle-ci est reprise à des niveaux séquentiels en commençant par l'oxydation du fer sur la cellule qui peut être déjà attachée à la surface d'une tige excrétée par une autre cellule. En raison de la formation d'une plus grande quantité de fer oxydé, les tiges poussent plus rapidement et de nouvelles tiges sont formées. Par la suite, les cellules s'éloignent des tiges déjà formées et le Fe^{3+} dans les fibrilles est précipité en minéraux d'oxyhydroxydes. Avec le temps, les cristaux d'oxyhydroxydes formés deviennent plus grands. Ce processus explique davantage l'autocatalyse par les oxydes liés aux tiges (cf. Figure 2.3) [33].

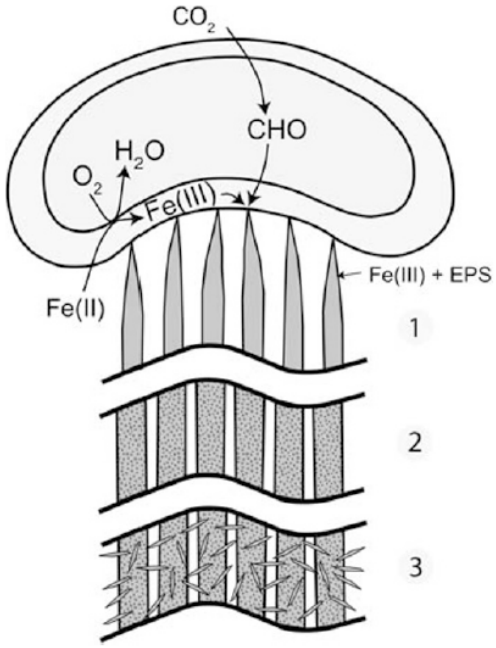


FIGURE 2.3 Structure biologique et minérale de la formation de la tige de *Mariprofundus ferrooxydans* [33]

Un développement des bactéries de fer à la surface solide est dû à l'énergie obtenue à partir de l'oxydation du fer. Par la suite, ces bactéries peuvent catalyser davantage le processus d'oxydation de fer [17, 34, 35].

	Leptothrix	*Gallionella*
Comment ?	Développent une enveloppe à partir de leur EPS, aboutissant à la fixation du fer ferrique sur cette enveloppe [27]	Extrait une bande torsadée constituée de fibres organiques qui à leur tour déposent le fer [27]
Résistance	Développent une couche d'incrustation sur leur enveloppe externe sous forme d'une barrière avec le milieu environnant [30]	*Gallionella ferruginea* est la seule bactérie entre les bactéries oxydantes de fer qui est capable d'oxyder et de précipiter le Fe^{2+} en interne [17]
Effet de l'oxygène	Bien cultivable dans un environnement ayant une faible teneur en oxygène [19]	Cultivable dans des endroits dont la gamme de teneur en oxygène est entre 0.1 et 1 mgL-1 [28]
Effet du pH	pH optimal de 7.5 [19]	pH optimal de 6.5 [19]
Effet de la température	Température optimale de 20°C [36]	Température optimale de 30°C [37]

TABLEAU 2.2 Résumé des propriétés des bactéries *Leptothrix* et *Gallionella*

2.3.3 Processus hétérogène

La réaction d'oxydation hétérogène se produit sur le Fe(II) qui est adsorbé à la surface minérale ferrique, formée par une oxydation homogène ou microbienne. Le taux de la réaction hétérogène augmente de manière exponentielle tant que le Fe(II) et l'O_2 restent en solution [11]. Ce processus est défini par deux étapes : (1) l'adsorption du fer ferreux à la surface des précipités déjà formés, (2) l'oxydation et l'hydrolyse de ce fer. Ce processus permet d'accroître la quantité d'hydroxyde de fer précipité [38]. Ce processus est simplifié selon l'équation 2.9. Ce type de réaction a lieu dans des conditions de pH normalement inférieur à 7 [39].

$$Fe(OH)_3(s) + Fe^{2+} + 1/4O_2 + 2(1/2)H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3(s) + 2H^+ \tag{2.9}$$

2.3.4 Paramètres d'influence

Influence du pH

Le pH du milieu influence le processus de colmatage. D'après Ford (1975), le dépôt d'ocre ferreuse augmente lorsque l'intervalle de valeurs de pH est compris entre 4 et 7,2. Au-delà de cette valeur, la déposition devient plus faible. Pour un intervalle de pH entre 7,5 et 9, les ions Fe^{2+} et Mn^{2+} subissent une oxydation rapide et deviennent indisponibles comme source d'énergie pour les bactéries [31]. Selon le diagramme de Pourbaix, disponible à la Figure 2.4, on note que les ions ferreux restent en solution tant que le potentiel d'oxydo-réduction et le pH sont faibles. Le Tableau 2.3, présente un indicateur présentant le risque de formation d'ocre ferreuse selon le pH et la concentration du fer ferreux [2]. Pour un pH inférieur à 7, le potentiel de formation d'ocre devient élevé pour des concentrations de Fe^{2+} supérieures

à 3 mg/l. Pour un pH supérieur à 7, le potentiel de formation d'ocre devient élevé pour des concentrations en Fe^{2+} supérieures à 6 mg/l.

Eggrich et al. (2014) ont présenté les pH optimum de quelques bactéries oxydantes : [19]

- un optimum de 7.5 pour le genre *Leptothrix*. Une croissance égale à la moitié de la croissance optimum pour un pH de 6.9 et 8,
- un optimum de 6.5 pour la *Gallionella* ; avec une meilleure croissance dans le milieu presque acide ; une croissance égale à la moitié de la croissance optimum pour un pH de 5.7 et 7.2. Pour un pH plus grand que 7.2, la *Gallionella* subit une très faible croissance.

L'influence du pH et de la concentration en oxygène sur l'oxydation du fer pour les processus biotiques et abiotiques est représentée sur la Figure 2.5 [19].

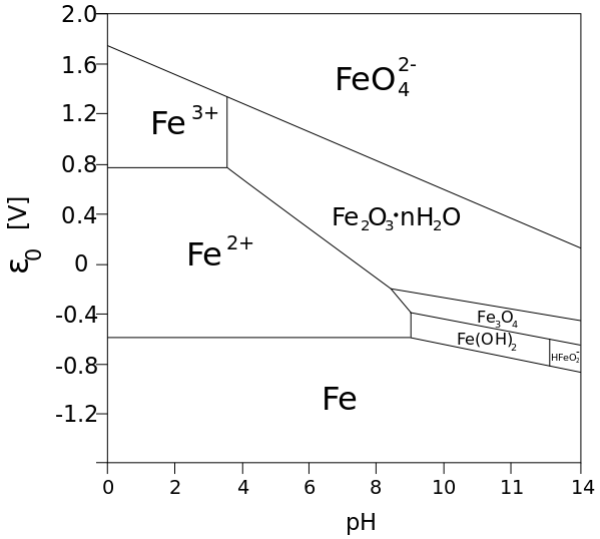


FIGURE 2.4 Le diagramme de Pourbaix pour le fer [40]

TABLEAU 2.3 Risque de formation de l'ocre ferreux en fonction de la concentration de fer et du pH [2]

Concentrations des ions Fe^{2+} (mg/L)		**Potentiel de formation de dépôts**
$pH < 7$	$pH > 7$	
≥ 0.5 à < 1	≥ 1 à < 3	Faible
≥ 1 à < 3	≥ 3 à < 6	Moyen
≥ 3 à < 6	≥ 6 à < 9	Élevé
≥ 6	≥ 9	Très élevé

Une étude menée en Floride a révélé qu'un pH du sol de 8,2 est nécessaire pour lutter efficacement contre l'ocre [41]. Cela a été démontré par l'ajout de chaux au sol, qui facilite l'oxydation du fer et l'augmentation du pH, conduisant à la précipitation d'une partie de celui-ci. Cela empêche les bactéries d'utiliser le fer pour former l'ocre ferreuse. En outre, le pH élevé inhibe la croissance bactérienne. Cette méthode s'est avérée inefficace, car elle nécessite de grandes quantités de chaux [41]. Toutefois, si le pH peut être augmenté par une autre méthode, par exemple électrochimique, la formation d'ocre ferreuse peut être limitée sans l'utilisation de chaux.

Effet de l'oxygène sur la formation d'ocre

Dans le but d'illustrer l'effet de l'oxygène, Correia et al. (2017) ont réalisé des essais sur des puits installés verticalement avec un flux vers le haut contenant des bactéries de fer et les nutriments nécessaires. Des géotextiles tissés ont été placés à différentes hauteurs. Les essais ont montré une diminution dans la formation du biofilm à une hauteur de 45mm de la surface avec la diminution de la diffusion de l'oxygène. Cette diminution peut être expliquée par la demande en oxygène des bactéries de fer. L'auteur a identifié les genres de bactéries présentes comme étant *Gallionella* et *Leptothrix* [42]. Eggrich et al. (2014) ont réalisé des essais pour qualifier l'influence de l'oxygène sur les bactéries oxydantes de fer. Les résultats ont montré que pour un taux d'oxygène supérieur à 2 mgL^{-1}, la croissance de la *Gallionella* diminue. Toutefois, avec l'augmentation de la teneur en oxygène, la croissance des bactéries et l'oxydation du fer restent dans une proportionnalité similaire jusqu'à une valeur d'oxygène proche de 4.5 mgL^{-1}. Au-delà de cette valeur, dans les expériences réalisées, l'oxydation de fer a augmenté malgré la diminution de la croissance de la *Gallionella*. Pour la *Leptothrix*, les essais ont démontré que l'augmentation de la teneur en oxygène n'affecte pas la croissance de la bactérie [19]. Dans le cas de la diffusion d'oxygène dans un drain français, le drain est oxygéné par des entrées d'air telles que le massif filtrant, les voies d'accès et le bassin d'évacuation.

Influence de la température

Des études ont montré une diminution de la croissance des bactéries de fer pour des températures inférieures à $5.5°C$ [31]. Pour *Gallionella*, la croissance est présente pour une gamme de températures entre $5°C$ et $25°C$, avec un optimum de $20°C$ [19]. Pour *Leptothrix*, la croissance est présente pour une gamme de températures entre $10°C$ et $40°C$, avec un optimum de $30°C$. Ces bactéries pourront alors se retrouver dans les eaux souterraines à des températures avoisinant généralement les $10°C$.

2.4 Relation entre le processus chimique et biologique

Selon Singer et al. (1970), qui se sont intéressés aux mines acides (environnements à faible pH), l'activité de l'oxydation microbiologique est plus élevée que l'oxydation chimique, qui est pratiquement négligeable [43]. Eggrich et al. (2014) illustrent dans leur étude la dépendance entre les réactions biotique et abiotique et le pH tel que présenté à la Figure 2.5.

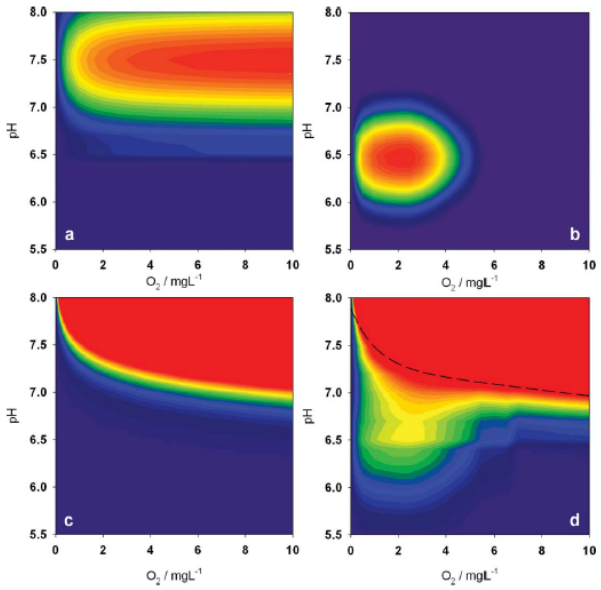


FIGURE 2.5 Interdépendance du pH et la concentration de l'oxygène pour la croissance de bactéries : (a) *Leptothrix* , (b) *Gallionella* , (c) oxydation abiotique, (d) combinaison d'oxydation abiotique et biotique. Les conditions les plus favorables sont en rouge et les plus défavorables en bleu [19]

.

Afin de déterminer la prédominance des processus d'oxydation, Rentz (2007) a réalisé une étude expérimentale incluant les différents processus. Les expériences sont réalisées en mesurant le taux d'oxydation du fer sur des tapis de fer microbiens provenant de 2 sites différents. De l'azoture de sodium a été ajouté dans le réacteur pour neutraliser la culture des bactéries dans le but de mesurer l'oxydation du fer avec et sans bactéries. L'étude a conclu qu'il y a une compétition entre 3 processus majeurs pour l'oxydation du Fe^{2+} : l'oxydation chimique, l'oxydation biologique et l'auto-oxydation. Cette dernière correspond l'oxydation du Fe^{2+} à la surface des oxydes de fer abiogènes ou à la formation d'oxydes de fer à partir du Fe^{2+} adsorbé sur la cellule bactérienne. Le pH dominant dans les essais est entre 6 et 7 et les bactéries dominantes sont *Gallionella ferruginea* et *Leptothrix ochracea*. Les résultats rapportés ont montré le taux d'oxydation le plus faible correspondant à l'oxydation chimique pure [14].

Toutefois, selon VanBeek (2018), pour un pH inférieur à 7, les flocs précipités suite à une réaction homogène ne peuvent pas adsorber le Fe^{2+}. Conséquemment, nous pouvons poser l'hypothèse que la réaction hétérogène ne peut avoir lieu sauf après une réaction biologique.

La diminution de la concentration de Fe^{2+} dans la solution est proportionnelle à l'augmentation du pH de la solution. Or, une des composantes responsables de la survie des colonies de *Gallionella spp.* est l'oxydation d'une quantité significative du fer ferreux. Ainsi, dans ces conditions, il y a une compétition entre l'initiation des processus biologiques homogènes et hétérogènes [39].

2.5 Biofilms

Dans le livre Brock Biology of Microorganisms, la formation du biofilm est illustrée en 4 étapes principales (cf. Figure 2.6) : (1) la fixation de certaines cellules à une surface, (2) la colonisation entre les cellules et la formulation de polysaccharides, (3) le développement des colonies et (4) la dispersion selon la disponibilité des nutriments et la qualité du milieu environnant [15].

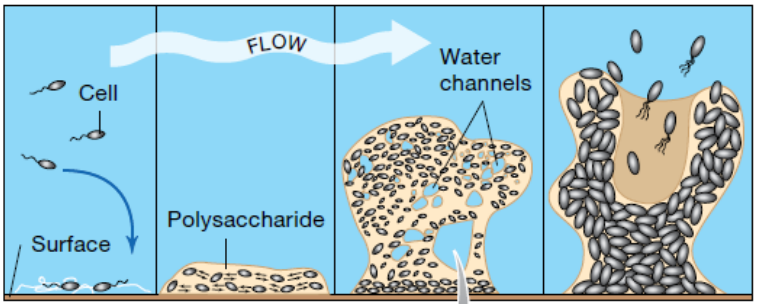


FIGURE 2.6 Étapes de formation du biofilm [15]

Les biofilms formés des bactéries de fer ont besoin d'une quantité très limitée de fer traversant les drains pour se déposer à la surface des drains et les colmater. Les bactéries peuvent trouver un milieu de vie dans ce dépôt, permettant de développer une capacité de résistance contre certains processus de désinfection [27]. Dans le cas de l'ocre dans les systèmes de drainage, la colonisation se fait à l'intersection des deux milieux aéré et non aéré [23]. La formation des biofilms des bactéries de fer survient quand l'eau souterraine dépourvue d'oxygène et contenant une concentration élevée de fer réduit atteint un milieu aéré, riche en oxygène. Ces conditions sont également rencontrées dans certains puits pour la production d'eau potable [27].

2.5.1 Formation d'ocre ferreuse sur un géotextile

Pour empêcher l'infiltration du sol dans le système de drainage, ce qui provoque l'obstruction des drains, les géotextiles sont utilisés comme filtres pour les systèmes de drainage [44]. Lors de l'installation du drain français, un géotextile est placé à l'interface entre le sol et le matériau drainant. La nature du géotextile affecte la croissance des biofilms d'ocre ferreuse. Mendonca (2003) a expliqué ce processus en examinant la formation d'ocre ferreuse sur différents types de géotextiles, en procédant à des tests détectant les protéines, mais sans tenir compte du débit. Les échantillons ont été ajoutés à un erlenmeyer ayant les caractéristiques propres à la culture des bactéries de fer. Avec une dilution de 140 mgFe/L, les résultats ont montré la détection de biofilms arrivant à 110 $mg.cm^{-2}$ après 60 jours du début du test. De plus, les géotextiles de type tissés polypropylene ont montré beaucoup moins d'accumulation d'ocre que les géotextiles de type non-tissés polypropylene. Cette hypothèse peut être expliquée par la surface spécifique des fibres formant les géotextiles [45].

2.5.2 Relation entre biofilms et ocre ferreuse

Afin de modéliser la formation d'ocre ferreuse à long terme, Mendonca et al. (2006) ont réalisé des essais en introduisant différents types de géotextiles et de sable dans des colonnes avec un milieu de culture correspondant au développement de bactéries ferreuses. Le filtre à sable a été utilisé pour comparer avec les colonnes contenant le géotextile. Les genres *Gallionella* et *Leptothrix* ont été introduits dans les colonnes. Ce qui est intéressant dans cet article est l'utilisation d'un facteur de rétention de fer (IRR=Iron Retention Rate) (cf. Eq. 2.10), qui représente la migration du fer. Ce facteur permet de qualifier l'activité microbiologique reliée à la formation d'ocre ainsi que la progression de formation du biofilm. Les courbes montrant l'IRR en fonction du temps de percolation présentaient 3 sections (cf. Figure 2.7 et 2.8) : (1) courbe croissante montrant la rétention de Fe^{2+} et Fe^{3+} sur la partie de contact entre les deux milieux aérobie et anaérobie ; (2) courbe horizontale constante pour le Fe^{2+} après la formation d'ocre et légèrement décroissante pour le Fe^{3+} ; et (3) courbe décroissante pour Fe^{3+}, tandis que la rétention de Fe^{2+} reste constante. Pour le filtre à sable, la pente de la courbe était inférieure à celle du géotextile, ce qui a été observé ultérieurement par la rétention d'ocre sur le filtre à sable. Les bactéries ferreuses des genres *Gallionella* et *Leptothrix* ont été détectées sur la substance observée grâce à leur apparence filamenteuse, ce qui a permis à l'auteur d'identifier l'ocre comme un biofilm [23].

$$IRR = \frac{[Fe]_{in} - [Fe]_{out}}{[Fe]_{in}} \tag{2.10}$$

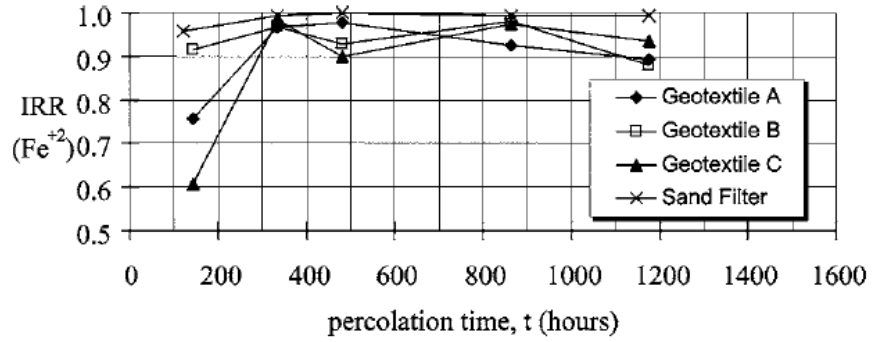


FIGURE 2.7 Courbe de rétention de Fe^{2+} pour les différents types de filtres : (A) polyester non tissé, (B) polypropylène non tissé, (C) polypropylène tissé et (D) sable [23]

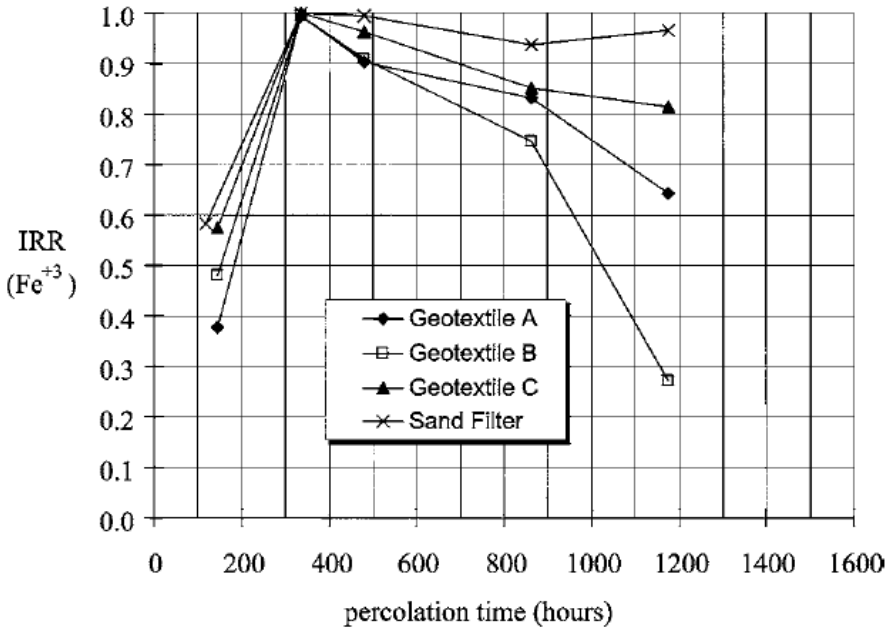


FIGURE 2.8 Courbe de rétention de Fe^{3+} pour les différents types de filtres : (A) polyester non tissé, (B) polypropylène non tissé, (C) polypropylène tissé et (D) sable [23]

2.5.3 Effets des biofilms sur la performance des drains

Gong et al. (2019) ont étudié l'évolution de la formation de biofilms sur le débit et le diamètre du tuyau. Des pipelines de polyéthylène à haute densité ont été testés pour différents diamètres et débits. Le pipeline ayant le plus petit diamètre (26 mm) a subi les plus grandes augmentations de gradient de perte de charge, facteur de friction et rugosité. Par exemple,

pour un tuyau d'un diamètre de 26 mm, la rugosité a augmenté de 0,01 mm à 3,5 mm, tandis que pour les tuyaux d'un diamètre de 32 mm et 51 mm, la rugosité a augmenté de 0,01 à 2,2 mm [46]. En comparant les pipelines ayant le même diamètre (51 mm), mais différentes vitesses d'écoulement, une perte de charge arrivant jusqu'à 0.12 a été observée pour le pipeline ayant la plus grande vitesse (1.24 m/s). Le facteur de friction et la rugosité ont été plus élevés pour les pipelines ayant des vitesses de 0.75 m/s et 1.24 m/s. Cette hypothèse a aussi été validée par Lambert et al. (2009) [47] ; Les biofilms dans les canalisations ont tendance à être plus lisses pour des vitesses d'eau plus élevées. Un scanneur laser a été employé pour surveiller la croissance des biofilms. La distribution de l'épaisseur du biofilm n'est pas uniforme tout au long du tuyau. Normalement, les plus grandes épaisseurs ont été observées en amont et sur la moitié inférieure du tuyau [46]. Dans le cas des drains français, le diamètre est de 100 mm et la vitesse de l'eau est normalement faible, de sorte que la perte de charge, le facteur de frottement et la rugosité sont très probablement inférieurs à ceux mentionnés précédemment pour les tuyaux.

2.5.4 Micro-structure des biofilms

L'étude de Gong et al. (2019) a évalué la formation de biofilms par des bactéries ferreuses dans des canalisations de 26 mm et 51 mm de diamètre à différents débits. En utilisant un microscope électronique à balayage, la microstructure des bactéries de fer a été observée dans un biofilm. Cette structure est représentée par des tiges (nanofils) ayant la forme d'un nid (cf. Figure 2.9) reconnues par une propriété viscoplastique. La présence de ces tiges aboutit à l'augmentation de la perte de charge. En examinant l'ADN de la bactérie dominante, la *Mariprofundus ferrooxydans* a été détectée. Le métabolisme de cette bactérie est basé sur l'excrétion des tiges d'oxyde de fer. Ces excrétions peuvent se transformer en une structure cristalline de $\alpha - Fe_2O_3$ pour des conditions environnementales déterminées [46].

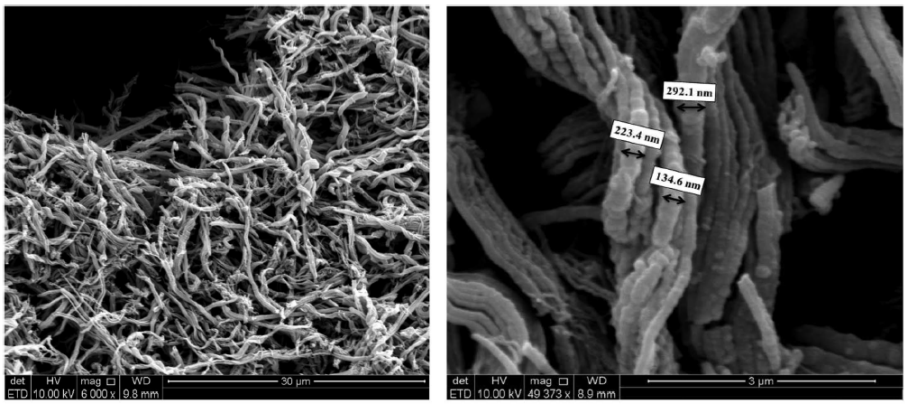


FIGURE 2.9 Biofilm formé par les bactéries de fer. L'image à gauche a une résolution de 30 μm, alors que celle à droite a une résolution de 3 μ m [46]

2.6 Installation et propriétés des drains français

Une tranchée est excavée le long du tracé du drain français autour d'une habitation, en veillant à ce que la tranchée soit suffisamment profonde pour accueillir le drain et permettre une pente adéquate pour l'écoulement de l'eau (cf. Figure 2.10). Le tuyau de drainage, généralement en PVC conformément aux recommandations du Code national du bâtiment (partie des solutions acceptables du volume 2 du Code national du bâtiment), présente un diamètre minimal de 100 mm pour les drains de fondation. Les perforations dans le tuyau, selon les normes établies par le Bureau de normalisation du Québec (BNQ), ont un diamètre de 15 mm $\pm$ 2 mm, et le sol de base doit être bien compacté ou non remanié. L'espacement entre les perforations le long de la longueur du tuyau est de 300 mm. Une couche de gravier d'au moins 150 mm est ajoutée au-dessus de la semelle pour favoriser l'infiltration de l'eau. Afin d'éviter l'obstruction de la couche drainante par des particules fines provenant du remblai, une membrane géotextile est généralement enrobée autour de la couche drainante, bien que les recommandations du BNQ pour le drainage dans les environnements propices à la formation d'ocre ferreuse ne recommandent pas l'utilisation de géotextile. À la place, une couche imperméable au fond de la couche drainante granulaire est conseillée, avec une largeur de 450 mm. La paroi intérieure de la tranchée doit être lisse pour éviter la propagation des bactéries et faciliter l'écoulement de l'eau contenant des ions de fer. La distribution des 7 perforations sur la circonférence du tuyau est montrée sur la Figure 2.11 [13, 48, 49].

FIGURE 2.10 Installation du drain français Soliflex réalisée par l'entreprise SOLENO [50]

L'utilisation de tuyaux de drainage à larges trous circulaires plutôt que de fentes semble être l'une des meilleures solutions pour traiter les problèmes d'ocre [41]. L'utilisation de l'écoulement inversé d'eau régulier depuis l'extrémité de sortie du le drain peut réduire l'accumulation de 20% [41]. Un drain dont le matériau contient des biocides a donné des résultats prometteurs dans la lutte contre l'ocre. L'ocre ferreuse adhère environ 20% plus fortement aux tuyaux d'évacuation en plastique que les tuiles en argile cuite. Des expériences ont permis de découvrir que l'ajout de certains composés à la matière plastique du tuyau, par exemple des composés d'étain, diminue l'adhérence de l'ocre, alors que l'introduction de sels de plomb la multiplie par neuf [41].

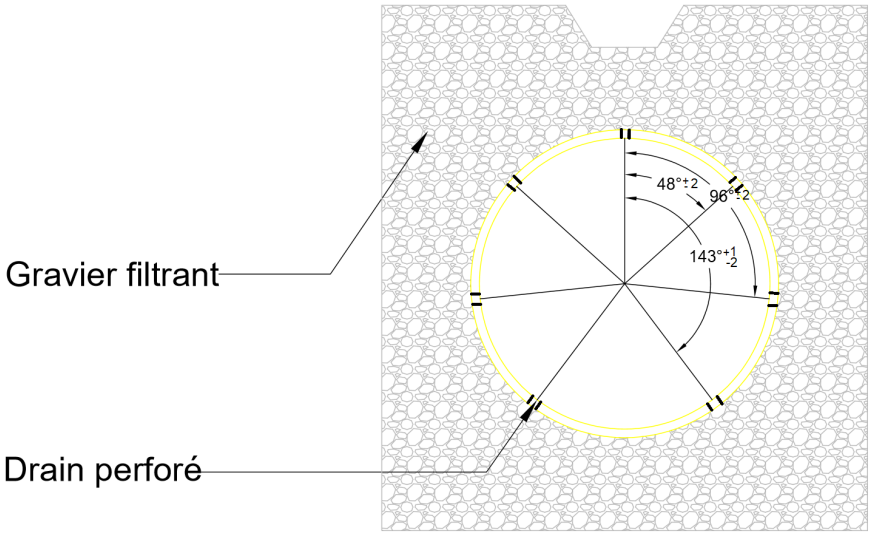


FIGURE 2.11 Représentation de la perforation sur le drain selon les exigences de la BNQ

2.7 Solutions proposées

Face au problème de colmatage des drains par l'ocre ferreuse, plusieurs solutions de traitement ou mesures de prévention sont disponibles. La présente section décrit leurs principales caractéristiques.

2.7.1 Nettoyage sous pression

Faible Pression

Ce procédé est applicable dans le cas où l'ocre est encore dans la première phase de sa formation, sous forme de gélatine. Cette technique utilise un rinçage par une citerne destinée à la diffusion du liquide, avec une pression adéquate sans dépasser un certain seuil. En respectant ces conditions, un rinçage annuel du système de drainage peut assurer un bon fonctionnement des drains [51].

Forte pression

Ce processus est applicable dans le cas où l'ocre est fortement encollé. Cette technique est limitée à des drains droits ou en courbure peu prononcée, avec une pression minimale de 690 kPa si les ouvertures de la canalisation sont des trous, et une pression de 2 756 kPa si les ouvertures sont des fentes. À noter qu'il n'est pas possible de dépasser cette pression en présence d'un sol sableux, car une pression très élevée peut endommager l'enveloppe du matériau entourant le tuyau. Dans ce dernier cas, il est généralement conseillé d'élargir la fente des drains affectés par l'ocre ferreuse. Dans ces cas d'incrustation importante, le nettoyage se limite souvent à 30% des dépôts d'ocre [51].

2.7.2 Nettoyage chimique

Pour l'ocre fraîche, il faut ajouter 10 % d'acide chlorhydrique en quantité suffisante pour éviter la précipitation de l'oxyde de fer hydraté, cependant l'ocre solidifié et collé est moins soluble dans l'acide chlorhydrique, ce qui rend le procédé difficilement applicable. Par ailleurs, selon le BCMAF (British Columbia Ministry of Agriculture and Food), cette technique doit être utilisée avec précaution à cause de la manipulation de l'acide [51].

2.7.3 Procédé électro-fenton

Le procédé électro-fenton, qui remonte à 1894, a montré une grande efficacité pour la décontamination des eaux usées acides contenant des polluants organiques [52]. De plus, il peut être utilisé pour la réduction de la toxicité, l'amélioration de biodégradabilité, et l'élimination de la demande biologique et chimique en oxygène. Cette méthode est proposée par Martínez-Huitle et al. (2018) pour la diminution de la production d'un dépôt de fer. Le procédé de décontamination repose sur le fait que certains métaux ont une capacité à générer des radicaux hydroxyles, fortement réactifs, par une réaction avec le H_2O_2 (Équations 2.11 et 2.12). Par la suite, les radicaux hydroxyles peuvent réagir selon différentes réactions pour éliminer les polluants. Le pH optimal est entre 3 et 6, mais il est à noter qu'un pH supérieur à 6 permet une précipitation de $Fe(OH)_3$. L'ajout du H_2O_2 doit se faire d'une façon progressive, dans le but de contrôler la température et le pH [53].

$$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + {}^{\cdot}OH + OH^- \tag{2.11}$$

$$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{2+} + {}^{\cdot}OOH + H^+ \tag{2.12}$$

$$O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow H_2O_2 \tag{2.13}$$

2.7.4 Systèmes de traitement à base d'ozone

En se référant aux extraits présentés précédemment, les principaux mécanismes qui contribuent à la formation de l'ocre ferreuse sont soit chimiques, soit biologiques. L'ozone est un oxydant fort ayant un potentiel oxydation-réduction égal à 2,07 V, capable de transformer le Fe^{2+} en Fe^{3+}, mais qui est également responsable de l'oxydation des composants cellulaires, entraînant par la suite une destruction des cellules bactériennes. En conclusion, l'ozone agit sur les deux composantes aboutissant à la formation d'ocre, chimiquement et biologiquement. Par contre, l'ozone n'est pas stable pour le long terme puisqu'il reprend sa forme initiale en dioxygène rapidement [54].
Champagne et Vacher (2019) ont développé un procédé de traitement des drains français à l'ozone. Cette invention fonctionne sous le principe de génération de la quantité d'ozone nécessaire dans un réservoir d'eau à l'aide des électrodes, en fonction de données environnementales. L'eau du réservoir est ensuite déversée dans l'eau susceptible à la formation d'ocre. Des électrodes en platine transforment l'oxygène et l'eau du milieu en ozone. Des mesures ont montré que par l'application de ce système, une diminution importante de la concentration en fer est observée après 15 min et celle-ci tend vers zéro en 24h (numéro du brevet : CA 3019039 A1) [54].

2.7.5 Systèmes électriques contre la précipitation dans les tuyaux

Un système basé sur la formation d'un champ électrique stable a été utilisé pour prévenir la cristallisation dans les tuyaux et diriger les ions vers les pôles [55]. Ce système est utilisé dans le contexte des tuyaux en PVC de drainage des tunnels, dans les régions où l'eau présente une forte concentration en ions de calcium et magnésium. Le diamètre utilisé pour ces tuyaux est inférieur à celui du drain français habituel. Ces cristallisations résultent principalement de la précipitation d'ions Ca^{2+} et Mg^{2+} et, selon les principes de protection, le dispositif utilisé doit présenter un champ électrique élevé et une faible pression. Deux systèmes ont été utilisés : (1) Le premier système est constitué d'un pôle sous la forme d'une couche métallique autour de la paroi du tuyau et l'autre pôle sous la forme d'un mince fil métallique passant au milieu du tuyau (cf. Figure 2.12a) ; (2) Le second système est constitué de deux plaques métalliques en haut et en bas du tuyau. Afin de montrer l'efficacité du système pendant différentes périodes de l'année, les tuyaux ont été testés à plein débit et à demi-débit (cf. Figure 2.12b).

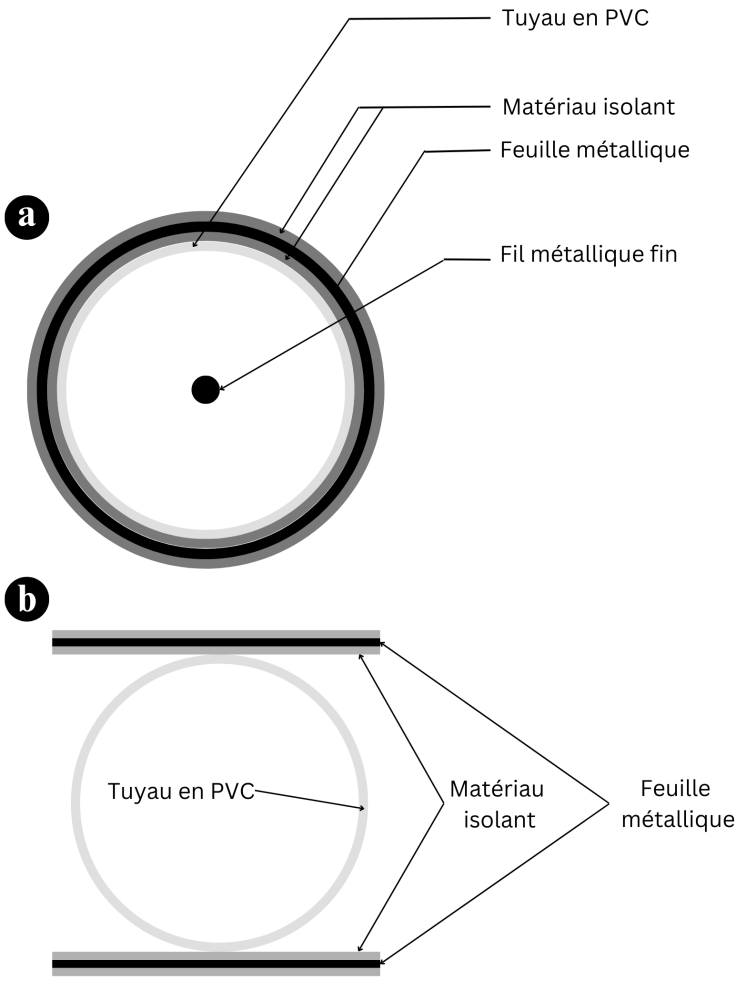


FIGURE 2.12 Système contre la précipitation selon deux configurations (a) circulaire et (b) vertical, adapté de Wei et al. (2021)

Les résultats les plus pertinents sont les suivants :

— dans le cas d'un système à demi-écoulement et circonférentiel, l'attraction des ions positifs vers le centre est moins avantageuse. Cette configuration permet un contact accru entre les ions positifs et l'air, ce qui augmente la réaction de précipitation,

— après la comparaison des 2 systèmes pour 3 tensions différentes (5 V, 12 V et 24 V), les résultats ont montré une plus petite formation de précipité pour 5V. Pour 5V, le système circonférentiel est plus vulnérable au colmatage que le système à deux plaques parallèles surtout au niveau des extrémités du tuyau. Toutefois, la différence entre les 2 systèmes est faible,

— l'application de ce système a permis de réduire la vitesse de la réaction après un certain

temps et pas seulement la quantité de précipitation,
— dans le cas d'un demi-débit, la configuration de 2 plaques parallèles est de même la plus performante. Cependant, dans ce cas il est plus convenable de diriger les ions positives vers le bas du tuyau pour éviter le contact avec l'air,
— ce traitement peut réduire l'adhésion entre le précipité formé et le tuyau. Le crystal formé devient plus poreux,
— le mouvement des ions est affecté par la variation du débit d'eau.

[55]

2.7.6 Transport électrocinétique des bactéries

Les surfaces cellulaires bactériennes renferment une variété de polymères chargés tel que les polysaccharides. Les groupes chargés ont tendance à être amphotère, c'est-à-dire ayant tendance de se charger négativement dans des conditions de pH élevé, et positivement pour un pH faible [56].

La migration des bactéries dans le sol est couramment utilisée pour la décontamination biologique des sols. Des expériences ont été réalisées sur trois types de sol pour illustrer la migration des bactéries, avec un voltage constant de 2Vcm^{-1} et des courants variants de 3 à 14 mA. Les résultats ont montré une migration environ 1 cmh^{-1} dans le sable fin, 0,6 cmh^{-1} dans la terre de jardin, et 0,1 cmh^{-1} dans l'argile (cf. Figure 2.13) [57]. Dans le cas du traitement électrochimique, la cathode est chargée négativement et l'anode est chargée positivement. Le pH est plus basique à proximité de la cathode et plus acide à proximité de l'anode. Selon ce qui précède, les bactéries chargées négativement sont susceptibles de se trouver du côté acide, à savoir l'anode qui est chargée positivement, ce qui signifie une répulsion entre la bactérie et la cathode. La même chose devrait se produire sur l'anode qui est chargée positivement et qui repoussera les bactéries chargées positivement qui se trouvent dans un pH acide. Cependant, cette solution pourrait déplacer les bactéries plutôt que de les éliminer, ce qui ne règle pas le problème. Néanmoins, en repoussant les bactéries de la surface du drain, elles seront plus capable de former des biofilms, étant donné que la première étape de la formation des biofilms consiste à se fixer sur une surface (cf. Figure 2.6).

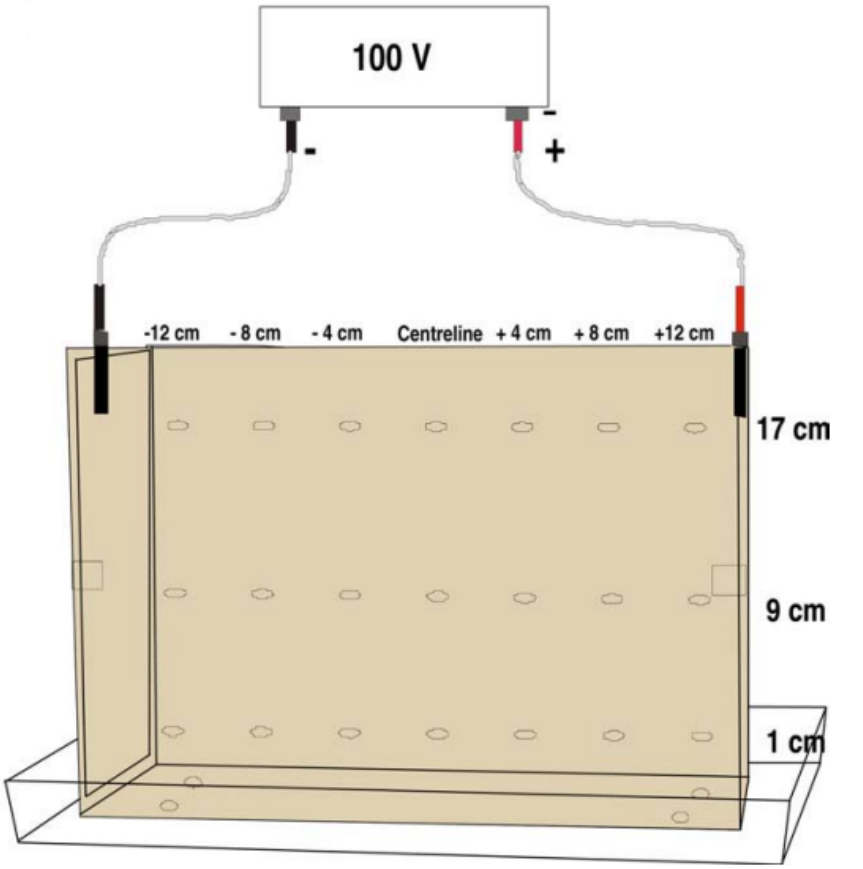


FIGURE 2.13 Essai de décontamination des bactéries du sol adapté de Suni et Romantschuk (2004)

2.7.7 Électroporation

Afin de perméabiliser l'enveloppe cellulaire, l'électroporation est adaptée, une technique physique appliquant des impulsions électriques à haute tension [58]. Normalement, cette technique est utilisée pour introduire de l'ADN dans les cellules [15]. La présence d'oxydants forts dans le milieu peut accélérer l'élimination des bactéries en raison de la vulnérabilité de leur enveloppe par électroperméation et permet ainsi un accès facile à la membrane interne [59]. L'inactivation électrochimique des bactéries a réussie à faible intensité de courant (5 mA), pour *Escherichia coli* et *Pseudomonas aeruginosa*. Ce processus pourrait être efficace pour les bactéries du fer et le rôle des oxydants a été démontré après comparaison avec l'ajout de glutathion réduit, une molécule qui assure une protection contre les agents alkylants, les radicaux libres et le stress oxydatif. Le glutathion réduit a diminué le taux d'inactivation microbienne d'un facteur de 2,9 à 4,6, montrant que l'inactivation est principalement causée par les oxydants générés par voie électrochimique. Par ailleurs, plus la densité de population

est faible, plus l'inactivation est efficace [59]. À notre connaissance, cette technique n'a pas été appliquée directement aux drains français, mais elle pourrait fonctionner à condition que cette approche ait un impact sur l'enveloppe cellulaire des bactéries du fer.

2.7.8 Systèmes électriques d'inactivation des bactéries

Une configuration d'électrodes coaxiales est utilisée pour désinfecter des canalisations d'alimentation en eau potable : le traitement par champ électrique amélioré localement (LEEFT) [60]. Basé sur le concept modifié de l'électroporation, le système se compose d'une électrode extérieure constituée d'un cylindre de cuivre, tandis que l'électrode centrale est un fil fin modifié par des nanofils (cf. Figure 2.14). Ces derniers sont utilisés pour permettre l'inactivation des agents pathogènes à de faibles tensions, de l'ordre de 1-2 V, selon le processus décrit ci-après [61].

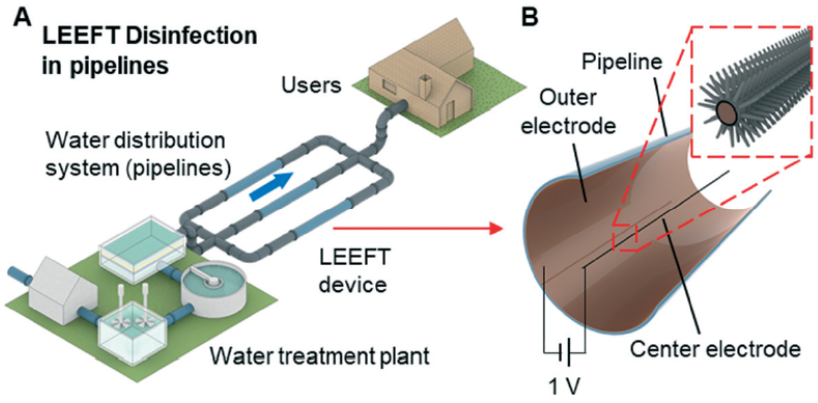


FIGURE 2.14 (A) Vue générale d'un réseau de distribution d'eau potable, (B) configuration du LEEFT [60].

Diverses forces, dont la force hydrodynamique, la force d'électrophorèse et la force de diélectrophorèse, sont responsables de l'envoi des agents pathogènes vers l'électrode centrale. Par la suite, le champ électrique accru près des extrémités des nanofils inactive les agents pathogènes par électroporation irréversible, même si une faible tension est appliquée [62]. Le système utilisé consiste en un fil de cuivre recouvert d'une couche de polydopamine, une couche protectrice destinée à améliorer la stabilité de l'électrode et à réduire la libération de cuivre dans l'eau [63]. D'autres chercheurs ont constaté que le fil de cuivre recouvert de polydopamine utilisé comme électrode centrale ne présente pas de signes significatifs d'inactivation bactérienne, ce qui souligne l'importance de la structure nanofilaire. L'inactivation a été prouvée par l'utilisation d'iodure de propidium, un produit qui ne colore que les cellules

ayant perdu l'intégrité de leur membrane. Cette technique est capable d'obtenir jusqu'à 6log d'inactivation pour un voltage de 1V [60].

2.8 Méthode de protection envisagée dans l'étude

Le système de traitement électrochimique testé dans le cadre du présent projet repose sur le principe de protection cathodique. Il consiste en une installation d'électrodes dans les drains français afin d'influencer l'attachement des bactéries aux surfaces et de réduire leur durée de vie en modifiant les propriétés chimiques du milieu.

2.8.1 Principe de la protection cathodique

Afin de mieux définir la protection cathodique, il faut d'abord définir le problème qui est la corrosion. La corrosion est le résultat d'un mécanisme électrochimique qui se déroule selon deux équations (cf. Figure 2.15) :
(1) la réaction anodique définie par la perte d'électrons et la consommation du métal (cf. éq.2.14),
(2) la réaction cathodique définie par la consommation des électrons émis par la première équation par de l'oxygène et de l'eau (cf. éq.2.15) [64].

$$2Fe \rightarrow Fe^{2+} + 4e^{-} \tag{2.14}$$

$$O_2 + 2H_2O + 4e^{-} \rightarrow 4OH^{-} \tag{2.15}$$

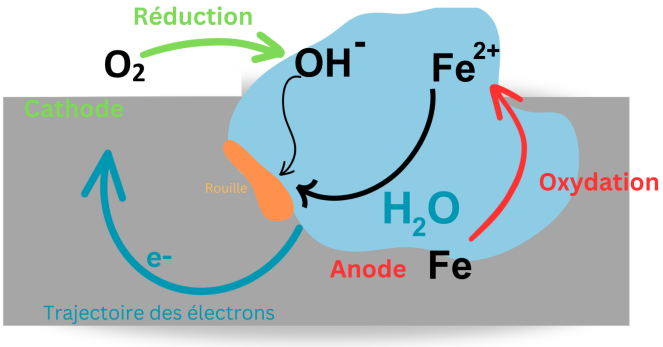


FIGURE 2.15 Représentation de la corrosion adapté de Nichols et Zurbuchen (2008)

La corrosion peut ainsi être représentée dans un circuit ayant une anode et une cathode comme le montre la Figure 2.16.

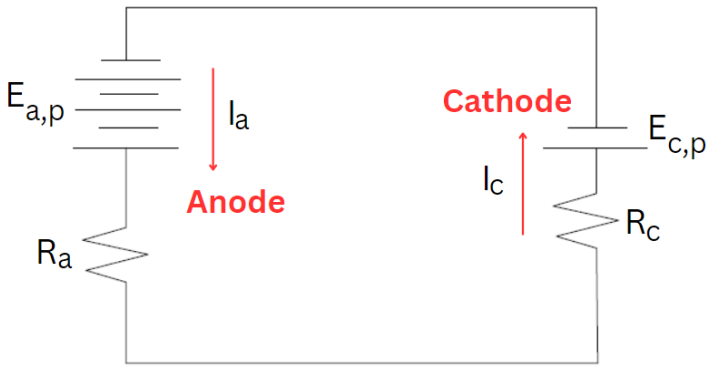


FIGURE 2.16 Représentation de la corrosion sur un circuit électrique adapté de Nichols et Zurbuchen (2008)

La technique de protection cathodique est utilisée surtout dans le domaine du pétrole et du gaz, ainsi que dans les canalisations transportant de l'eau. Le but de cette technique est la protection des canalisations contre la corrosion et le processus consiste en un l'abaissement du potentiel électrochimique par un courant électrique émis dans l'ouvrage à protéger. Deux techniques peuvent être utilisées à cette fin. La première est celle de l'anode sacrificielle, par un couplage galvanique. Créant un courant qui circule grâce à la différence de potentiel, le potentiel de l'ouvrage décroît alors que le potentiel de l'anode accroît. Dans cette méthode, le courant est non réglable et le champ de protection est réduit à quelques dizaines de mètres, par contre elle est souvent conçue pour donner un fonctionnement optimisé pendant 10 ans sans entretien. La deuxième est constituée d'anodes enfouies et un courant généré par un poste transformateur-redresseur est imposé au système. Dans cette seconde configuration, les anodes ne sont pas sacrifiées, et son fonctionnement est prévu pour une durée de 20 ans, assurant la protection sur une portée de plusieurs kilomètres. Cette méthode est complexe en pratique, mais elle présente un rendement efficace en se basant sur la qualité du fonctionnement, ainsi que les coûts de mise en œuvre et d'entretien réduits [65]. L'application de la protection cathodique peut être présentée sous forme d'un autre circuit qui alimente le circuit de corrosion en un courant de protection I_{cp} (cf. Figure 2.17). Ce courant de protection est utilisé pour polariser la cathode, ce qui diminue la différence de potentiel entre l'anode et la cathode. Lorsque la différence de potentiel est négligeable, le courant anodique devient nul, ce qui ramène la structure à son état initial de cathode seule [66].

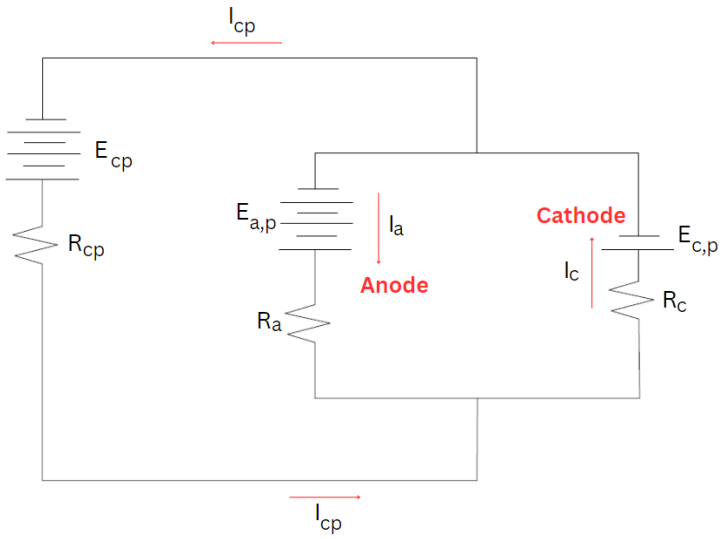


FIGURE 2.17 Représentation de la protection cathodique sur un circuit électrique adapté de Nichols et Zurbuchen (2008)

Angst (2019) a souligné qu'une transmission d'un courant cathodique à une surface d'acier corrodée engendre deux résultats : (1) une polarisation d'activation entraînant une réduction immédiate de la vitesse de la dissolution de fer, et (2) une modification de la chimie de l'électrolyte par une génération d'ions OH^- et l'élimination des ions chlorures et de l'oxygène. Il y a donc un lien direct entre le courant imposé et la composition de l'électrolyte et il est à présent reconnu qu'il est plus efficace de favoriser la modification de l'environnement chimique plutôt que la polarisation dans le champ d'immunité [67]. En effet, une forte densité de courant peut être nécessaire pour atteindre l'immunité dans le cas du fer et cela pourrait conduire à une consommation électrique importante et un épuisement prématuré de l'anode ajoutée en protection. Dans ce contexte, une expérience a été réalisée par Angst (2019) pour illustrer l'effet du changement de la chimie du milieu sur la protection contre la corrosion, en diminuant la concentration de l'oxygène et en augmentant l'alcalinité de l'électrolyte, sans produire de courant. Ces changements sont illustrés à la Figure 2.18, qui présente la variation du potentiel correspondant en fonction du temps. L'expérience a été réalisée en 3 étapes : (1) réduction de la concentration en O_2 a été réduite à 0,17 ppm par ajout d'azote, (2) ajout d'hydroxyde de sodium (NaOH) pour augmenter le pH, et (3) aération de la solution alcaline pour augmenter à nouveau la concentration en O_2. Des mesures ont été prises au début et à la fin de chaque étape et elles sont identifiées par les points I à IV sur la Figure 2.18.

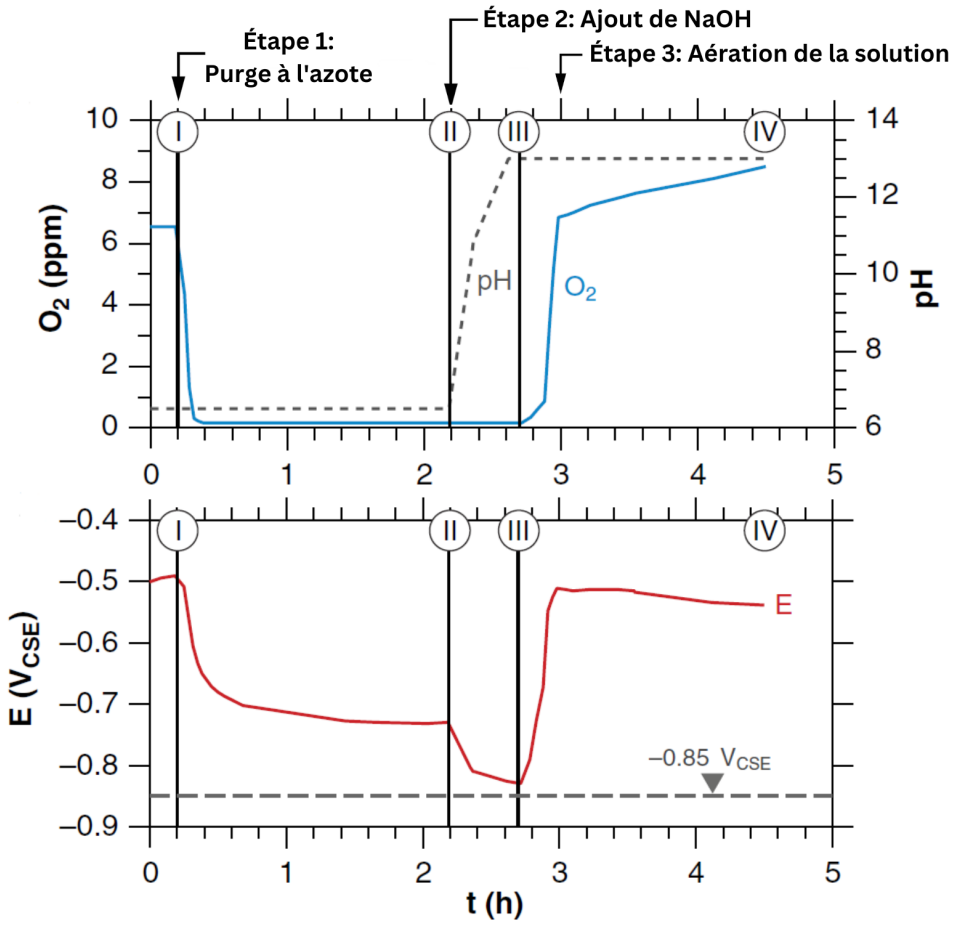


FIGURE 2.18 Effet du changement des conditions chimiques sur le processus de protection cathodique adapté de Angst (2019)

Les 4 points de mesures, I à IV, sont présentés sur le diagramme de fer de Pourbaix de la Figure 2.19. On note ainsi qu'il n'est pas nécessaire d'être dans la zone d'immunité pour éviter la corrosion (Points III et IV) et qu'une modification de la chimie des électrolytes est capable de réaliser une protection contre la corrosion [68]. D'autres auteurs ont également mentionné que la présence de différentes espèces chimiques comme les chlorures, les sulfures ou les carbonates dans le milieu affecte le pH et, par conséquent, le processus de protection cathodique en augmentant le champ de corrosion sur le diagramme de Pourbaix [69].

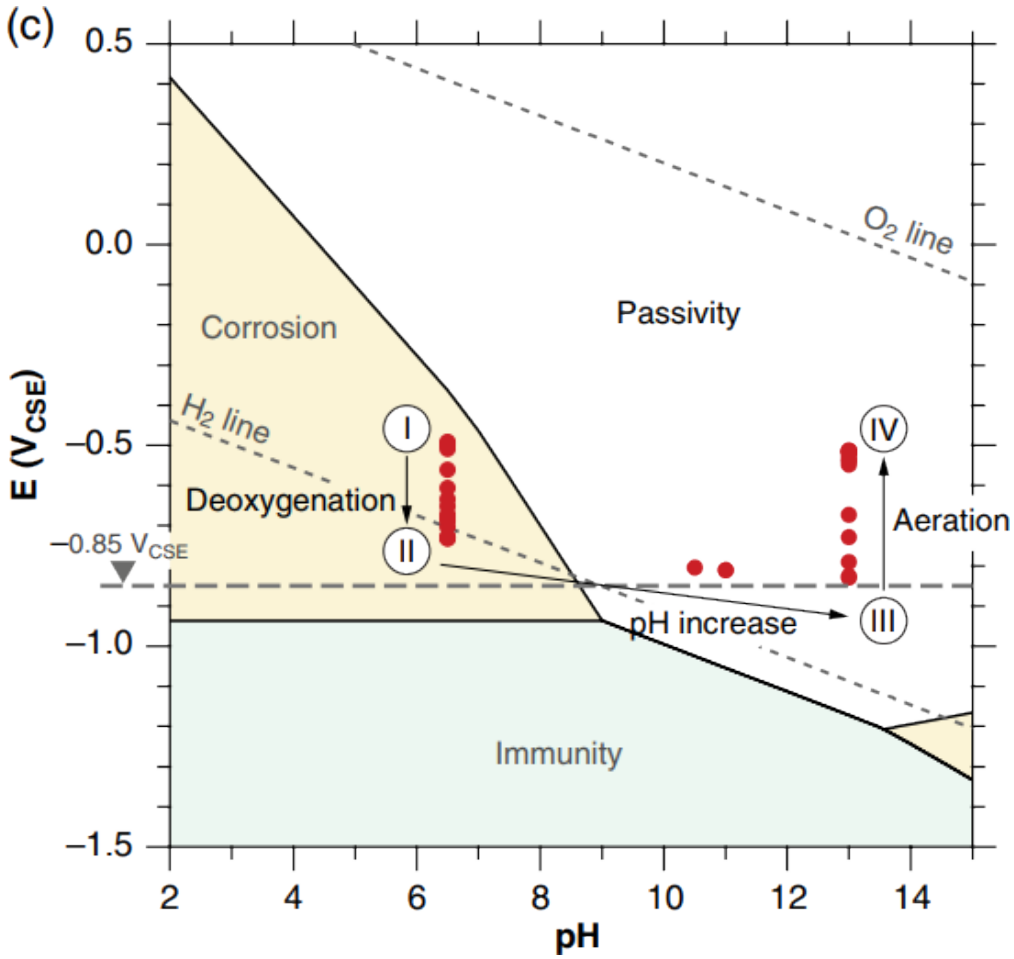


FIGURE 2.19 Diagramme de Pourbaix montrant la variation du potentiel pour une électrode saturée en cuivre/sulfate de cuivre [68]

Pour illustrer l'effet de la protection cathodique, la Figure 2.20 montre l'évolution des potentiels de l'eau (couples O_2/H_2O et H_2/H_2O) et du fer (Fe/Fe^{2+}) en fonction de l'intensité de courant anodique.

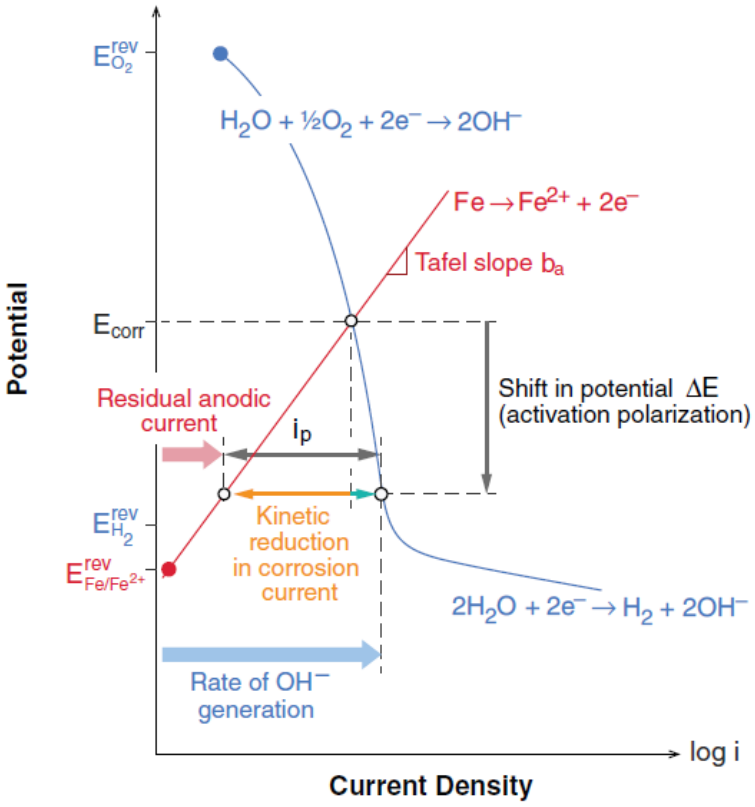


FIGURE 2.20 Évolution du potentiel des couples Fe/Fe^{2+},O_2/H_2O et H_2/H_2O suite à l'application de la protection cathodique par rapport au courant [68]

Le point où les deux courbes courbes de potentiel se croisent correspond au potentiel de corrosion et, pour la limiter, le but est de fournir une quantité suffisante d'électrons pour satisfaire l'équation 2.15. Ce courant imposé conduit à un déplacement du potentiel cathodique représentant l'activation de la polarisation. Ce déplacement est indiqué sur la pente de Tafel de la Figure 2.20, qui illustre le ralentissement de la dissolution anodique.

L'objectif ultime de la protection est de déplacer le potentiel vers la zone d'immunité, en dessous du potentiel réversible ($E^{rev}_{Fe/Fe^{2+}}$) (cf. Figure 2.20). Comme indiqué précédemment, l'atteinte de cette zone d'immunité peut être difficile, mais la génération d'ions hydroxyles modifie la nature chimique de l'électrolyte à côté du métal, ce qui permet de le protéger.

2.8.2 Enjeux de la protection cathodique dans le sol

Les applications de protection cathodique peuvent être mises en œuvre sur une variété de structures et d'équipements, telle que les armatures en béton, les navires, les pipelines, les

ponts, etc. [68, 70]. La distance entre l'anode sacrificielle ou à courant imposé et la structure peut être de l'ordre de plusieurs kilomètres dans le sol, alors que dans le béton elle est de l'ordre de quelques centimètres [68]. Plusieurs paramètres peuvent affecter l'apparition de la corrosion souterraine, comme le pH : la corrosion devient sévère dans un environnement acide. Un autre paramètre est la résistivité du sol : une résistivité inférieure à 25 ohm.mètre peut induire une corrosion sévère, et une résistivité supérieure à 100 ohm.mètre peut induire une corrosion faible. La résistivité a une influence sur la corrosion dans le sol, ce qui signifie que la conductivité a également une influence [70].

La conductivité du sol dépend des ions en présence dans le sol et notamment dans l'eau interstitielle [71]. Ces ions augmentent la salinité du sol, qui est proportionnelle à la conductivité électrique du sol. D'autres facteurs peuvent aussi mener à l'augmentation de la conductivité électrique (CE), comme [72] :

- la présence de l'eau, qui contribue à l'augmentation de la CE,
- l'adsorption d'eau et la surface spécifique des particules de sol, qui se traduisent par exemple par une rétention d'humidité plus élevée dans le cas des argiles que dans le cas des sables et une plus forte CE,
- le compactage du sol, qui a également tendance à augmenter la CE du sol,
- la température, qui diminue la CE lorsque l'on s'approche du point de congélation. En effet, sous cette valeur, les pores du sol s'isolent de plus en plus les uns des autres et la CE globale du sol diminue [73].

2.8.3 Effet de la protection cathodique sur les bactéries

Pour expliquer le choix d'un système de traitement reposant sur le principe de protection cathodique, il est essentiel de présenter l'influence d'un tel système sur les bactéries. En effet, l'installation d'électrodes dans les drains français vise essentiellement à influencer l'attachement des bactéries aux surfaces et à réduire leur durée de vie.

L'attachement de colloïdes sur des surfaces dépend de leur charge et la théorie DLVO, nommée ainsi selon ses auteurs Derjaguin, Landau, Verwey et Overbeek, est un modèle qui permet de le représenter. En assimilant les bactéries à des colloïdes et en considérant les charges de leurs membranes, cette théorie permet d'expliquer l'interaction entre les microbes et une surface. Celle-ci étant basée sur les forces de Van Der Waals et les forces électrostatiques [74, 75]. La mise en place d'une protection cathodique permet de charger négativement la surface du métal et d'engendrer une répulsion avec les bactéries, dont la surface est également chargée négativement [76, 77]. Cependant, cette théorie ne peut être utilisée seule en raison de la distribution non uniforme des charges sur la cellule bactérienne, qui peut provoquer

l'attachement de la bactérie sur certaines de ses faces [78]. D'autres phénomènes sont donc à prendre en considération, dont l'augmentation du pH par la protection cathodique. En effet, la génération d'ions OH^- peut fortement diminuer la viabilité des cellules bactériennes dans un biofilm [75,79]. De plus, lorsque le pH est élevé, des oxydes et dépôts calcaires (principalement $Mg(OH)_2$ et $CaCO_3$ peuvent être observés à la surface du métal à protéger, en raison de la combinaison des ions hydroxydes avec les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} [80]. Ces dépôts peuvent réduire la conductivité et, en adhérant à la surface du métal, ils réduisent l'attachement des biofilms à la surface [81].

De la même manière, une étude réalisée par Kajiyama et Okamura (1999) a confirmé que l'application d'une protection cathodique permet une réduction importante des bactéries oxydant le fer dans un biofilm. Il a ainsi été démontré que le taux de corrosion dans les sols sablonneux contenant des bactéries ferreuses a diminué de manière significative pour des valeurs de potentiel inférieures à -0,8 V (par rapport à une électrode Cu-$CuSO_4$ à 25°C). Pour un tel potentiel, la diminution de la viabilité des bactéries ferreuses est la principale raison de la diminution de la vitesse de corrosion [82].

D'autres auteurs se sont également penchés sur le potentiel optimal pour la réduction de l'activité bactérienne. Thompson et al. (2022) ont ainsi suggéré d'appliquer un niveau de polarisation égal à -900 mV (par rapport à une électrode $Ag/AgCl$), afin d'éliminer les biofilms et de réduire la vitesse de corrosion, ce qui a été efficace en particulier pour les bactéries oxydant le fer et les Pseudomonas. L'étude de Lv et al. (2021) a montré qu'un potentiel de -1 050 mV (par rapport à une Électrode au Calomel Saturé,ECS) peut fournir une protection contre la corrosion microbienne en présence de bactéries oxydant le fer dans l'eau de mer [77].

Finalement, d'autres études se sont intéressées à l'intensité du courant induit entre les électrodes. Lorsque l'on applique un faible courant continu de 10 µA en insérant une cathode et une anode dans une plaque d'agar pendant 16 heures, et en présence d'oxygène dans des conditions aérobies, une zone d'inhibition apparaît en raison de la formation d'H_2O_2 autour de la cathode. De plus, une zone d'inhibition est créée par le chlore autour de l'anode pour des courants électriques supérieurs à 75 µA. Ces deux raisons ne sont toutefois pas les seules causes d'inhibition puisque l'électrolyse de la bactérie peut aussi endommager sa membrane [83].

En conclusion, le fonctionnement des systèmes électrochimiques pour la prévention de l'oxydation du fer est complexe et comprend tout un ensemble de phénomènes. Il est donc important de tester le système sur site, afin de faire une étude de performance intégratrice. Une telle étude ne permet pas de différencier les phénomènes présentés précédemment, mais permet de caractériser l'efficacité du système de manière empirique.

2.8.4 Influence du matériel des électrodes

Les informations présentées dans cette section serviront à sélectionner les électrodes pour la méthode de protection électrochimique envisagée. Dans le cadre de l'analyse d'une cellule électrochimique pour la synthèse de solutions d'hypochlorite de sodium, une étude de performance de plusieurs électrodes a été réalisée. Les électrodes étaient constituées d'oxydes de manganèse, de cobalt, de plomb, d'aluminate de cobalt, de platine, de graphite et d'oxyde de ruthénium. Cette étude a conclu que, pour cette application spécifique, les anodes en oxyde de ruthénium-titane et les anodes en oxyde d'iridium-ruthénium-titane sont les plus efficaces. Toutefois, ce type d'électrode peut présenter une réduction de la surface active en raison de la perte progressive de revêtement au fil du temps [84]. Pour éviter les dépôts de sel et de calcaire tels que l'hydroxyde de magnésium ($Mg(OH)_2$) et le carbonate de calcium ($CaCO_3$), dus à une forte alcalinité, sur la cathode, une alternance périodique de la polarité des électrodes peut être imposée. Cela signifie que l'électrode fonctionnant comme cathode est commutée régulièrement en anode, et vice-versa. Cependant, cette alternance entraîne une limitation de la durée de vie de l'électrode [85]. Toutefois, des études antérieures ont montré que l'incorporation d'iridium dans le revêtement de l'anode en oxyde de ruthénium-titane, avec un rapport de masse de 80 :20 entre l'iridium et le ruthénium, multiplie par huit la résistance à la corrosion. La consommation d'énergie est donc moindre pour le fonctionnement des anodes contenant de l'iridium [84].

Des expériences ont également été réalisées sur des puits avec un pH acide (environ 5,6-5,8) [86]. Une partie de l'intérieur d'un des puits a été recouverte d'une couche de 20-30μm d'argent natif et un autre a été équipé de cuivre natif. Des échantillons des biofilms formés ont été testés par identification d'ADN et dans le cas des puits n'ayant pas un recouvrement d'argent ou de cuivre, le biofilm formé était constitué d'une variété de microorganismes. Parmi ces microorganismes, on retrouvait notamment des *Gallionella* et *Sideroxydans*, des bactéries oxydantes du fer. Dans le cas du puits recouvert de cuivre, la composition était similaire, mais avec une plus grande abondance de *Sideroxydans*. Dans le cas du puits recouvert d'argent, il était dominé par la *Gallionella*. En comparant les puits sans et avec recouvrement, l'hypothèse a été posée que les bactéries formant des tiges peuvent se protéger plus facilement contre la surface bactéricide. Les résultats des expériences ont montré que l'utilisation du cuivre est plus efficace que l'argent en raison de sa résistance contre les érosions mécaniques et les transformations chimiques. Toutefois, le cuivre n'est pas efficace à long terme puisque des travaux de réhabilitation sont requis après une certaine période d'utilisation en raison de l'oxydation de la surface, qui conduit à une consommation de la surface avec le temps [86].

CHAPITRE 3 ÉTUDE PRÉLIMINAIRE : ÉLECTRODES AU VOISINAGE DES DRAINS FRANÇAIS

3.1 Description des dispositifs expérimentaux et méthodologie

Cette étude s'appuie sur une approche expérimentale basée sur la protection cathodique, mise en œuvre le 20 avril 2021 sur un site ayant connu des problèmes d'ocre ferreuse dans le passé. Ce site est localisé à Saint-Jean-Chrysostome (G6Z 2L2). Il a été construit vers 2008 et est occupé depuis 2012. Le système de drainage a été refait en 2015 en remplaçant le drain français annelé par un autre plus rigide. Un plan de localisation du site est fourni à la Figure 3.1. Malgré les tentatives précédentes d'installation d'un système de traitement à base d'ozone basé sur la technique brevetée par Champagne et Vacher (2019), le problème d'ocre ferreuse a persisté, vraisemblablement à cause de l'instabilité de l'ozone, et un système de protection cathodique y a été installé.

FIGURE 3.1 Plan de localisation du site tiré de Google maps

L'objectif essentiel de cette partie de l'expérimentation consiste à effectuer des analyses visuelles en surveillant continuellement les systèmes de drainage, afin de s'assurer de l'efficacité du système. Une caméra d'observation a été utilisée pour visualiser l'évolution de l'ocre ferreuse avec le temps, ainsi que son adhérence aux parois du drain. Le système de protection cathodique, fonctionnant sous courant imposé, est composé de deux anodes en titane recouvertes d'iridium enfoncées dans le sol et de cathodes en acier disposées autour du terrain à

l'étude. La Figure 3.2 présente une anode avant son implantation dans le sol et la Figure 3.3 illustre la répartition des anodes et des cathodes sur le terrain à l'étude. Le courant imposé à l'anode était de 220 mA, avec une tension de 14 V. Ces électrodes ont été installées pour assurer une distribution uniforme du courant dans le système de drainage du site et elles ont été implantées à la surface du sol.

FIGURE 3.2 Anode en titane recouverte d'iridium

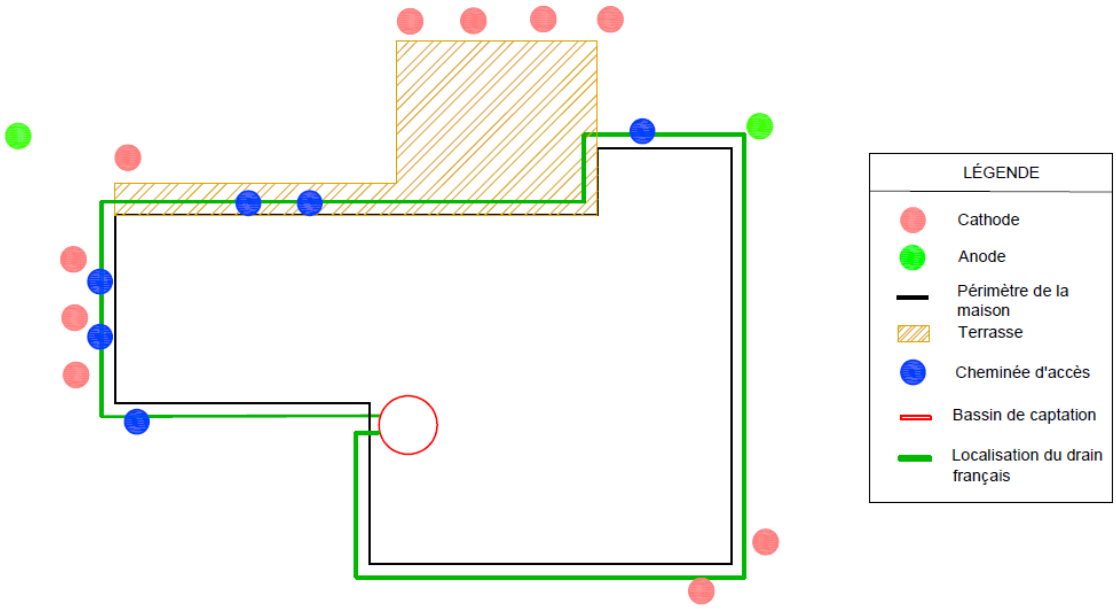


FIGURE 3.3 Distribution des anodes et des cathodes sur le site étudié avec les cheminées d'accès et l'emplacement approximatif du drain et du bassin d'évacuation

Le drain présente les caractéristiques suivantes : une pente de 1% et un diamètre de 10 cm (4 pouces). De plus, la hauteur de la nappe phréatique étant au niveau du drain, il y a une présence continue de l'eau.

Un système complémentaire de traitement a également été mis en place dans le bassin le 13 mai 2021 relié au système de drainage (cf. Figure 3.4). Le système se compose d'une anode en titane recouverte d'iridium et de 2 cathodes en acier.

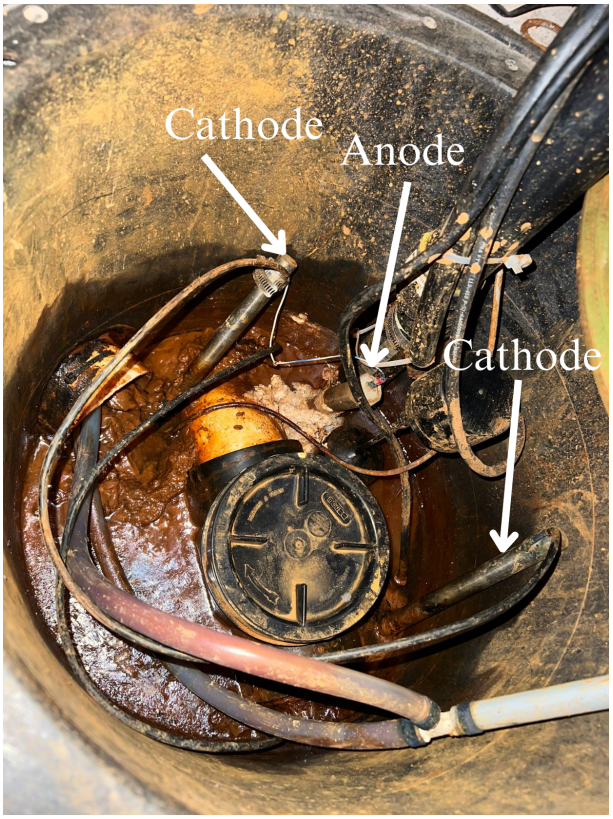


FIGURE 3.4 Cathodes et anode dans le bassin d'évacuation

3.2 Résultats et interprétation de l'étude préliminaire

Cette section présente les résultats des essais préliminaires du système de protection cathodique avec des cathodes en acier et des anodes en titane recouvertes d'iridium entourant le site. Dès l'installation du système de protection cathodique, des changements notables ont été observés. Une visite du bassin de captation réalisée le 27 mai 2021 a permis de constater que l'eau était orangée mais non gélatineuse comme elle l'était avant l'installation du système. Une inspection du drain réalisée le 22 juillet 2021 a montré que l'ocre était toujours présent dans le drain. Le 9 février 2022, une troisième visite a été effectuée, montrant que l'eau du bassin était plus ou moins transparente. Une inspection réalisée le 6 octobre 2022 montre que l'ocre est toujours présente, mais n'adhère plus au drain. Pour mieux décrire la situation, l'ocre ne forme plus une couche continue sur le drain, mais apparaît maintenant sous forme de flocons le long du système. Ces flocons sont représentés sur les deux captures de la Figure 3.5, à deux endroits différents à l'intérieur du drain. Au fil du temps, nous avons observé une précipitation, vraisemblablement de calcium et de magnésium, qui se manifeste par une cristallisation.

FIGURE 3.5 Flocons d'ocre dans deux endroits distincts du drain

La réduction du colmatage des drains et du bassin suggère que le système électrochimique est efficace pour réduire le colmatage causé par le dépôt d'ocre ferreuse. Ce résultat préliminaire valide le concept d'utilisation de cette technologie pour gérer le colmatage dans des systèmes de drainage similaires. De plus, il est à noter que l'application directe du système électrochimique dans le bassin a entraîné une eau plus claire que dans le drain. Cette observation indique que le système semble être plus efficace lorsqu'il est appliqué directement à l'endroit du colmatage plutôt qu'à proximité. Par ailleurs, l'augmentation du pH due à la protection cathodique, qui génère des ions OH^- [68], justifie les précipitations de magnésium et de calcium observées. D'après la revue de la littérature, un système avec changement régulier de polarité, pourrait contribuer à la réduction de ce phénomène [85]. En conclusion, la diminution du potentiel à proximité du système de protection cathodique pourrait induire un environnement qui n'est pas compatible à la survie des bactéries du fer, comme indiqué dans les articles de Kajiyama et Okamura (1999), Thompson et al. (2022) et Lv et al. (2021) présentés plus tôt dans la revue de la littérature. Les résultats de ce test préliminaire montrent donc une réduction de l'ocre, en particulier dans le bassin où les électrodes étaient en contact direct avec l'eau, et ils ont mené une révision de la position des électrodes pour en améliorer l'efficacité, tel que présenté au chapitre 4.

CHAPITRE 4 ÉTUDE AVANCÉE : ÉLECTRODES DANS LES DRAINS FRANÇAIS

4.1 Description des dispositifs expérimentaux et méthodologie

Suite aux résultats du test préliminaire effectué précédemment, une réduction de l'ocre a été observée, notamment dans le bassin où les électrodes étaient en contact direct avec l'eau contenant de l'ocre ferreuse. En conséquence, afin d'optimiser le traitement, de concentrer l'action des électrodes dans les drains et de faciliter l'entretien, un nouveau système de protection consistant en deux électrodes en fil installées directement dans un drain a été proposé. Plusieurs options d'installation pouvaient également être envisagées : (1) insertion des électrodes directement à l'intérieur du drain, ce qui a l'avantage de simplifier la maintenance puisqu'elles peuvent être retirées pour être nettoyées, (2) mise en place des électrodes sur un support, qui pourrait être à l'intérieur ou à côté du drain, pour soutenir les électrodes, et (3) intégration dans la structure du drain, ce qui pourrait faciliter l'installation pour des systèmes neufs. Pour cet essai, la première approche a été adoptée, puisque le système a été installé dans un drain existant. Pour faciliter leur insertion, les électrodes ont été attachées à un tuyau flexible, qui a été introduit dans le drain (cf. Figure 4.1).

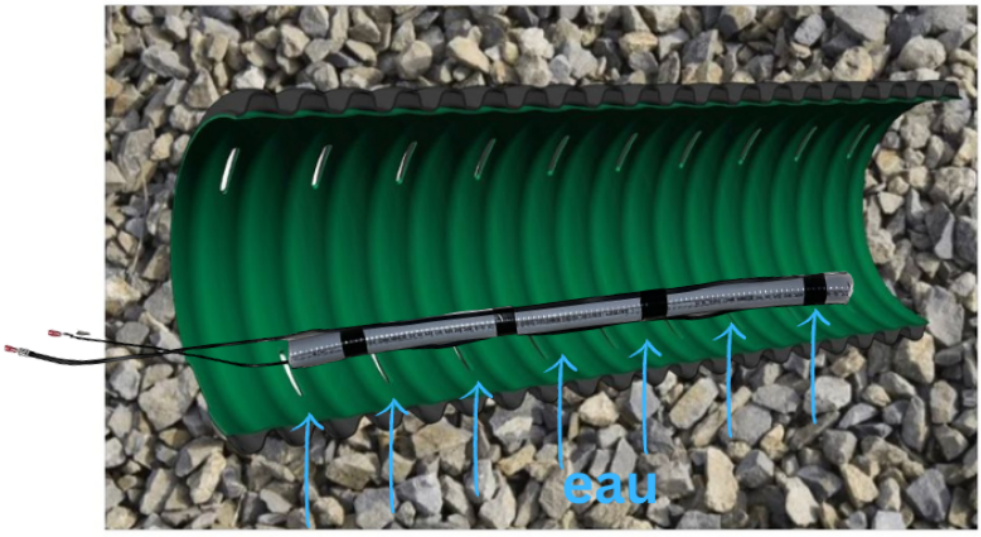


FIGURE 4.1 Position des électrodes à l'intérieur du drain français

4.1.1 Description du site

Le site d'essai est localisé à St-Gilles (G0S 2P0), et un plan de localisation du site est fourni à la Figure 4.2. Le site comprend une maison résidentielle dont les drains français sont contaminés par du fer ferreux et des bactéries du fer. Cette contamination conduit à une obstruction progressive du drain français autour de la maison.

FIGURE 4.2 Plan de localisation du site tiré de Google Earth

4.1.2 Système électrochimique

Le système électrochimique installé le 17 avril 2023, est composé de deux tiges de titane recouvertes d'iridium qui peuvent faire alternativement fonction de cathode et d'anode, et d'un redresseur qui émet le courant. Toutes les 20 secondes, le courant est inversé entre la cathode et l'anode, et vice versa. De cette façon, la probabilité d'accumulation de calcaire tel que mis en évidence dans la revue de littérature et l'étude préliminaire réalisée précédemment est réduite. Les deux électrodes ont été attachées à un tuyau plastique (cf. Figure 4.3), qui a été inséré dans le drain de diamètre de 10 cm. La Figure 4.4 présente une cheminée d'accès au drain, de laquelle sortira le système de traitement une fois installé. Le tuyau avec ses

électrodes a été inséré dans le drain français sur la moitié de la périphérie de la maison, tel qu'illustré sur la Figure 4.5. Le système n'a pas été appliqué sur toute la périphérie de la maison parce qu'il aurait fallu excaver tout autour, en l'absence d'accès à une autre entrée du drain. À l'avenir, si le système s'avère efficace, il sera préférable de l'intégrer dans le drain avant son installation ou de prévoir des points d'accès permettant d'insérer les électrodes.

Une tension de 12 V et un ampérage de 25 mA ont été utilisés lors de la procédure expérimentale.

FIGURE 4.3 Position des électrodes en fil sur le tuyau qui sera inséré dans le drain français

FIGURE 4.4 Cheminée d'accès au drain

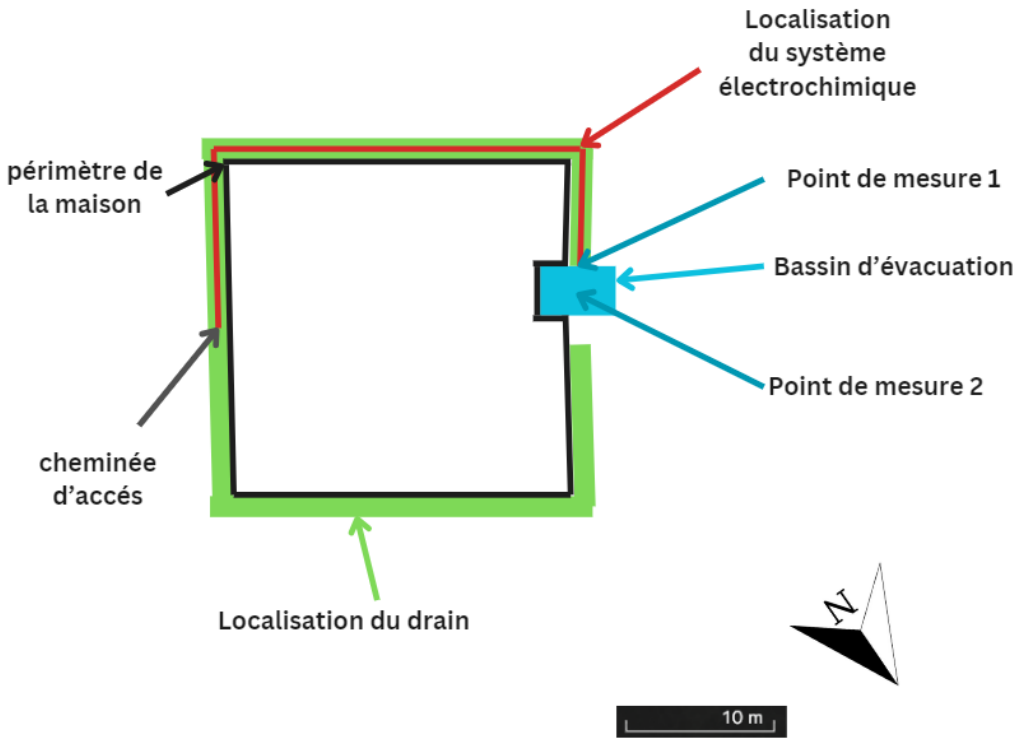


FIGURE 4.5 Localisation du système électrochimique à l'intérieur du drain français et des deux points de mesures ; le premier à la sortie du drain et le deuxième dans le bassin d'évacuation

Pour compléter cette installation dans le drain, un second système composé des mêmes électrodes en fil a été installé dans le bassin d'évacuation à la fin du drain (cf. Figure 4.6).

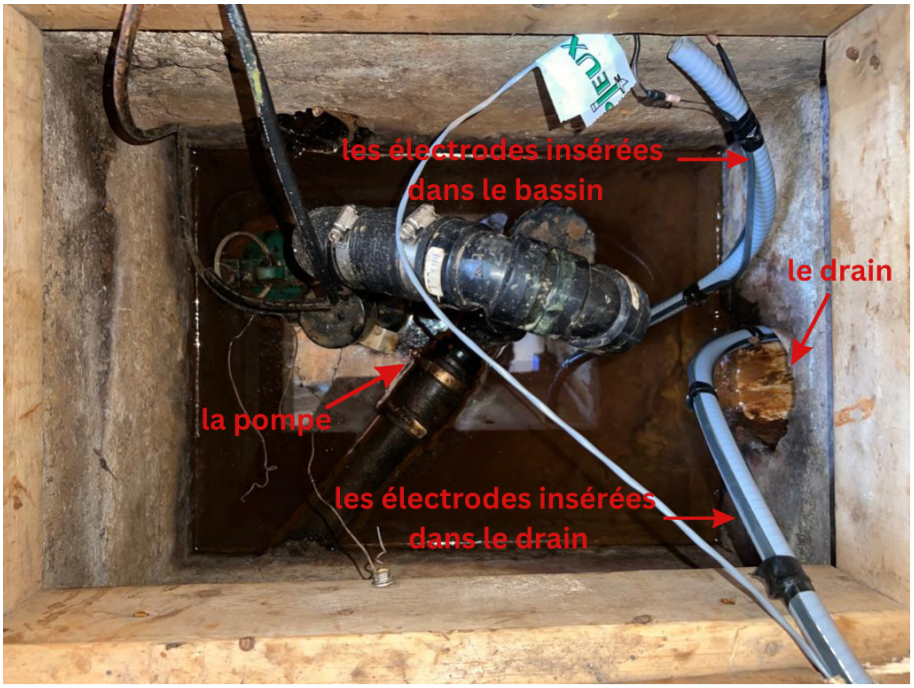


FIGURE 4.6 Électrodes dans le bassin d'évacuation du drain français

4.1.3 Observations, mesures et analyses

Une inspection à l'aide d'une caméra a été effectuée dans le drain avant et après traitement. De plus, le pH et l'ORP ont été mesurés à l'aide d'une sonde multi-paramètre (HANNA HI 98194) et la concentration en fer dissous a été mesurée à l'aide d'un photomètre à haute portée en fer (HANNA HI 96721) qui mesure des valeurs comprises entre 0 et 5,01 mg/l (ppm). Ces mesures ont été prises dans le bassin d'évacuation, ainsi que dans le drain, avant la mise en marche du système, pendant son fonctionnement, et après son arrêt.

Sur le plan microbiologique, le test IRB-BART a été retenu pour la caractérisation des eaux de drainage. Ces tests ont été réalisés par l'aide du laboratoire Eau-Air-Sol. Il s'agit d'un test semi-quantitatif permettant d'identifier différentes bactéries ferreuses parmi les quatre suivantes :

- bactéries oxydantes du fer (FOB),
- bactéries réductrices du fer (FRB),
- bactéries gainées du fer (SIB),
- bactéries en ruban du fer (RIB) (dominé par la *Gallionella*).

Ces bactéries se distinguent par leur potentiel d'oxydation et de réduction, tel que résumé à la Figure 4.7. Pour interpréter un résultat IRB-BART, il faut considérer que la ligne horizontale des valeurs de potentiel d'oxydo-réduction correspond à la verticale du tube d'essai. Le bleu

correspond à la partie supérieure du tube et le noir correspond à la partie inférieure du tube. Dans les différentes couches du tube, il peut y avoir une croissance des bactéries en fonction de leur potentiel d'oxydo-réduction (variation de la teneur en oxygène et de la disponibilité des accepteurs d'électrons) et la localisation des changements permet d'identifier les bactéries [87].

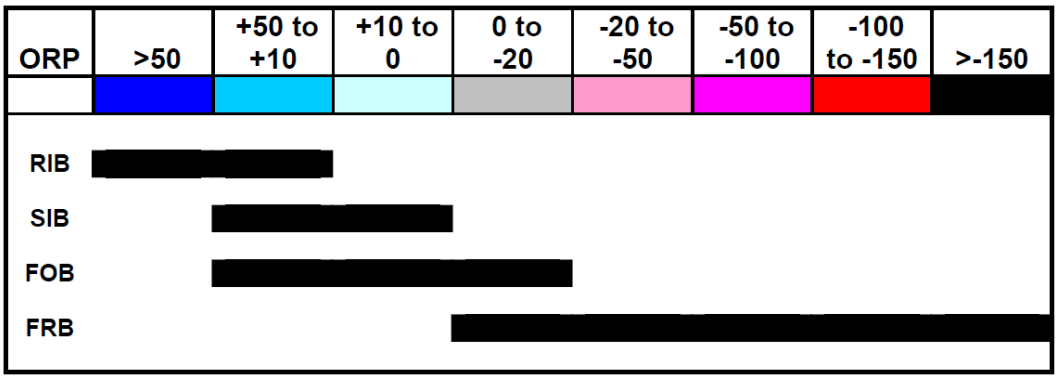


FIGURE 4.7 Présence probable des différents groupes de bactéries en relation avec le potentiel d'oxydo-réduction [87]

Le tube doit être observé tous les jours et la formation d'un anneau brun en haut du tube (zone bleue) indique la présence de bactéries en ruban du fer (cf. Figure 4.8). Le jour de l'observation indique le nombre d'unités formant des colonies (cf. Tableau A.1 dans l'annexe A) et la limite de détection du test IRB-BART est de 0.067 cellule/ml [87].

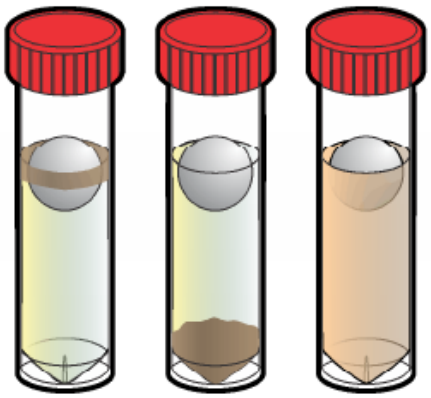


FIGURE 4.8 Présence d'anneaux bruns, gel et/ou nuages montrant la présence des bactéries liées au fer [88]

Les échantillons ont été collectés en immergeant un flacon dans le bassin et en positionnant un autre flacon en dessous de la sortie du drain. Les échantillons ont été acheminés au laboratoire

le jour même de l'échantillonnage, conservés à température ambiante et à l'abri de la lumière

Suite à l'essai du système électrochimique en conditions réelles et au suivi de son fonctionnement, un arrêt du système et un suivi de l'évolution de la population bactérienne a été fait durant 17 jours. Cette observation a permis d'évaluer l'effet rebond et d'étudier le fonctionnement séquentiel du système, dans la mesure où il pourrait être en service uniquement durant certaines périodes et non en continu.

Une ligne de temps a été élaborée pour faciliter la visualisation des différentes phases du projet, des campagnes de mesures et des périodes de fonctionnement du système (cf. Figure 4.9).

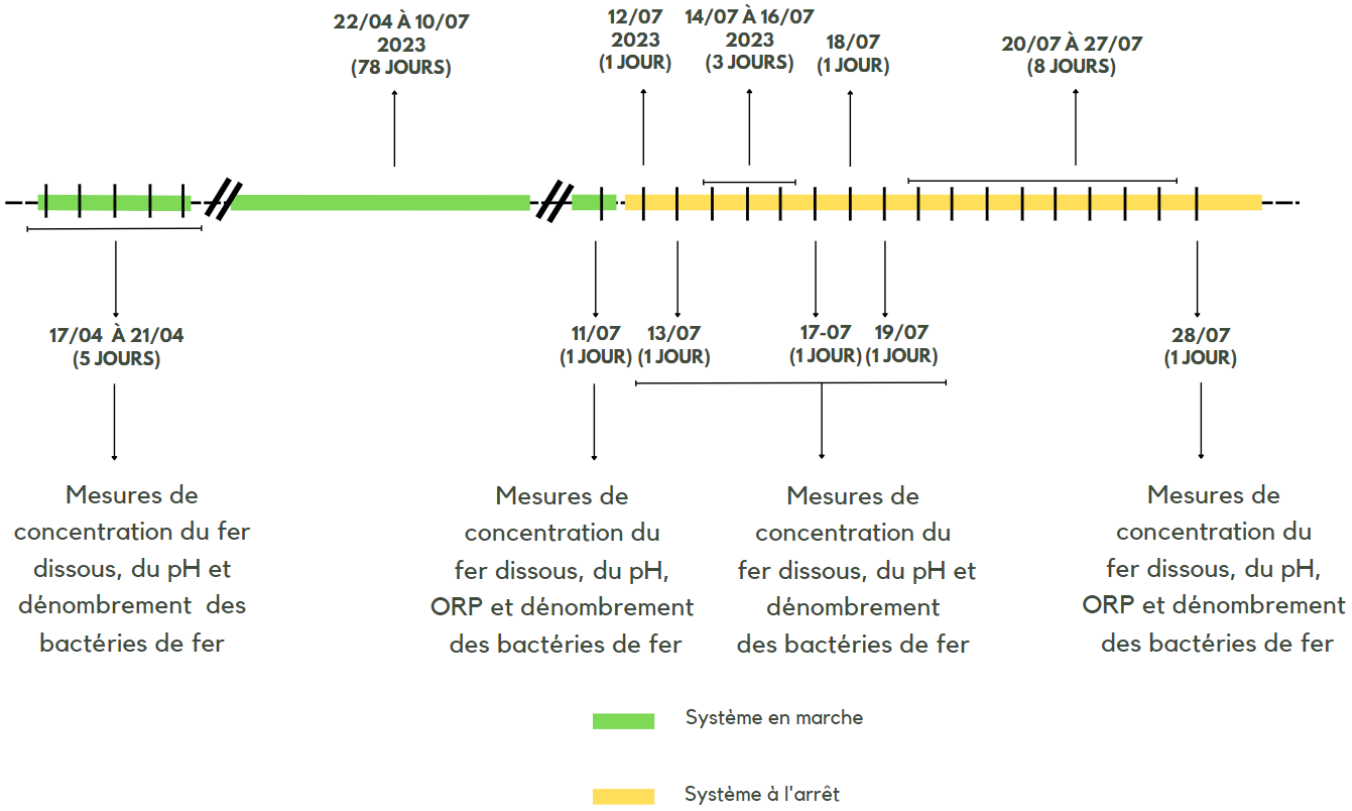


FIGURE 4.9 Ligne du temps illustrant les campagnes de mesures et les périodes de fonctionnement du système

4.2 Résultats et interprétation de l'étude avancée

Des photos du drain ont été prises après trois jours du déclenchement du système électrochimique (cf. Figure 4.10). Dans certaines parties de ce drain, le tuyau n'est pas complètement

immergé dans l'eau et des flocons orange sont visibles dans l'eau du drain (cf. Figure 4.10A). Cette observation met en évidence un défaut du système sur tuyau flexible, qui n'est pas toujours immergé. En effet, l'immersion est importante pour traiter l'eau du drain et cette configuration pourrait être corrigée en intégrant directement les électrodes dans la structure du drain.

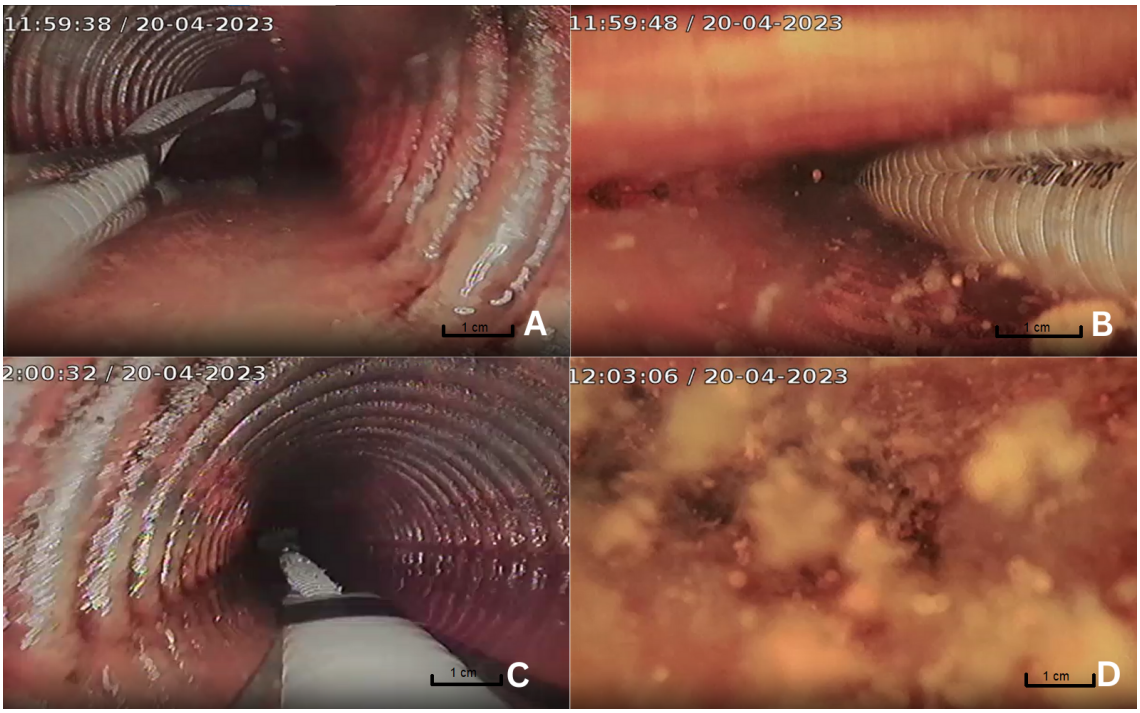


FIGURE 4.10 Photos du drain après trois jours de fonctionnement du système électrochimique (20 avril 2023) montrant : (A,B) des zones où les électrodes ne sont pas complètement immergées et où des dépôts d'ocre sont encore présents, (C) des zones où les électrodes sont immergées montrant une eau relativement claire et (D) des zones sans électrodes montrant une eau gélatineuse avec des dépôts d'ocre ferreuse

Les résultats du test microbiologique des premiers 5 jours de fonctionnement à partir de l'interprétation colorimétrique sont présentés dans le Tableau 4.1. Les bordereaux d'analyses ainsi que les photos représentant les résultats des tests sont fournis en annexe A. Ils mettent en évidence un abattement de la population bactérienne, dans le bassin et dans le drain.

Tableau 4.1 Dénombrement des bactéries de fer dans le bassin et le drain

Ferrobactéries (UFC/ml)	Bassin	Drain
Jour 0 : 17/04/23	36 000	9 000
Jour 1 : 18/04/23	36 000	2 300
Jour 2 : 19/04/23	9 000	2 300
Jour 3 : 20/04/23	9 000	9 000
Jour 4 : 21/04/23	9 000	2 300

Les résultats du Tableau 4.1 ont été tracés sur la Figure 4.11, sur laquelle ont été ajoutées des barres d'erreur. Compte tenu du caractère semi-quantitatif des tests BART, il est en effet impossible de donner précisément le nombre de bactéries actives. Pour garantir la représentativité des résultats présentés, des barres d'erreur correspondant à un écart de lecture d'une journée ont été ajoutées. Cela permet de tenir compte d'un changement de couleur pouvant survenir peu de temps après une observation journalière du tube.

La diminution du nombre de bactéries est observable après une journée de fonctionnement dans le drain et après deux jours dans le bassin. Compte tenu du caractère ponctuel des prélèvements, il est possible que le temps d'action soit compris entre quelques heures et 24h pour le drain et entre 24 et 48h pour le bassin. Le temps de traitement légèrement plus important dans le bassin pourrait être expliqué par la stagnation de l'eau dans celui-ci et l'accumulation de bactéries à sa base. Le volume d'eau dans le bassin, plus important que dans le drain, entre également en jeu dans l'efficacité du traitement.

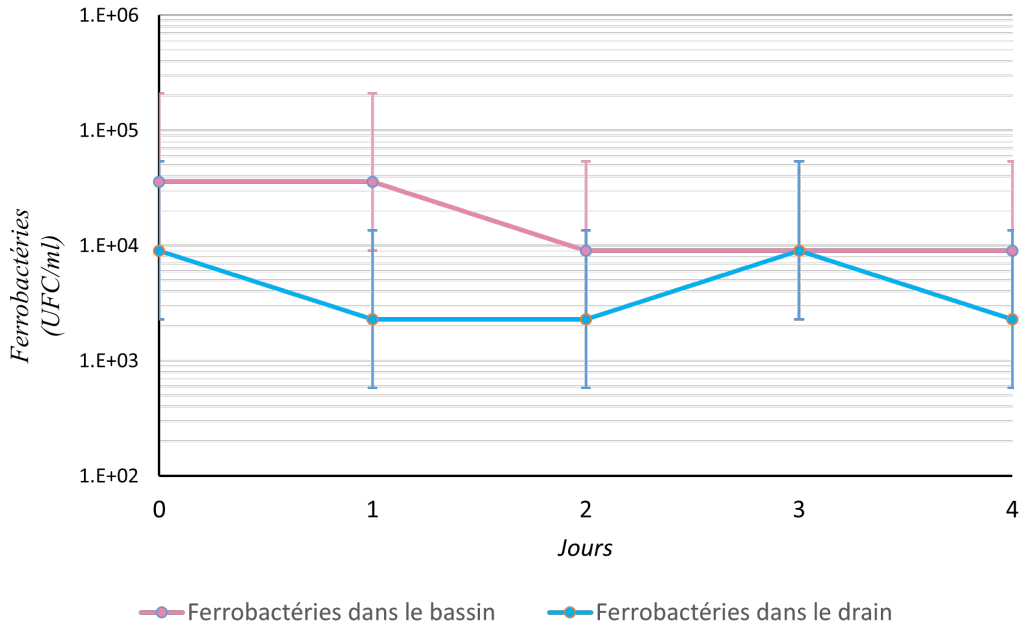


FIGURE 4.11 Évolution du dénombrement des bactéries de fer (Échelle logarithmique) en fonction du temps après l'application du système d'électrodes

Le compte bactérien a diminué de presque de 75% dans le bassin et le drain. Cette diminution reste toutefois limitée puisqu'elle correspond à 0,2 log, soit moins d'un ordre de grandeur. Par ailleurs, lors de la deuxième campagne de mesures réalisée après 79 jours de fonctionnement du système, la concentration en ferrobactéries dans le drain et le bassin a augmenté jusqu'à 36 000 UFC/ml, ce qui correspond à la population bactérienne initiale. Lors de cette mesure, des photographies prises en différents points du drain ont révélé que l'eau du drain était relativement claire aux endroits du drain où les électrodes étaient présentes et complètement immergées, ce qui permettait de voir les bords du drain, bien que légèrement obscurcis par la faible qualité de l'image (cf. Figure 4.12). Cependant, dans les zones où les électrodes n'étaient pas installées, des flocons de biofilm flottaient ou adhéraient à la surface, rendant difficile la visualisation des bords du drain en raison de l'accumulation de dépôts (cf. Figure 4.13). Les zones non équipées d'électrodes dans le drain sont en amont des zones équipées, de sorte qu'elles peuvent contaminer les zones équipées, surtout en cas de débit d'eau élevé.

Après 84 jours de fonctionnement, le système a été mis à l'arrêt et suivi durant 17 jours. Une augmentation du biofilm d'ocre ferreuse a été observée par la caméra sur toute la longueur du drain et la Figure 4.14 présente l'état du drain à sa sortie.

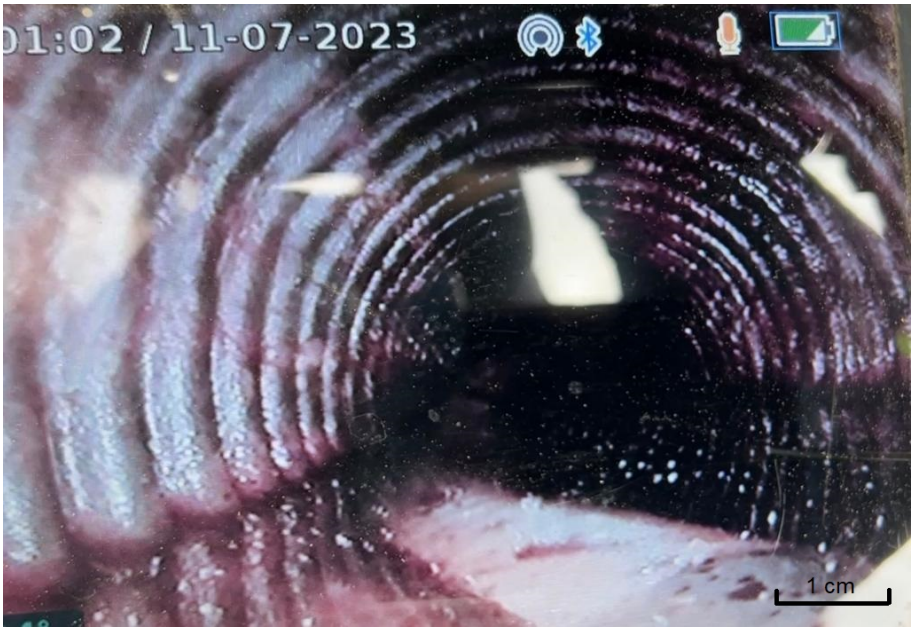


FIGURE 4.12 Eau claire aux endroits équipés d'électrodes qui sont attachées au tuyau flexible montré en blanc au fond du drain, photo prise le 11 juillet 2023

FIGURE 4.13 Présence de flocons de biofilm d'ocre ferreuse dans la partie du drain où les électrodes ne sont pas installées, photo prise le 11 juillet 2023

FIGURE 4.14 Drain bouché le 28 juillet 2023 par le dépôt d'ocre gélatineux en orange après que le système de protection électrochimique ait été mis en arrêt pendant 17 jours

Le Tableau 4.2 résume les valeurs de concentration en fer, ORP, conductivité électrique et pH avant, pendant et après l'application du système électrochimique.

TABLEAU 4.2 pH et concentration de fer dissous, ORP et Conductivité selon les phases de marche et d'arrêt du système électrochimique

	pH	Concentration Fe^{2+} (mg/L)	Conductivité électrique (mS/cm)	ORP (mV)	pH	Concentration Fe^{2+} (mg/L)	Conductivité électrique (mS/cm)	
	Bassin				Drain			
Lundi 17/04	6.92	4.96	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	à l'arrêt
Lundi 17/04	6.8	4.94	N/A	N/A	6.7	4.58	N/A	en marche
Mardi 18/04	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	en marche
Mercredi 19/04	6.9	4.84	N/A	N/A	6.94	4.11	N/A	en marche
Jeudi 20/04	6.68	5.01	N/A	N/A	6.77	5.01	N/A	en marche
Vendredi 21/04	6.78	4.88	N/A	N/A	6.8	5.01	N/A	en marche
Mardi 11/07	7.29	0.51	0.4	81.14	6.98	0.44	0.54	en marche
Jeudi 13/07	7.03	0.99	0.69	N/A	7.03	1.03	0.44	à l'arrêt
Lundi 17/07	7.15	1.45	0.47	N/A	6.89	4.51	0.85	à l'arrêt
Mercredi 19/07	7.25	1.26	0.22	N/A	6.5	1.6	0.42	à l'arrêt
Vendredi 28/07	6.43	0.61	0.45	22.49	6.1	0.82	0.53	à l'arrêt

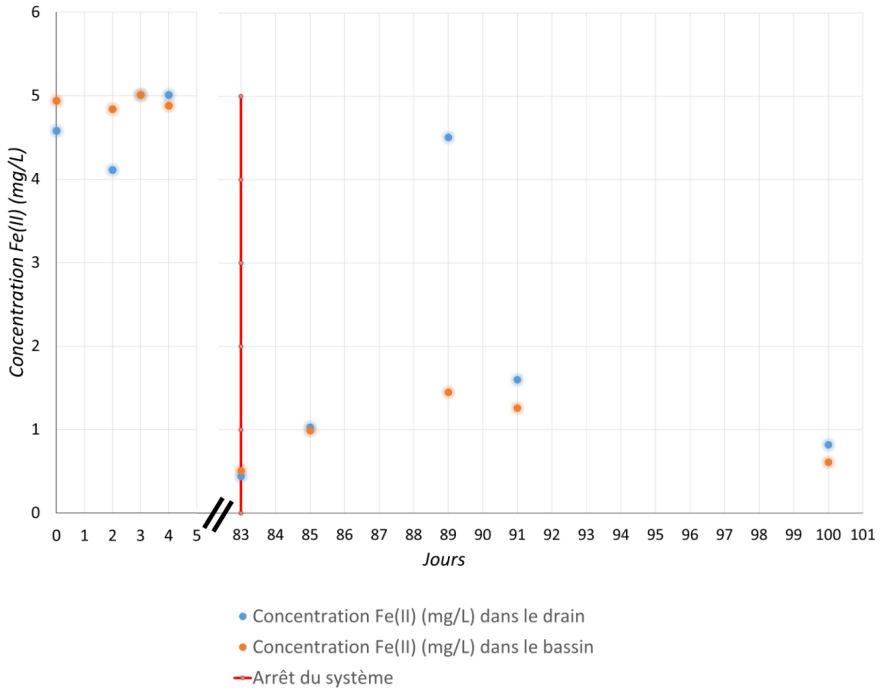


FIGURE 4.15 Concentration du Fe^{2+} dans le bassin et le drain avant et après l'arrêt du système

la Figure 4.15 montre une augmentation des concentrations en fer ferreux au début de l'application du système, suivie d'une diminution après 84 jours de fonctionnement.

La valeur moyenne de la concentration en Fe^{2+} dans le bassin et le drain respectivement était de 4.04 ±1.97 mg/L et 3.83 ±1.93 durant la phase de fonctionnement, alors qu'elle était de 1.08 ±0.36 mg/L et 1.99 ±1.71 durant les 17 jours de suivi après l'arrêt du système.

Le pH demeure aux alentours de de la neutralité avec une moyenne dans le bassin et le drain respectivement était de 6.89 ±0.24 mg/L et 6.84 ±0.12 durant la phase de fonctionnement, alors qu'elle était de 6.96 ±0.32 mg/L et 6.63 ±0.4 durant les 17 jours de suivi après l'arrêt du système. L'ORP est passé de 81,14 mV lorsque le système était en fonctionnement, à 22,49 mV après 17 jours d'arrêt du système. Il est important de noter que ces mesures ont été prises dans le bassin, qui est en contact direct avec l'air, et où l'eau est régulièrement pompée pour être évacuée. Ces facteurs extérieurs d'aération peuvent influencer de manière significative les valeurs mesurées. D'autres facteurs environnementaux pourraient aussi contribuer aux différences observées comme la pluie qui peut ramener des ions et des bactéries du sol vers les conduits, l'oxygénation et la désoxygénation de l'eau du bassin. Par conséquent, il est difficile d'attribuer ces variations uniquement à l'effet du redresseur alternatif. Cependant, le potentiel Redox a diminué de manière significative de 3,6 fois après avoir éteint le système,

de sorte que le redresseur a certainement un grand effet sur ce changement.

D'après le Tableau 4.2, on observe une augmentation du fer jusqu'à la limite maximale détectable après 4 jours de mise en route du système dans le drain, qui peut être directement expliquée par la diminution des bactéries oxydantes. En effet, les bactéries oxydantes tirent leur énergie de l'oxydation du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}), réduisant ainsi la concentration en fer ferreux. Une diminution des bactéries oxydantes pourrait ainsi conduire à l'augmentation du fer ferreux.

Après 84 jours de fonctionnement du système, la numération bactérienne est revenue à la valeur initiale, soit 36 000 UFC/mL. Dans le drain, la numération est passée de 9 000 à 36 000 UFC/mL, ce qui correspond également à une augmentation. Selon Melton et al (2014), les micro-organismes peuvent développer des stratégies pour faire face à la pression des variations physiques et chimiques au sein de leur communauté, telles que des stratégies de mobilité, la privation de nutriments et le passage à des métabolismes alternatifs. Dans le contexte de cette expérience, ces stratégies pourraient expliquer pourquoi le système a affecté la croissance bactérienne au début de son fonctionnement, mais pas après 84 jours.

Dans l'article de Oliver (2005), l'auteur décrit un état que les bactéries peuvent subir, à savoir l'état viable mais non cultivable, qui signifie que les cellules sont toujours vivantes mais ne peuvent pas former ou développer de colonies sur les milieux de culture. Cet état résulte généralement d'un stress environnemental, c'est-à-dire d'un changement des conditions de l'environnement [89]. Cela pourrait donc expliquer la réduction initiale, c'est-à-dire que les bactéries présentes dans le milieu n'ont peut-être pas été détectées parce que le test effectué pour dénombrer les bactéries est basé sur une culture qui ne peut pas détecter les bactéries à l'état viable mais non cultivable.

Pour les premières mesures effectuées au début de l'application du système en avril, les précipitations du mois étaient de 73 mm, il n'y a pas eu un grand apport d'eau, ce qui signifie que les bactéries sont passées lentement dans le drain à travers le système d'électrodes. Cependant, le fait qu'il y ait eu 159 mm de précipitations en juillet signifiait que les bactéries pouvaient être transportées rapidement de la zone non équipée d'électrodes (en amont) à la sortie du drain en passant par la zone équipée électrodes, sans être affectées par le traitement du système et sans pouvoir s'attacher aux parois du drain grâce à l'influence du système électrochimique.

Par ailleurs, en raison du manque d'informations concernant l'évolution de la composition chimique de l'eau au fil du temps et d'autres paramètres tel que la température, il est difficile de comprendre pleinement les effets du redresseur alternatif. Initialement, lorsque le système électrochimique a été appliqué, une diminution significative des bactéries ferreuses a

été observée, accompagnée d'une augmentation du fer ferreux. En complément de l'effet sur les bactéries, cette augmentation du fer ferreux pourrait aussi indiquer la création d'un environnement plus réducteur qui ne favorise pas l'oxydation chimique du fer. En empêchant les processus d'oxydation chimique hétérogène et homogène de se produire, le système prévient la formation de précipités ferreux.

En ce qui concerne l'ORP, nous ne disposons que de deux valeurs sur le terrain, l'une datant du 11 juillet 2023, 84 jours après avoir mis le système en marche, qui était de 81.14 mV, et l'autre du 28 juillet 2023, 17 jours après l'arrêt du système, qui était de 22.49 mV. Ces valeurs diffèrent considérablement et elles peuvent être influencées par divers facteurs externes, mais ces résultats semblent dire que le redresseur est responsable de l'augmentation de l'ORP, ce qui rend l'environnement plus oxydant. Ceci contredit les résultats obtenus durant la première période de l'application du système, de même que les résultats obtenus au laboratoire de l'expérience 1. L'analyse des résultats obtenus lors des expériences sur le terrain suggère également que la présence de la pluie pendant la période d'observation pourrait jouer un rôle dans le fonctionnement du système. L'infiltration de l'eau de pluie dans le drain pourrait se manifester par une réinitialisation ou une perturbation de l'équilibre électrochimique établi par le système d'électrodes dans l'eau. Cette constatation met en évidence l'importance cruciale de prendre en considération les débits de traitement dans un souci d'optimisation du système. Cette approche permettrait de mieux évaluer et de mieux anticiper les effets potentiels des conditions climatiques sur la stabilité et le fonctionnement du système.

Finalement, selon Eggrich et al. (2019), dans un environnement à faible teneur en oxygène, la *Gallionella* est capable d'acquérir de l'énergie par l'oxydation du fer. Cette production de dépôts de fer(III) surpasse, avec un rapport de 100 pour 1 ou plus, l'accumulation de la masse microbienne [90]. De même, selon Melton et al. (2014), le Fe(III) ainsi produit crée une surface auto-catalytique pour les réactions hétérogènes, les rendant plus favorables [11]. La capacité du fer produit par oxydation à établir des liens au sein du biofilm améliore leur résistance, et ces liens jouent le rôle de ponts pour l' EPS. Une quantité réduite de fer(II) pourrait être à l'origine de l'augmentation de l'accumulation de la masse du biofilm suite à son oxydation en Fe(III) [91]. Considérant que le système rend le milieu plus réducteur, celui-ci empêche l'oxydation du fer ou réduit le fer oxydé, ce qui limite la capacité du fer oxydé à établir des liaisons au sein du biofilm. Cela explique pourquoi, après 84 jours de fonctionnement, le nombre de bactéries est resté le même mais qu'aucun biofilm ne s'est formé. Lorsque le système a été éteint, cette action s'est arrêtée et une forte augmentation des biofilms a été observée

Dans la revue de littérature réalisée par Sultana et al. (2015), l'application d'un processus

électrochimique sur les biofilms peut engendrer trois processus tel que détaillé precédemment dans la revue de littérature : (1) la génération d'oxydants comme le H_2O_2 ou le Cl_2, (2) l'électrolyse de l'eau qui peut être à l'origine de la migration des ions et de la génération de l'oxygène et (3) la répulsion entre les électrodes chargées négativement et les bactéries ayant de même une charge négative [92]. Dans le cas de notre étude, en dehors de la modification du potentiel d'oxydoréduction de l'eau, la répulsion des bactéries pourrait fournir une explication, puisque le nombre de bactéries à la fin de l'expérience a augmenté jusqu'au niveau observé au début de l'application du système électrochimique. Ceci peut s'expliquer par le fait que la répulsion des bactéries empêche la formation de biofilms à proximité des électrodes. Cependant, il subsiste une croissance bactérienne dès lors que l'on s'éloigne de ces électrodes. Ce comportement serait en adéquation avec les observations à l'intérieur du drain aux endroits où les électrodes n'étaient pas immergées. En effet, des biofilms ont pu être observés lorsque les électrodes étaient au-dessus de l'eau, ce qui indique que les bactéries en transit ont pu s'attacher dans les zones où les électrodes n'avaient aucun effet.

En conclusion, cette partie avait pour objectif de déterminer si le système a un effet sur la population bactérienne dans le milieu. Il a été prouvé que le système est capable de limiter la formation de biofilm, ce qui peut être expliqué par le fait que le système peut (1) induire un environnement stressant pour ces bactéries, (2) repousser les bactéries, (3) réduire le fer et donc limiter les liaisons au sein du biofilm. Suite à ce constat, des essais de laboratoire ont été menés pour caractériser les électrodes et déterminer le fonctionnement optimal, tel que décrit au Chapitre 5.

CHAPITRE 5 ESSAIS DE LABORATOIRE

5.1 Description des dispositifs expérimentaux et méthodologie des essais de laboratoire

L'objectif de cette partie de l'expérience était de déterminer l'effet du système sur les paramètres de l'eau qui n'avaient pas été clairement identifiés dans les expériences précédentes. Dans le cadre de cette étude, un modèle réduit de drain français a été réalisé en laboratoire. Ce modèle est constitué d'un drain de diamètre de 10 cm (4 pouces). Les granulats utilisés sont des pierres concassées de dimensions comprises entre 20 mm et 40 mm, conformes à la norme BNQ pour l'enrobage des tuyaux de drainage. Il est à noter que l'utilisation d'un tel système en laboratoire est conservatrice car l'oxygénation y est supérieure à celle d'un site. En effet, la diffusion d'oxygène dans un massif drainant sur site est limitée par le couvert d'un sol végétal, qu'on ne retrouve pas au laboratoire. De plus, la présence des piézomètres perforés augmente l'aération de l'eau et constitue des conditions plus pénalisantes que sur le site.

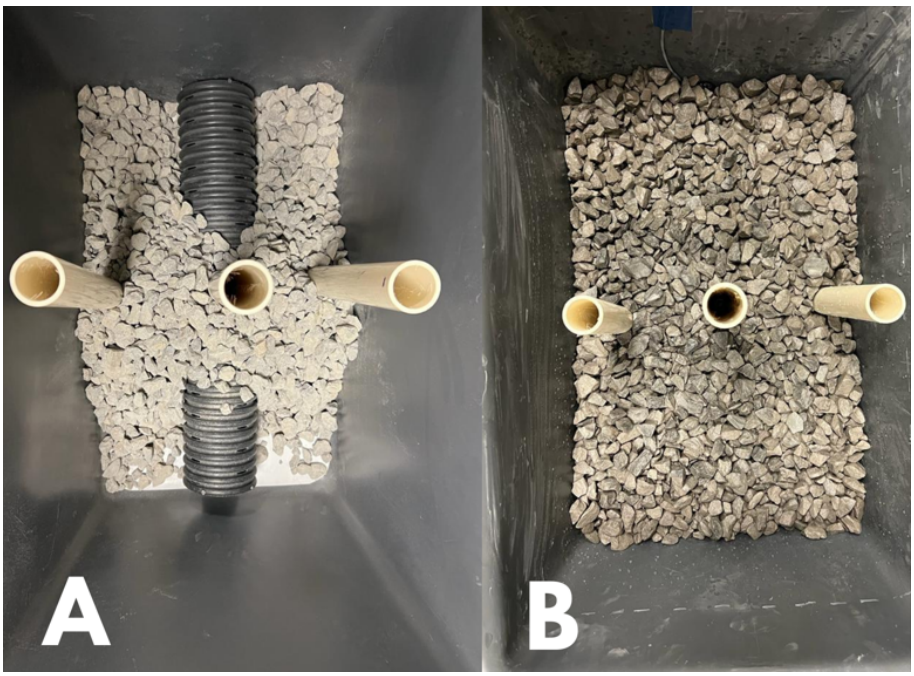


FIGURE 5.1 Vue de dessus du drain (A) avant remplissage complet avec du gravier et (B) après remplissage complet avec du gravier

De manière similaire à la configuration du drain français sur le site, deux électrodes en titane

recouvertes d'iridium ont été insérées dans le drain et trois piézomètres ont été installés pour surveiller les variations des caractéristiques de l'eau à différentes distances du drain (cf. Figure 5.2).

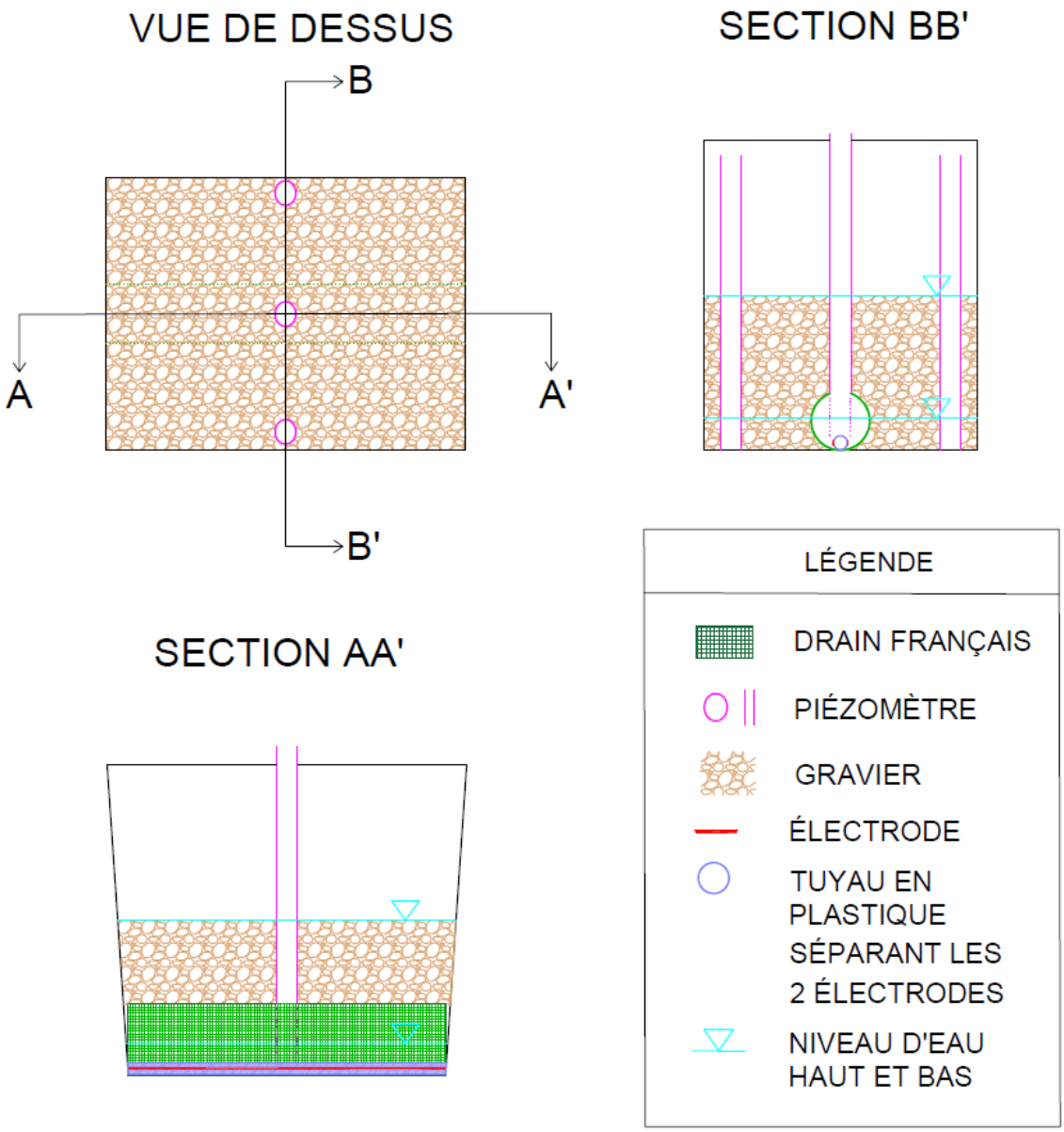


FIGURE 5.2 Vue de dessus et de deux côtés du modèle réduit de drain

L'eau utilisée dans les expériences était de l'eau du robinet. L'objectif principal de cette étude était d'évaluer l'impact de ce système sur des paramètres tels que le pH, la conductivité électrique et le potentiel d'oxydoréduction (ORP). Les mesures de pH, de conductivité électrique et d'ORP ont été prises à intervalles réguliers pendant toute la durée des expériences. Deux

approches distinctes ont été explorées : la première visait à observer la réaction dans le drain avec les électrodes sous un courant qui alterne et change de polarité à des intervalles de temps réguliers, tandis que la seconde examinait les effets d'un courant unidirectionnel. Ces expériences cherchaient à fournir des informations clés sur l'efficacité et la pertinence de l'application de l'électrochimie dans le contexte du drainage français, dans diverses configurations d'eaux souterraines, c'est-à-dire avec des niveaux haut et bas selon l'intensité des précipitations. La Figure 5.3 représente les positions des points de mesures sur la section du modèle du drain. Des cartes isocontours ont été établies à l'aide du logiciel Surfer afin de déterminer la distribution des valeurs ORP sur la section du drain-modèle. La distribution normale a été utilisée pour déterminer la densité de probabilité des valeurs ORP dans le milieu.

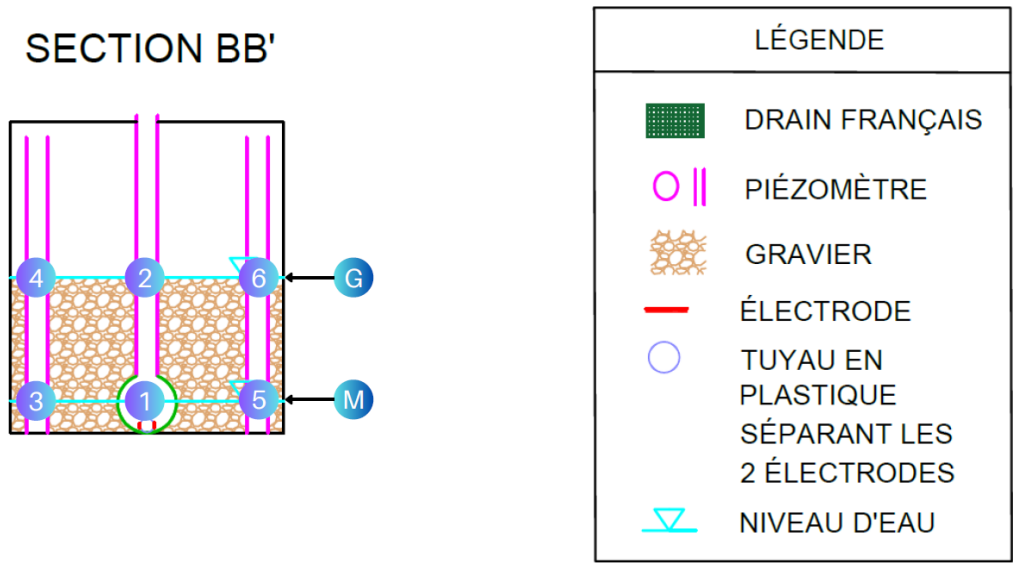


FIGURE 5.3 Emplacement des points de mesures 1,2,3,4,5 et 6 et niveaux d'eau G et M

Pour pouvoir comparer l'eau du robinet en contact direct avec l'atmosphère avec l'eau en traitement, nous avons mesuré l'eau sans contact avec l'air et obtenu des valeurs ORP entre 250 mV et 330 mV. En contact avec l'atmosphère, les résultats sont présentés dans la Figure 3.18 et affichent une valeur moyenne de 282.5 mV.

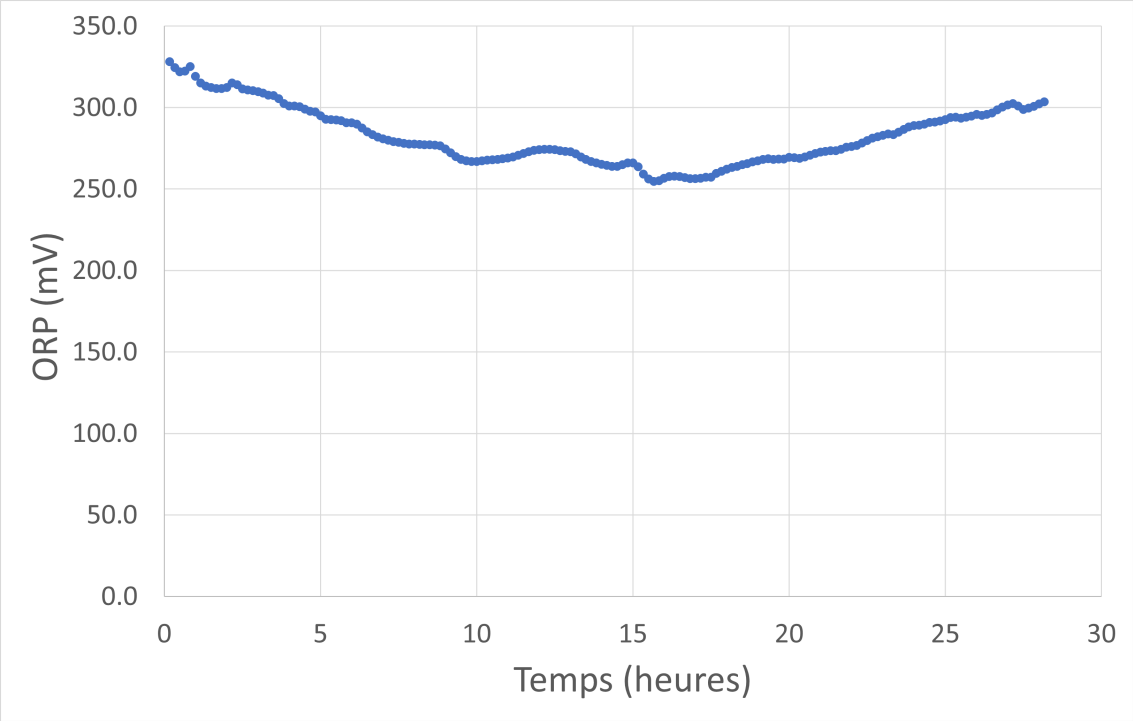


FIGURE 5.4 ORP en fonction du temps pour l'eau de robinet en contact avec l'atmosphère

Enfin, un test de caractérisation des électrodes utilisées dans les essais a été réalisé afin de déterminer les conditions optimales de fonctionnement des électrodes et leurs effets potentiels sur les essais réalisés sur le terrain.

5.1.1 Expérience 1 : Courant imposé avec inversion régulière de l'anode et de la cathode

Le système a été activé avec un courant électrique constant de 25 milliampères (mA) et une tension de 12 volts. La configuration du système a été mise en place pour inverser la polarité du courant toutes les 20 secondes entre la cathode à l'anode, reproduisant ainsi avec précision la configuration du site étudié. Le drain a été partiellement rempli d'eau, jusqu'à la moitié de sa capacité (cf. Figure 5.5). Ces mesures ont été effectuées sur une période de 251 heures, dont 201 heures pour un niveau atteignant la moitié du drain et 50 heures pour un niveau d'eau atteignant le haut du gravier, et la fréquence d'échantillonnage était comprise entre 5 et 30 minutes. Lors de cette expérience, des relevés de pH, de conductivité et de potentiel d'oxydoréduction (ORP) ont été effectués au niveau du piézomètre situé au milieu du drain. Ensuite, le système a été désactivé pour observer d'éventuels changements dans les caractéristiques de l'eau et les mêmes mesures ont été prises. Finalement, le système a été

remis en marche, et des mesures analogues ont été effectuées dans le piézomètre situé à 20 cm du milieu du drain. Ces mesures visaient à déterminer le rayon d'action du système.

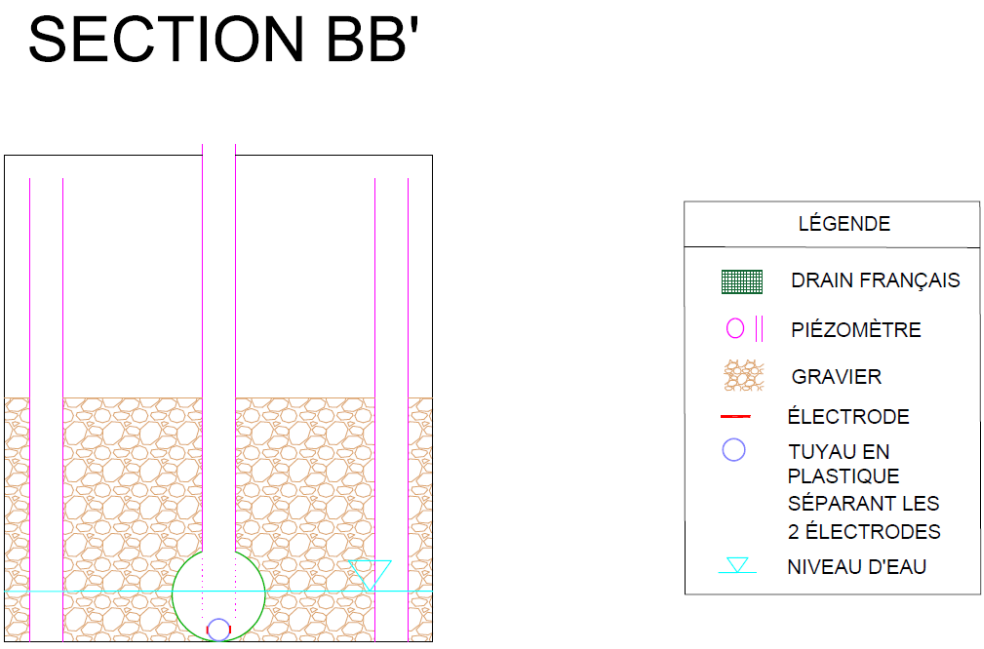


FIGURE 5.5 Vue de côté du drain du pilote expérimental mise en place avec le niveau d'eau couvrant la moitié du drain

Afin d'étudier le fonctionnement en période de hautes eaux et en cas de précipitations importantes, le niveau d'eau a par la suite été augmenté au niveau supérieur du gravier (cf. Figure 5.6) et des mesures ont été effectuées à cette hauteur, de même que dans le drain. En résumé, cette méthodologie permet d'étudier l'influence des électrodes sur les propriétés de l'eau à différentes distances du drain.

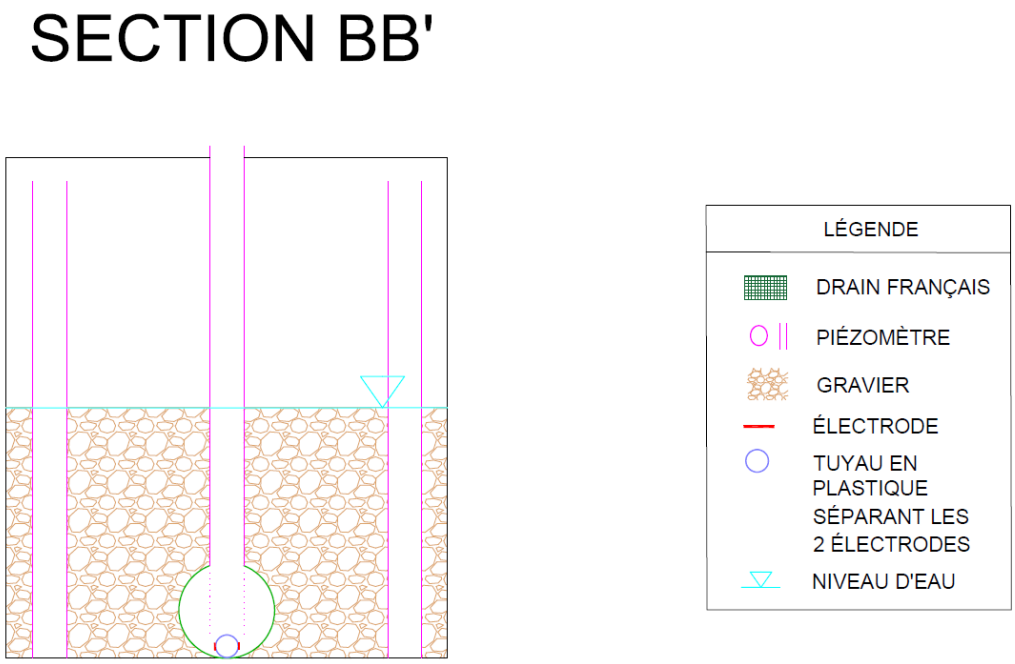


FIGURE 5.6 Vue de côté du drain du pilote expérimental mise en place avec le niveau d'eau couvrant la hauteur du gravier

5.1.2 Expérience 2 : Courant imposé sans inversion de l'anode et de la cathode

Dans cette expérience, le même système que celui de l'expérience 1 a été utilisé. Cependant, cette fois-ci, le transformateur n'alternait pas la polarité. Au lieu de cela, il permettait de régler à la fois la tension et l'ampérage du courant électrique. L'objectif de cette phase était de comparer l'efficacité du système de protection à différentes valeurs de courant, en évaluant leurs effets respectifs sur les paramètres de l'eau et le rayon d'action de son fonctionnement. À cette fin, deux nouveaux courants ont été employés : 55 mA et 80 mA. Les durées d'essais est de 56 heures (35 heures pour un niveau atteignant la moitié du drain et 21 heures pour un niveau atteignant le sommet du gravier) pour un courant de 55 mA et de 31,3 heures (24.7 heures pour un niveau atteignant la moitié du drain et 6.6 heures pour un niveau atteignant le sommet du gravier) pour un courant de 80 mA. La fréquence d'échantillonnage était de 5 minutes. Deux configurations ont été testées : l'une avec l'eau atteignant la moitié du drain (cf. Figure 5.5), et l'autre avec l'eau atteignant le sommet du gravier qui recouvre le drain (cf. Figure 5.6). Les mesures ont été prises dans les trois piézomètres pour la première configuration, en bas du drain, et pour la deuxième configuration, à la fois en bas du drain et au sommet du gravier.

5.1.3 Caractérisation des électrodes

L'objectif principal de ce test est de caractériser les conditions de travail des électrodes et d'analyser leur impact sur les changements des conditions redox dans notre système. Il est donc important de noter que l'analyse effectuée après ce test peut différer si le matériau de l'électrode est différent. Un essai de voltamétrie cyclique (CV) a été réalisé sur un échantillon d'électrode en titane recouvert d'iridium, tel qu'installé dans les dispositifs expérimentaux. La voltamétrie cyclique est une méthode électrochimique utilisée pour évaluer les performances d'une nouvelle électrode ou d'un nouvel électrolyte. Cet essai a été réalisé avec l'aide du laboratoire de génie énergétique de Polytechnique Montréal. Pour réaliser l'expérience, trois électrodes sont insérées dans une cellule contenant de l'eau distillée :

— Électrode de travail (WE) en titane recouvert d'iridium ;
— Électrode de référence (RE) Ag/AgCl (KCl 1M) ;
— Contre-électrode en platine (EC).

Un fil de platine est utilisé pour collecter le courant de l'électrode de travail (WE). L'essai consiste à choisir un potentiel maximal et à utiliser une vitesse de balayage qui est une valeur constante en V/s représentant la fréquence de mesure entre les valeurs maximales du potentiel négatif et positif [93]. Cette méthode électrochimique permet également d'évaluer les processus de réduction et d'oxydation de certaines espèces moléculaires [94].

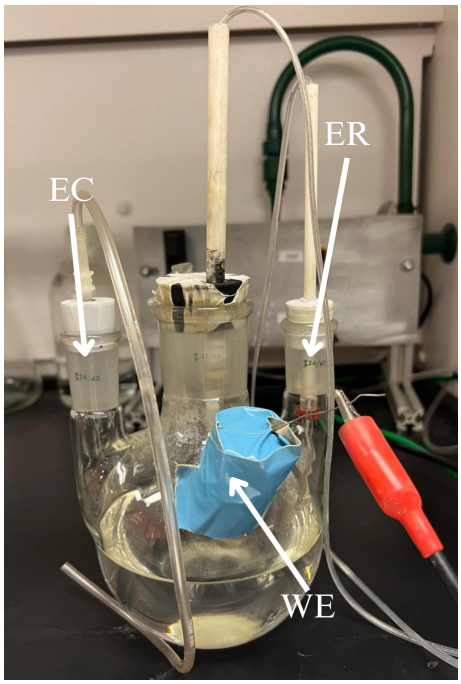


FIGURE 5.7 Montage expérimental de la voltamétrie cyclique

Un potentiostat et un galvanostat Model 273A sont utilisés pour contrôler le courant et le potentiel. Pour la collecte et l'analyse des données électrochimiques, et pour la visualisation, deux logiciels sont utilisés : Corrware et Cview. La tension entre WE et ER est contrôlée de -2V à 2V. Le courant est mesuré entre WE et EC. Les mesures correspondantes sont effectuées à un taux de balayage de 10 mV/s. La surface active de WE est de 1,2 cm^2 ayant 2 cm de longueur, 0.6 cm de largeur et 0.5 mm d'épaisseur et le poids équivalent de cette électrode est 355 mg.

5.2 Résultats et interprétation des essais de laboratoire

5.2.1 Expérience 1 : Courant imposé avec inversion régulière de l'anode et de la cathode

Les données du Tableau 5.1, présentent la moyenne des mesures effectuées durant cette expérience. La distribution de l'ORP est présentée sur les Figures 5.8 et 5.9. Il convient de souligner qu'après avoir éteint le système, l'eau utilisée a été retirée et remplacée par une nouvelle eau. Cette expérience est essentielle pour l'évaluation de l'effet des électrodes sur le rayon d'action.

Tableau 5.1 Moyenne du ORP, du pH et de la conductivité électrique dans les différentes conditions de l'expérience 1

niveau d'eau	point de mesure	ORP (mV)	pH	conductivité électrique (µS/cm)
G	1	358.2±7.4	7.7±0.0	1024.0±4.1
	3	309.2±1.4	7.7±0.0	1020.7±17.2
	2	271.9±46.4	7.8±0.0	964.5±34.1
	4	318.8±4.0	7.6±0.0	1028.4±26.3
M	1	162.2±4.5	7.6±0.1	1424.1±14.0
	3	236.7±42.6	7.7±0.1	1499.3±11.2
à l'arrêt G	2	241.2±46.6	7.8±0.1	707.3±126.7
à l'arrêt M	1	173.0±4.8	7.8±0.0	1470.3±4.4

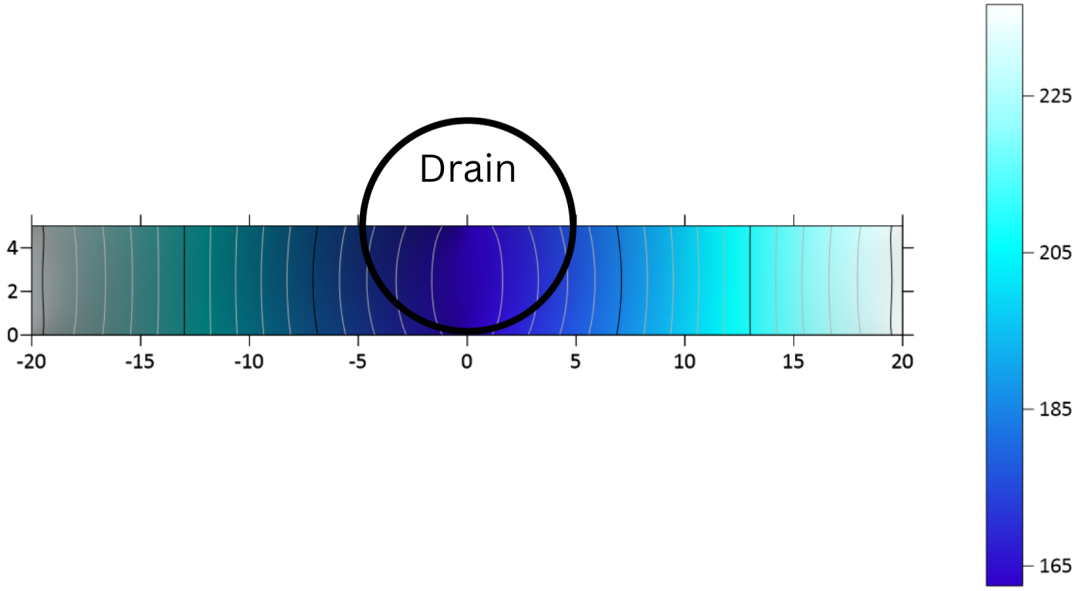


FIGURE 5.8 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain

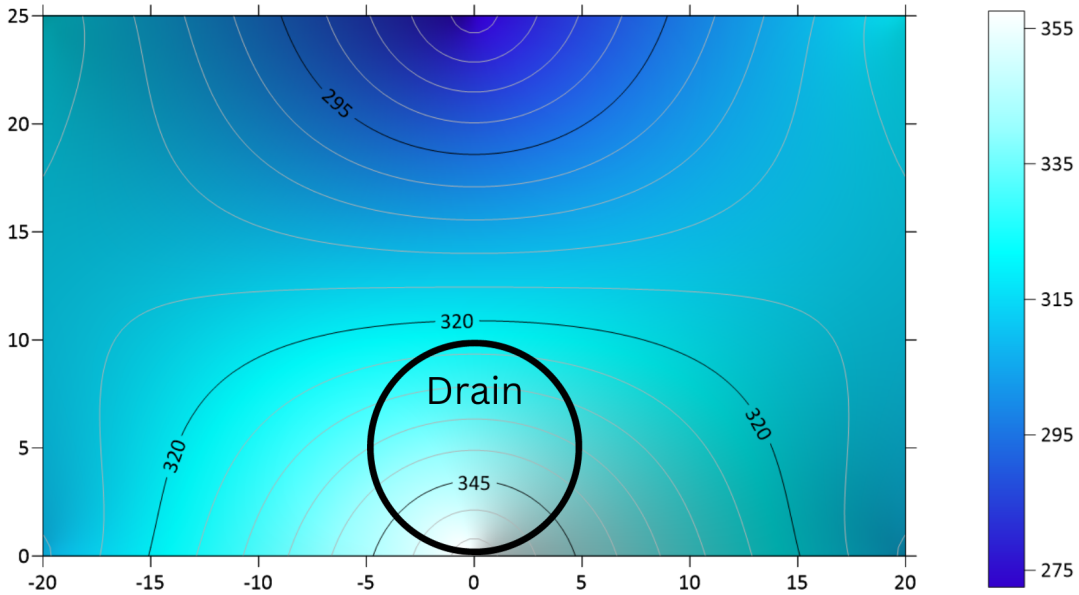


FIGURE 5.9 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier

La distribution normale des valeurs ORP pour différents points de mesure est représentée dans les figures 5.10 et 5.11

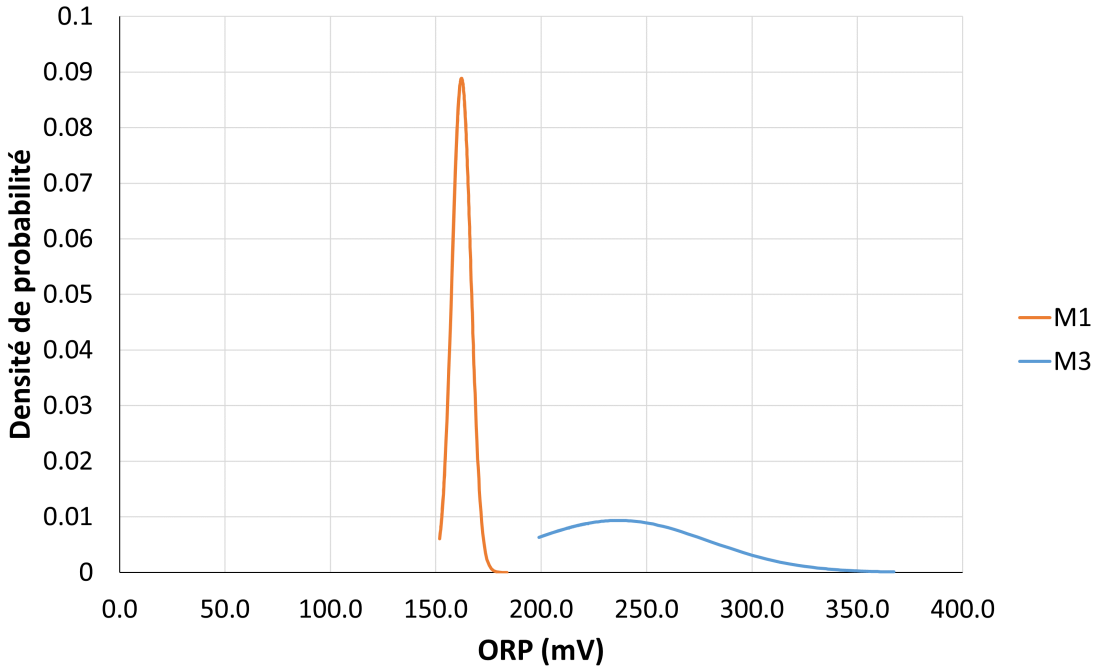


FIGURE 5.10 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain

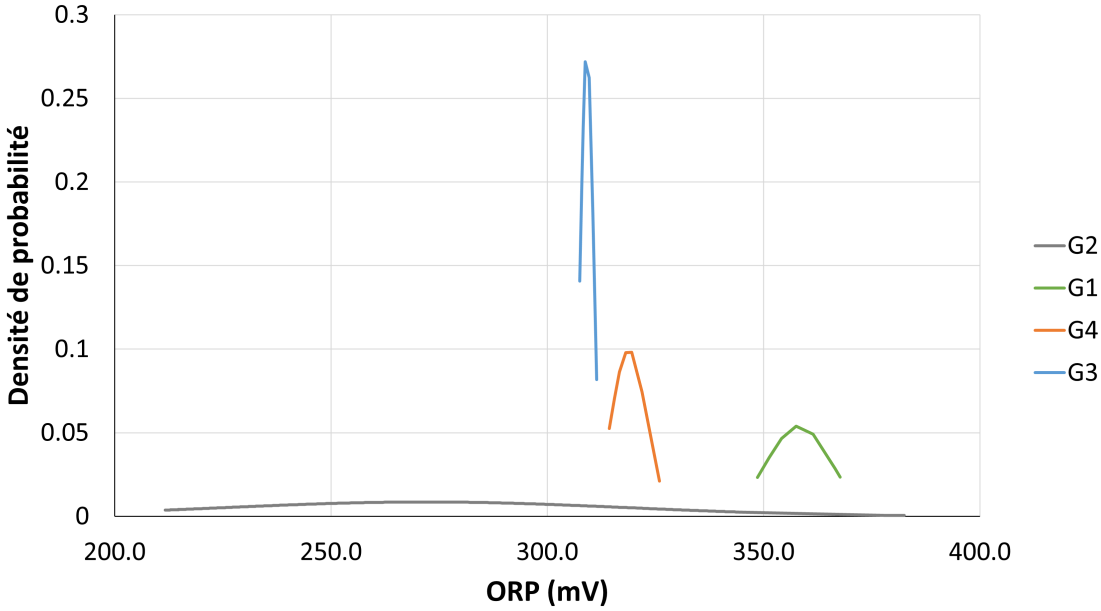


FIGURE 5.11 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier au point de mesure G1

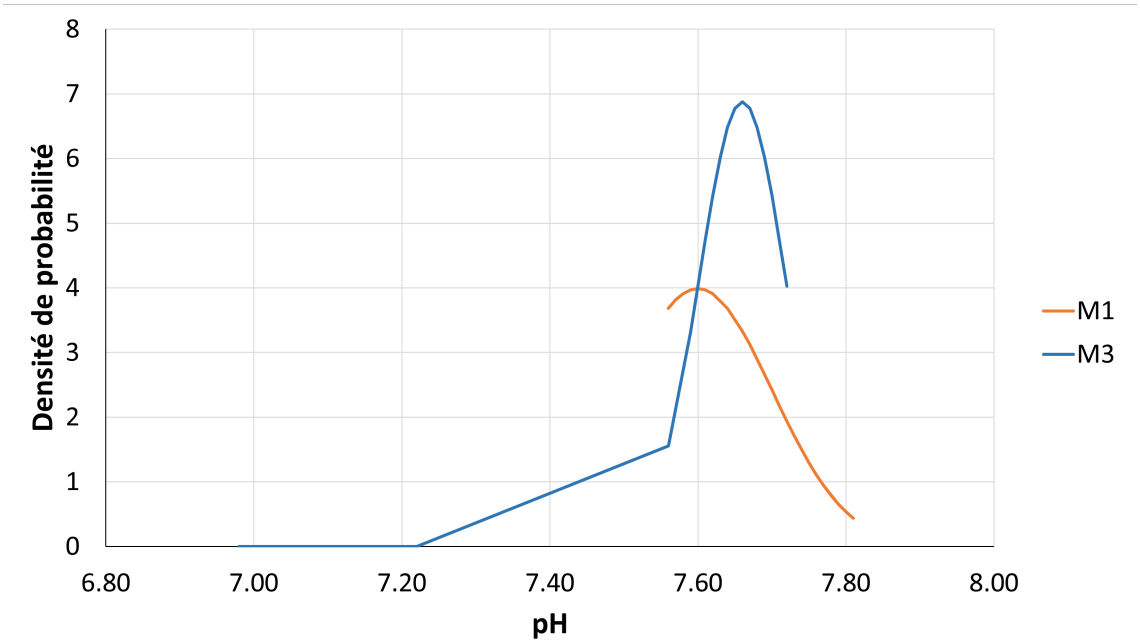


FIGURE 5.12 Distributions normales des valeurs de pH pour un courant alternant de 25 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain

Dans le Tableau 5.1, qui illustre la moyenne des valeurs de l'ORP dans l'eau de l'expérience 1 en laboratoire, on observe une moyenne de l'ORP pour un niveau d'eau atteignant la moitié du drain égale à 162.2 ±4.5 mV lorsque le système est en marche, suivie d'une augmentation jusqu'à 173 ±4.8 mV après l'arrêt du système pendant une période de temps limitée (cf. Tableau 5.1) et en comparant cette valeur avec la même eau sans l'application du système, qui est en moyenne de 282.5 mV, nous remarquons également une diminution de l'ORP au milieu du drain lorsque le système est appliqué . Cette diminution du ORP signifie que le milieu devient plus réducteur favorisant ainsi de plus la réduction du fer. Ceci est en concordance avec l'augmentation du fer ferreux au début de l'expérience sur le terrain. À une distance de 20 cm du milieu du drain, on observe un ORP relativement élevé, avec une moyenne de 236.7 ±42.6 mV. En comparant cette valeur avec celle obtenue au milieu du drain, qui est égale à 162.2 ±4.5 mV, on peut conclure que le rayon d'action du système électrochimique est plus efficace à l'intérieur du drain. Ceci peut également être visualisé sur la Figure 5.10 représentant la distribution normale de l'ORP, qui montre un déplacement des valeurs ORP dans le sens de leur augmentation lorsque le système est éteint, et le même à une distance de 20 cm.

Les résultats de pH obtenus lors de cette expérience au milieu du drain donnent une moyenne de 7.6±0.1 et 7.7 à une distance de 20 cm du milieu du drain quand le système est en marche.

Cependant, à l'arrêt du système, les valeurs de pH obtenues au milieu du drain donnent une moyenne de 7.8. Ces valeurs sont trop proches pour tirer une conclusion absolue, mais peuvent montrer que le système alternatif peut être responsable de la diminution du pH, et qu'il est plus efficace au milieu du drain. D'après la distribution normale des valeurs de pH (cf. Figure 5.12), les valeurs se situent presque dans la même fourchette, de sorte qu'il est difficile de tirer une conclusion absolue quant à l'effet du système.

Dans les mesures présentées dans le tableau 5.1, on remarque que les valeurs moyennes prises dans le piézomètre à la verticale du drain en bas sont de 358.2 ±7.4 mV, et en haut, elles sont de 271.9 ±46.4 mV. De plus, la valeur en bas du piézomètre à l'extérieur du drain est de 309.2 ±1.4 mV, tandis qu'en haut, elle est de 318.8 ±4.0 mV. En comparant ces valeurs avec les valeurs de ORP avant mise en route du système, qui sont entre 250 mV et 350 mV, on peut conclure que le système n'affecte que très peu l'ORP pour le niveau haut d'eau.

En comparant cette distribution des valeurs avec les graphiques représentant le même système mais pour un niveau d'eau correspondant au milieu du drain, qui présente des valeurs entre 162.2 ±4.5 et 236.7 ±42.6 mV, nous pouvons en conclure que le système fonctionne convenablement, en créant des conditions réductrices, uniquement lorsque le niveau d'eau est bas. Ceci est également visible sur les courbes représentant la distribution normale des valeurs ORP sur une période de temps qui montrent que les valeurs de ORP pour un niveau atteignant le haut du gravier sont relativement élevées par rapport aux valeurs pour un niveau d'eau atteignant la moitié du drain.

5.2.2 Expérience 2 : Courant imposé sans inversion de la cathode

Les résultats des mesures de l'ORP ont montré une certaine variabilité et la moyenne des données et l'écart-type ont donc été calculés pour évaluer cette dispersion. Ces calculs ainsi que les calculs de pH et conductivité électrique sont présentés dans le Tableau 5.2. La distribution spatiale de l'ORP est présentée sur les Figures 5.13, 5.14, 5.15 et 5.16.

Dans la deuxième partie de l'expérience, le niveau de l'eau a été abaissé à la moitié du drain et deux intensités de courant, 55 mA et 80 mA, ont été appliquées, ce qui a donné les résultats pH, conductivité électrique et ORP représentés par leur moyenne et leur écart-type dans le Tableau 5.2.

Tableau 5.2 Moyenne du ORP, du pH et de la conductivité électrique dans les différentes conditions de l'expérience 2

		55 mA			80 mA		
niveau d'eau	point	ORP (mV)	pH	conductivité électrique (µS/cm)	ORP (mV)	pH	conductivité électrique (µS/cm)
G	1	-174.1 ±52.0	7.4 ±0.4	1076.0 ±9.1	-134.8 ±14.3	7.1 ±0.0	1081.5 ±8.4
	3	-109.1 ±56.2	7.6 ±0.1	1019.0 ±211.1	-109.2 ±7.3	7.5 ±0.0	1079.7 ±21.4
	5	-72.4 ±48.5	7.6 ±0.1	1068.2 ±15.6	-96.0 ±17.2	7.5 ±0.0	1070.8 ±75.9
	2	-230.4 ±27.8	7.3 ±0.1	1065.8 ±12.9	-110.9 ±25.7	7.3 ±0.1	1031.4 ±135.2
	4	-27.3 ±48.1	7.7 ±0.1	1053.0 ±10.6	-71.0 ±44.4	7.4 ±0.1	1072.1 ±13.7
	6	2.1 ±74.8	7.7 ±0.1	997.7 ±207.6	-44.9 ±38.5	7.5 ±0.1	1063.3 ±23.5
M	1	-82.4 ±27.1	7.1 ±0.1	1078.8 ±3.2	-135.4 ±32.7	7.1 ±0.1	1089.0 ±6.3
	3	46.2 ±19.0	7.6 ±0.1	1077.5 ±9.7	-27.1 ±47.9	7.4 ±0.1	1093.3 ±7.6
	5	-25.2 ±25.9	7.4 ±0.0	1084 ±6.7	-21.5 ±34.4	7.4 ±0.1	1088.5 ±13.1

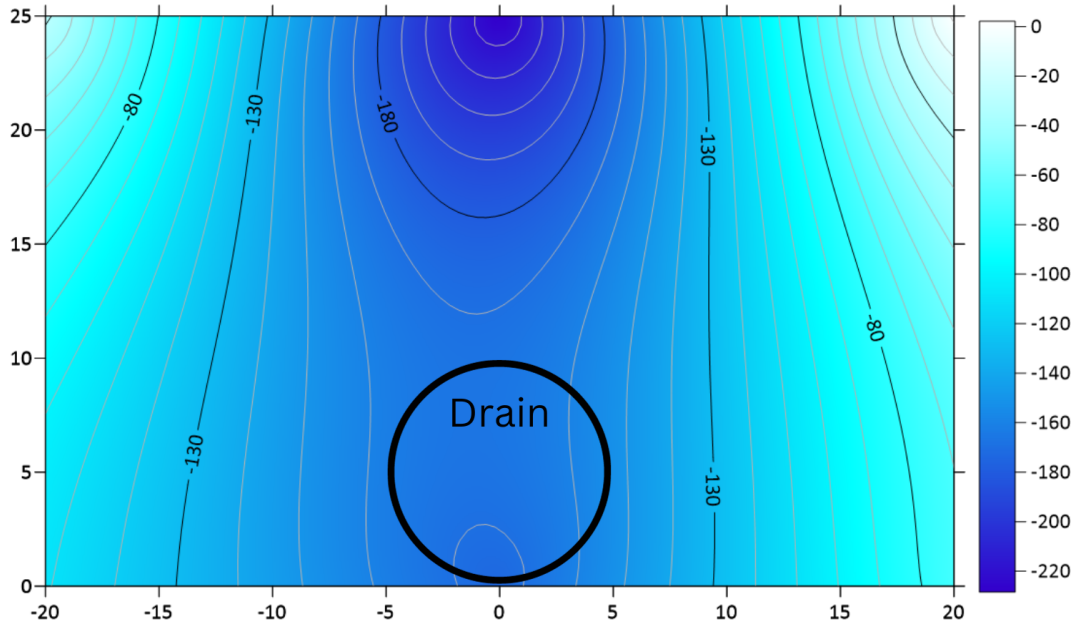


FIGURE 5.13 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier

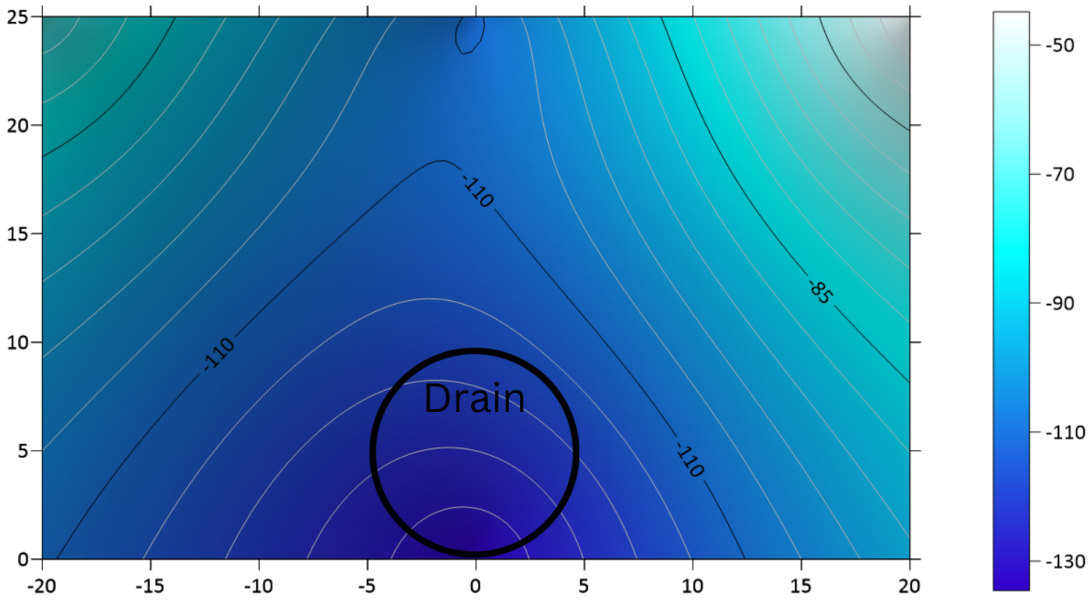


FIGURE 5.14 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier

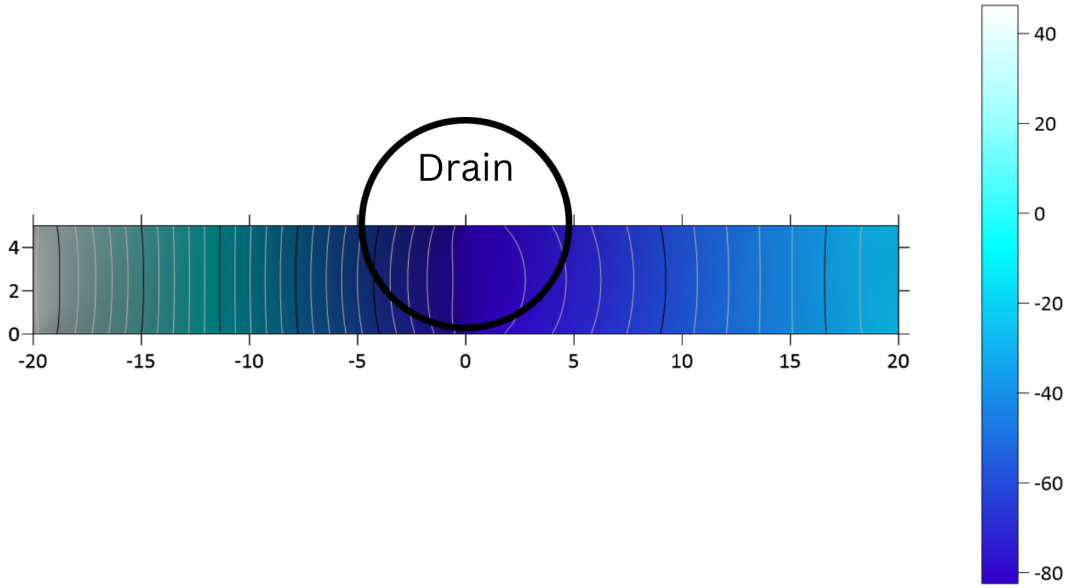


FIGURE 5.15 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain

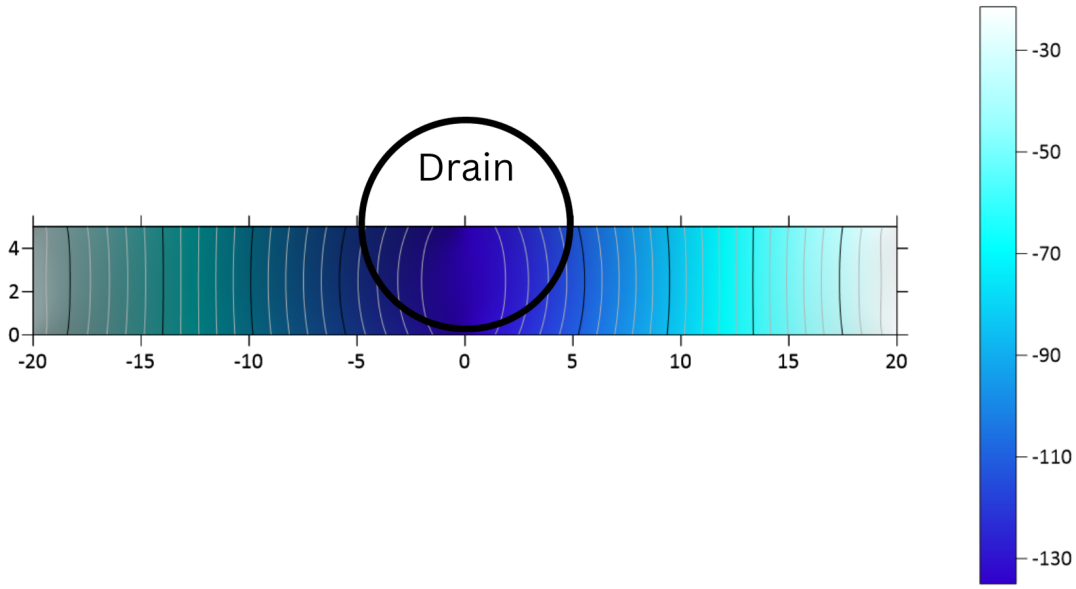


FIGURE 5.16 Distribution des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain

La distribution normale des valeurs ORP lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier est représentée dans les Figures 5.17 et 5.18.

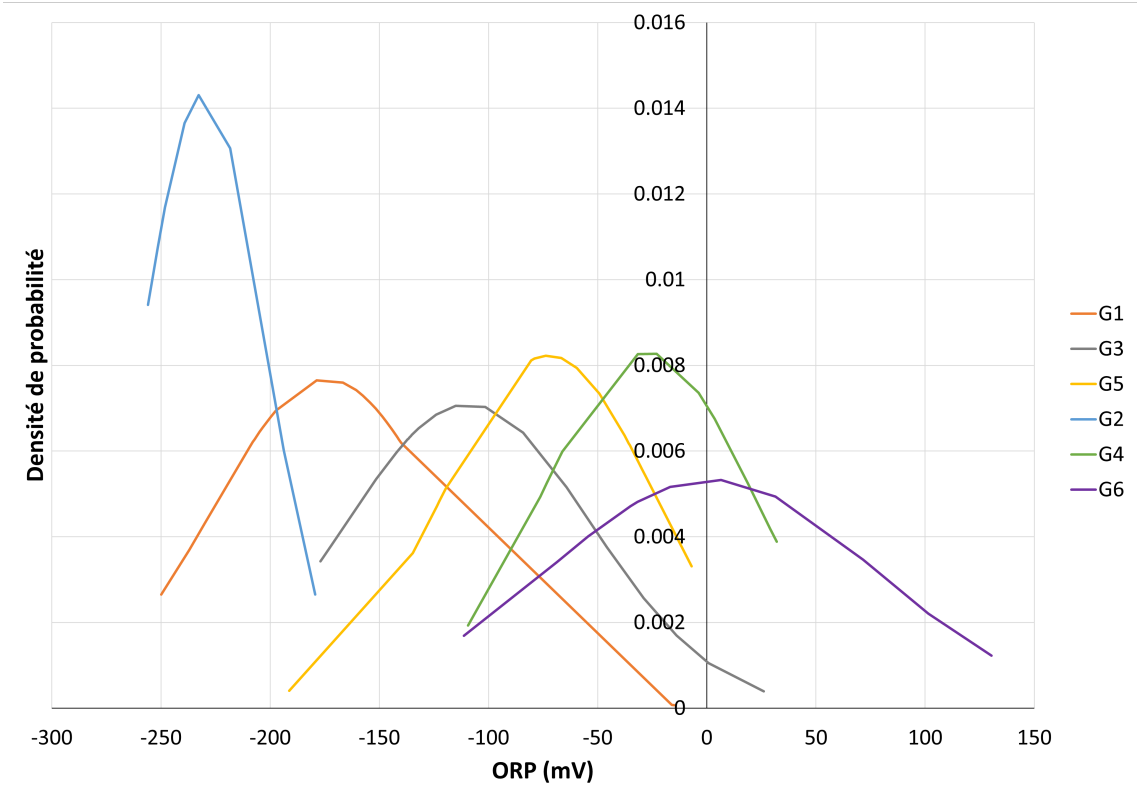


FIGURE 5.17 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier

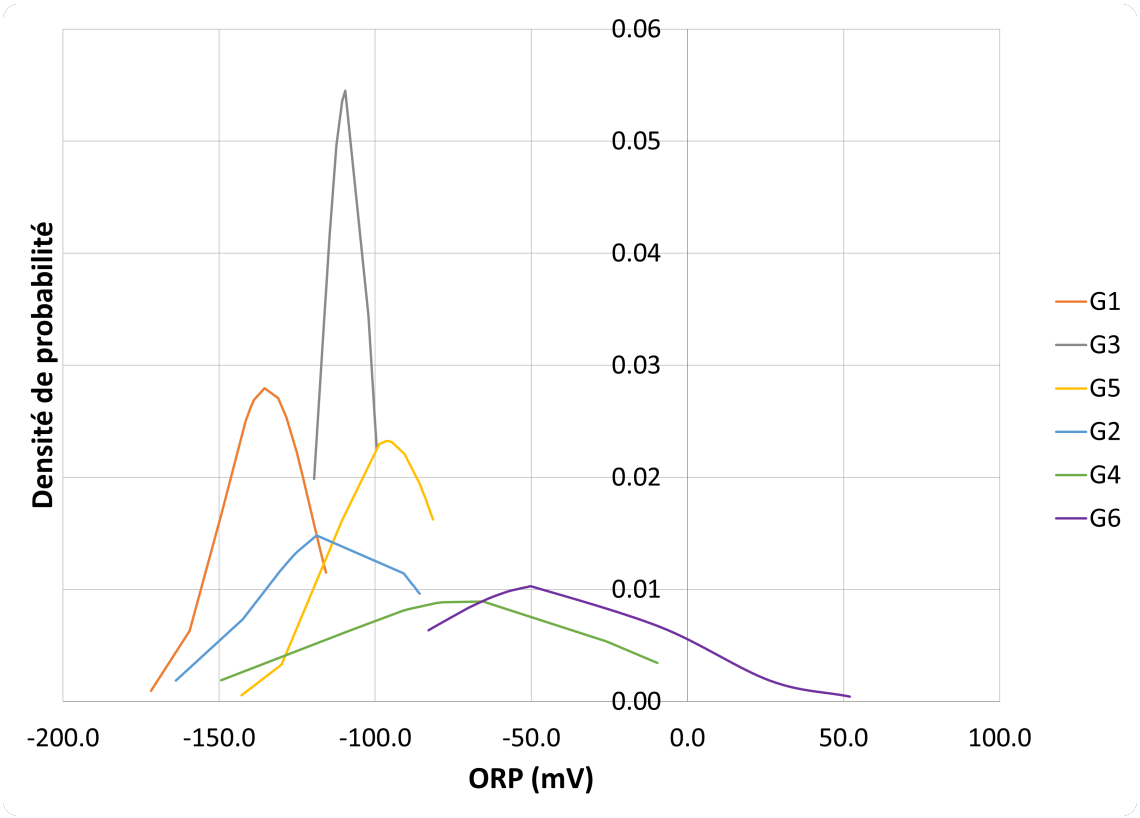


FIGURE 5.18 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est en haut du gravier

En prenant les valeurs moyennes du ORP pour un niveau d'eau atteignant le haut du gravier (cf. Tableau 5.2), nous obtenons approximativement, dans le piézomètre au milieu du drain une mesure de -174.1 ±52.0 mV en bas et -230.4 ±27.8 mV en haut, et dans les piézomètres à l'extérieur du drain de -72.4 ±48.5 mV à -109.1 ±56.2 mV en bas et de -27.3 ±48.1 mV à +2.1 ±74.8 mV en haut. Les valeurs du piézomètre donnent une indication du champ d'action des électrodes qui s'étend sur tout le drain en fonctionnement sans changement de polarité, contrairement au fonctionnement avec alternance de polarité. Ce qui est intéressant ici, c'est que dans le piézomètre situé au milieu du drain, juste au-dessus des électrodes, le potentiel ORP était plus négatif en haut du piézomètre qu'en bas. Cette observation peut être liée à la présence du piézomètre, qui pourrait constituer un vecteur pour l'action du système, le rendant aussi efficace en haut qu'en bas. Un comportement similaire a été observé pour le courant de 80 mA (cf. Tableau 5.2) avec les valeurs, dans le piézomètre au milieu du drain vers le bas -134.8 ±14.3 mV et vers le haut -110.9 ±25.7 mV, et, dans les piézomètres à l'extérieur du drain, de -96 ±17.2 mV à -109.2 ±7.3 mV en bas et de -44.9 ±38.5 mV à -71 ±44.4 mV en haut. Selon les distributions normales présentées, on constate que les valeurs

se situent davantage dans la partie réductrice, ce qui met en évidence la capacité du système électrochimique à courant non alternatif à imposer des conditions réductrices en cas de niveau d'eau élevé, contrairement à ce que nous avons déjà vu dans le cas d'un système à courant alternatif.

La distribution normale des valeurs ORP pour ce niveau d'eau dans les différents points de mesure est représentée dans les Figures 5.19 et 5.20.

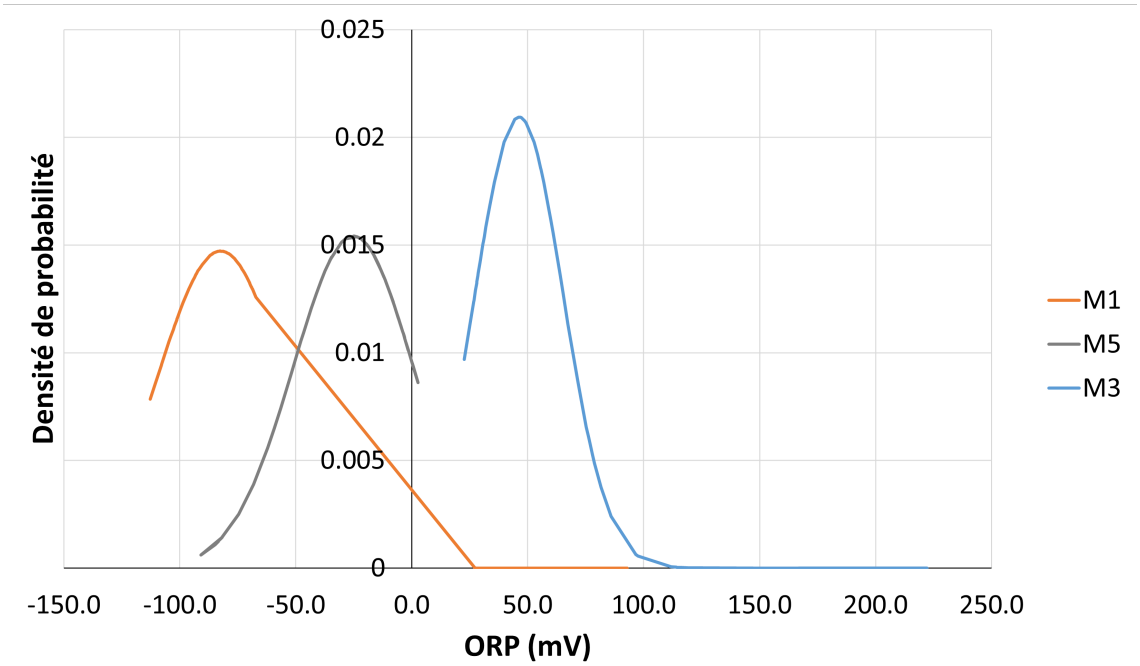


FIGURE 5.19 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 55 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain

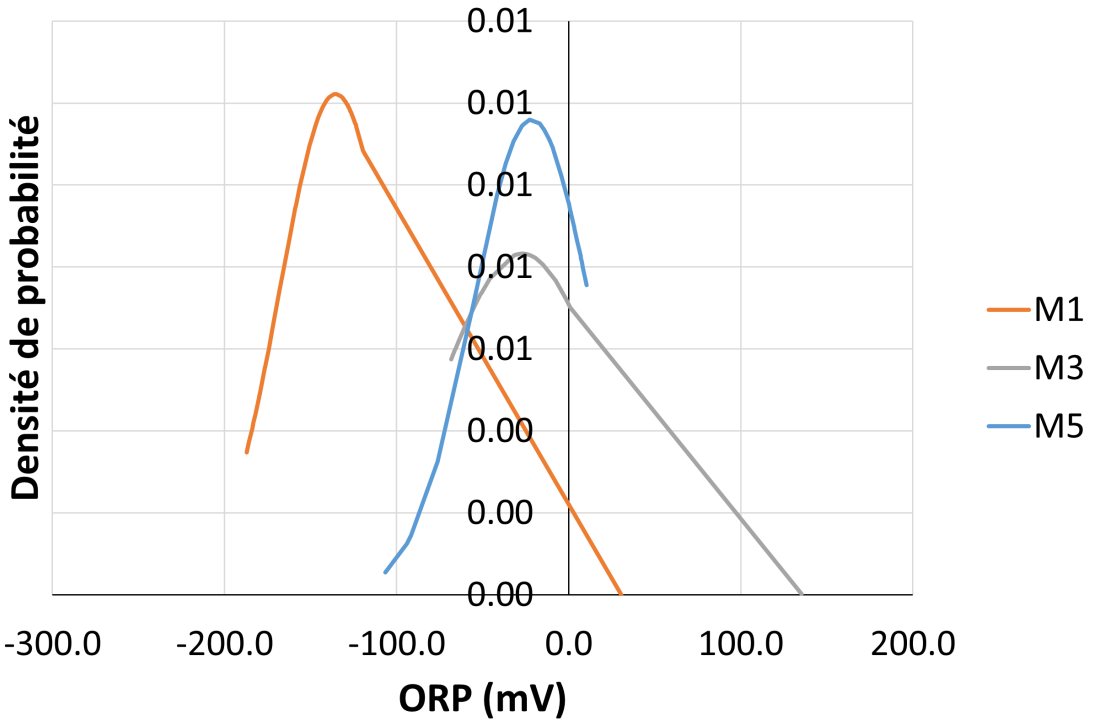


FIGURE 5.20 Distribution normale des valeurs de l'ORP pour un courant de 80 mA lorsque le niveau d'eau est à la moitié du drain

Les valeurs moyennes obtenues pour un niveau d'eau atteignant la moitié du drain (cf. Tableau 5.2) pour 55 mA étaient de +46.2 ±19.0 mV à gauche, -82.4 ±27.1 mV au milieu, et -25.2 ±25.9 mV à droite. Pour 80 mA, les valeurs étaient de -27.1 ±47.9 mV à gauche, -135.4 ±32.7 mV au milieu, et -21.5 ±34.4 mV à droite. Le comportement des piézomètres était donc similaire, avec la création de conditions réductrices par rapport à l'eau initiale. Cette deuxième expérience imposant un courant continu avait pour but de déterminer le rayon d'action du fonctionnement des électrodes. On remarque que les valeurs sont extrêmement variables selon les distributions normales qui sont présentées précédemment, mais qu'en fonctionnement sans alternance de polarité, le rayon d'action est beaucoup plus grand et couvre l'ensemble du gravier autour du drain. La distribution des valeurs ORP dans les graphiques de la distribution normale sont variables mais on peut remarquer qu'elles sont plus réductrices que les valeurs obtenues lorsque le courant était alternatif. Il semblerait donc judicieux d'utiliser ce mode de fonctionnement, qui permettrait certainement d'être efficace même dans les endroits où les électrodes sont en dehors de l'eau, puisque les zones voisines, où les électrodes sont immergées, pourraient certainement agir sur de plus longues distances. Le désavantage réside toutefois dans la précipitation potentielle de calcaire autour de l'électrode.

Dans ce cas, un nettoyage régulier pourrait être envisagé. Il s'agirait d'une simple sortie des électrodes et d'un rinçage à l'acide. L'objectif de cette section était de déterminer l'effet du système électrochimique sur les paramètres de l'eau. Il a été conclu que le système rend le milieu plus réducteur. Le système non alternatif rend le milieu plus réducteur que le système alternatif. Ce dernier est capable d'imposer un milieu réducteur en cas de faible niveau d'eau.

5.2.3 Caractérisation des électrodes

Les résultats de l'essai de voltamétrie cyclique sont présentés à la Figure 5.21, qui représente le courant mesuré i(E) entre -66 μA/cm2 et 46 μA/cm2 en fonction du potentiel imposé entre -2 V et 2 V.

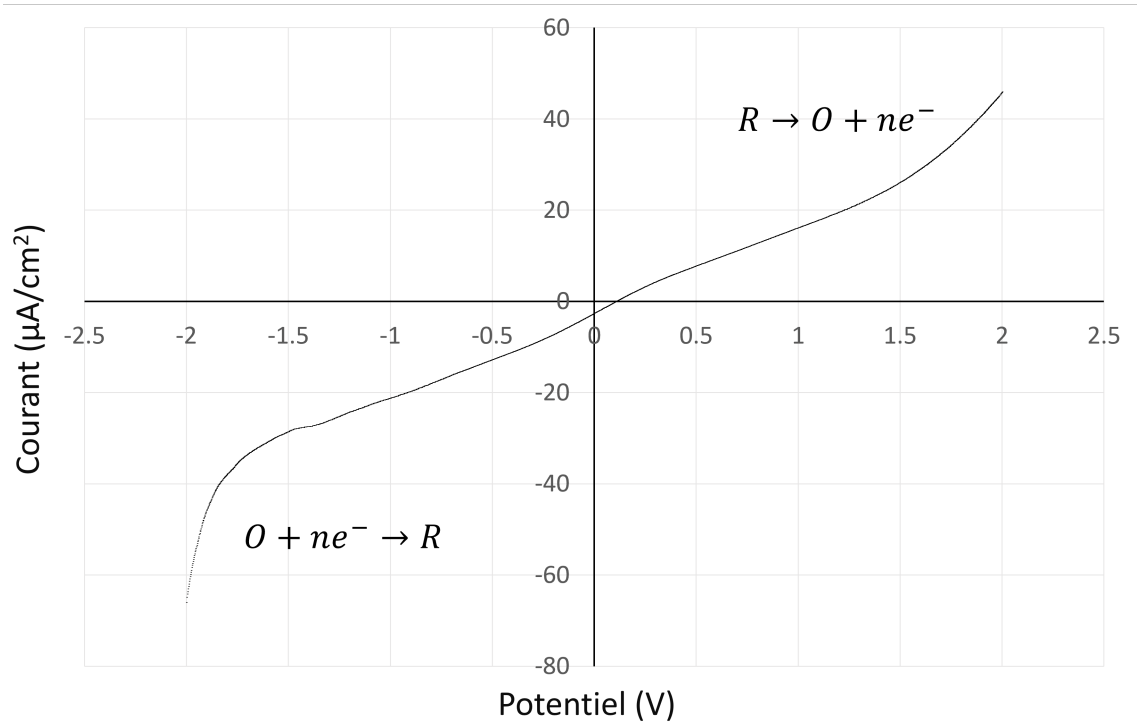


FIGURE 5.21 Allure de la courbe i(E) caractéristique du système irréversible sans limitation par le transport de matière

Le potentiel d'équilibre (E_{eq}) obtenu est 0,097 V. L'allure caractéristique de la courbe i(E) de la Figure 5.21 ne présente pas de paliers de diffusion traduisant l'existence d'un courant limite. Pour un courant correspondant à un courant limite, une augmentation de la valeur du potentiel n'aboutit pas à l'augmentation du courant [93]. Elle présente plutôt deux branches (Réduction et Oxydation) dans des domaines de potentiel disjoints. Au voisinage du potentiel d'équilibre, on n'enregistre que de très faibles courants. Les réactions d'oxydo-réduction font

donc intervenir le solvant (principalement de l'eau) ou le matériau d'électrode (titane) selon les deux équations suivantes :

$$Ti \leftrightarrow Ti^{2+} + 2e^- \tag{5.1}$$

$$2H_2O \leftrightarrow O_2 + 4H^+ + 4e^- \tag{5.2}$$

L'oxydation du titane se fait de manière spontanée, car le potentiel standard du couple rédox (Ti^{2+}/Ti) est - 1.63 V qui se trouve en dessous de la zone de stabilité de l'eau. En revanche, la décomposition de l'eau selon la réaction 5.2 n'est pas spontanée, une différence de potentiel de plus de 1,23 V entraîne immédiatement le dégagement de H_2. Il convient de noter que le deuxième matériau d'électrode, l'iridium, n'est pas pris en compte dans les équations, car l'iridium ne réagit pas dans l'eau dans des conditions standard [95].

Dans la Figure 5.22, a et b montrent les états de l'échantillon après et avant l'application d'un potentiel de balayage de -2 V à 2 V.

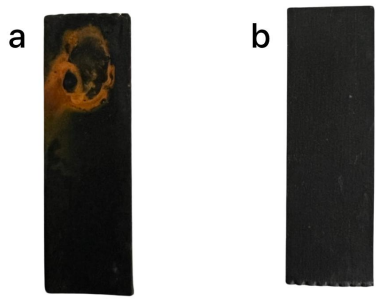


FIGURE 5.22 Électrode de travail a. après analyse CV, b. avant analyse CV

La courbe i(E) caractérise donc un système irréversible, sans limitation par le transport de masse des ions de et vers les électrodes. Les paramètres cinétiques α (coefficient de transfert), β_c (pente cathodique) et β_a (pente anodique), ainsi que le potentiel et le courant de corrosion correspondants, peuvent être déterminés à l'aide de la représentation logarithmique de Tafel, en traçant le log[i] en fonction du potentiel (cf. Figure 5.23).

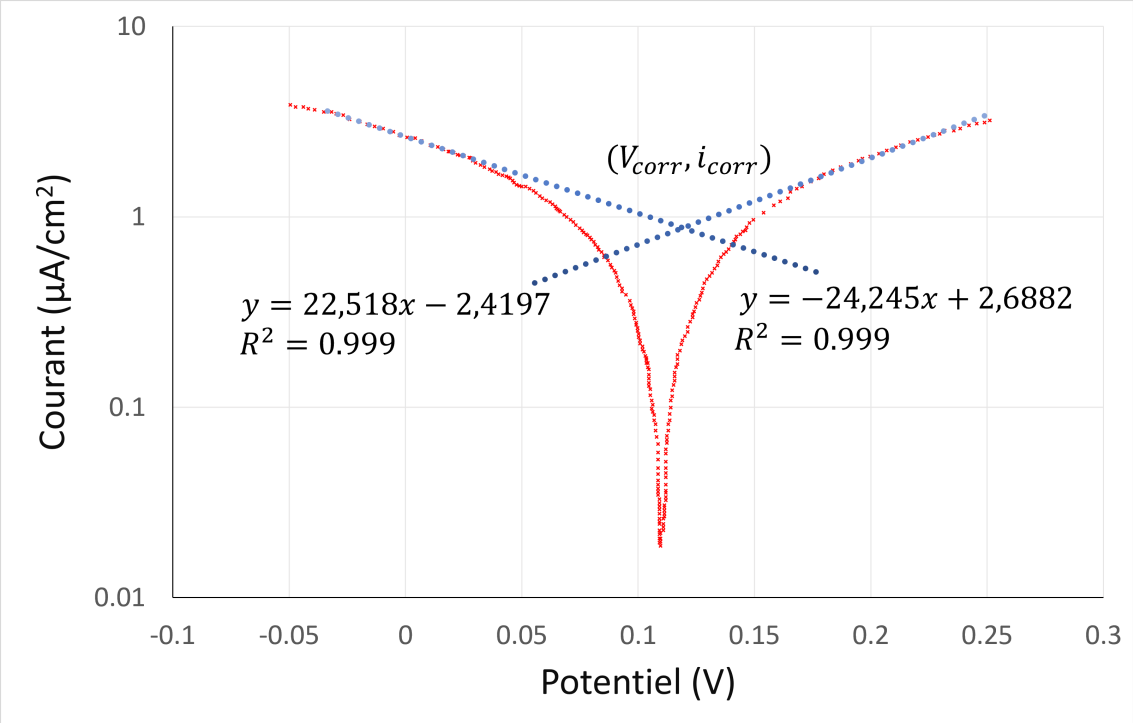


FIGURE 5.23 Représentation logarithmique de Tafel permettant d'extraire les paramètres cinétiques

Les paramètres suivants peuvent être déterminés à partir de la Figure 5.23 :

- Potentiel de corrosion= V_{corr}= 0.117 V
- Courant de corrosion ou d'échange =i_{corr} = 7.726 μ A/cm^2

Notons que les lignes de Tafel des branches cathodique et anodique sont définies respectivement selon les équations 5.3 et 5.4.

$$y = -24,245x + 2,6882 \tag{5.3}$$

Soit une pente β_c =-24,245

$$y = 22,518x - 2,4197 \tag{5.4}$$

Soit une pente β_a = 22,518.

Le coefficient de transfert α est déterminé selon l'équation suivante [96] :

$$\alpha = -\frac{RT\beta_c}{nF} \tag{5.5}$$

Avec R la constante des gaz parfaits (soit 8,314 J/K.mol), T est la température d'opération (298 K), F est la constante de Faraday (96 500 A,s /mol), n est le nombre d'électrons

échangés (dans la réaction 5.1, n=2). Le coefficient de transfert étant inférieur à 0,5, la réaction d'oxydation (réaction 5.1) est favorisée par rapport à la réaction de réduction de l'équation 5.6.

$$O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O \tag{5.6}$$

Pour étudier la stabilité électrochimique des électrodes utilisées, des courbes aller et retour ont été réalisées avec un nombre de cycles égal à 10 (cf. Figure 5.24). Les cycles sont identiques, ce qui signifie que la réaction d'oxydation du titane dans l'eau est stable.

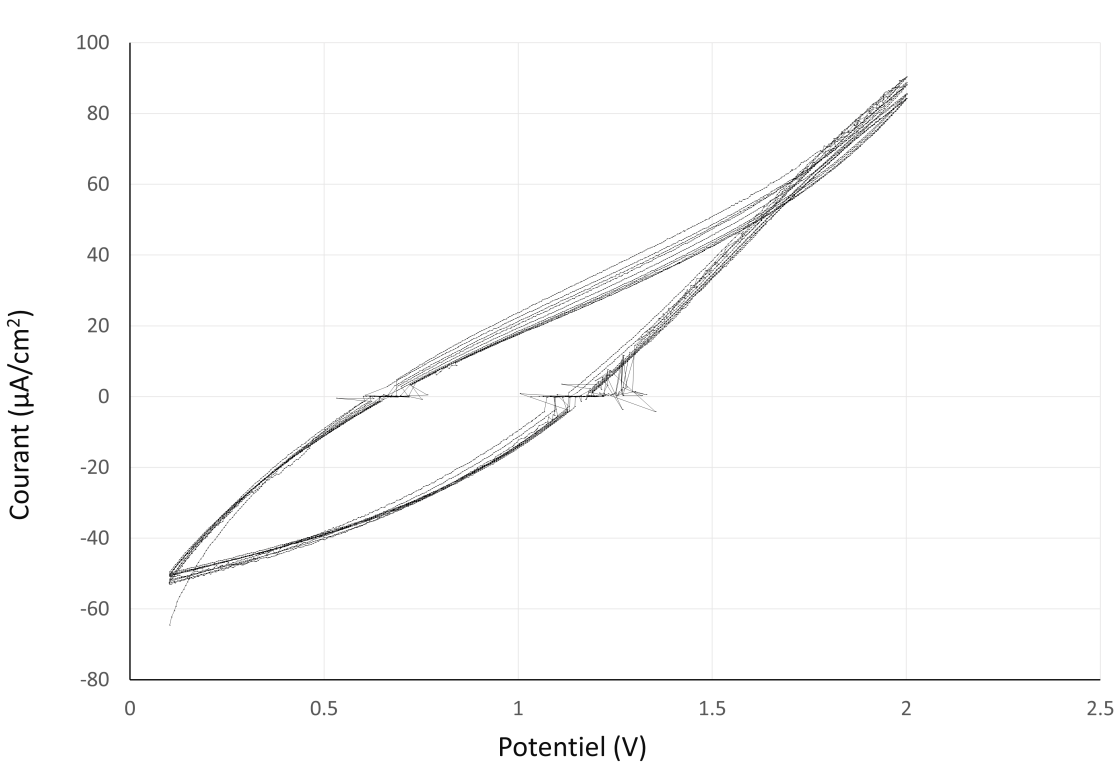


FIGURE 5.24 Comportement cyclique de la voltamétrie cyclique avec l'application de 10 cycles

Si l'oxydation du titane est favorisée dans le milieu, alors le couple redox (Fe^{3+}/Fe^{2+}), dont le potentiel standard est de 0,77 V, sera réduit selon la réaction suivante :

$$Fe^{3+} + e^- \rightarrow Fe^{2+} \tag{5.7}$$

Comme la concentration des ions Fe^{3+} ne peut pas être contrôlée, il est impossible d'affirmer que la diminution de la formation d'ocre ferreuse dans le système électrochimique appliqué au drain s'estompera si l'oxydation du titane est favorisée. Cependant, en réduisant la proportion

d'oxygène dans le drain selon l'équation 5.6, il est possible d'empêcher la formation de Fe^{3+}. Ainsi, en imposant un courant et une tension, l'activité de l'oxygène dans le système est par conséquent réduite, ce qui minimisera le taux de production d'ions Fe^{3+}. La longueur de l'électrode à l'intérieur du drain dans le site est de 20 m, alors pour un courant appliqué égal à 25 mA, et puisque la largeur de l'échantillon est égale à 6 mm, la surface active est égale à 1200 cm^2. Ceci correspond à un courant de 20.833 μA/cm^2. Cette valeur est supérieure au courant de corrosion= 7,726 μ A/cm^2, ce qui peut expliquer pourquoi, après 84 jours de fonctionnement, le système n'a pas provoqué de réduction dans l'eau du site. En outre, après avoir effectué une voltamétrie cyclique entre -2 V et 2 V, une couleur orange est apparue sur l'électrode, ce qui peut également montrer que les électrodes pourraient être endommagées à long terme et qu'une inspection régulière du système sera nécessaire. Cette inspection pourrait être effectuée lors du retrait des électrodes pour leur nettoyage.

CHAPITRE 6 CONCLUSION

Cette étude a porté sur la mise en oeuvre d'un système électrochimique composé de deux électrodes insérées dans un drain français résidentiel, dans le but de prévenir le colmatage par l'ocre ferreuse. Les résultats ont démontré l'efficacité du système pour prévenir la formation de biofilms d'ocre ferreuse. Il est toutefois à noter que ces résultats ont été obtenus sur un site particulier, dans un contexte de recherche, et qu'ils ne peuvent donc être utilisés tels quels pour le dimensionnement d'une installation du même type. Les principaux résultats, les limitations de l'étude et les recommandations futures sont présentées ci-après.

6.1 Synthèse des travaux

L'étude réalisée a mis en évidence plusieurs observations principales concernant le système électrochimique étudié :

- des expériences sur un drain français contaminé par de l'ocre ferreux ont montré une quasi-élimination des biofilms à proximité des électrodes du système de traitement électrochimique appliqué surtout au début de l'application de ce dernier. Cela signifie que l'application du système a réussi à empêcher le colmatage par l'ocre ferreuse dans la zone d'action directe des électrodes,
- lorsque le système électrochimique a été éteint, un effet rebond a été observé, et le drain a été colmaté en cinq jours,
- au début de l'application du système, une réduction significative du nombre de bactéries a été constatée. Cependant, avec le temps, le nombre de bactéries est revenu au niveau initial, ce qui suggère que les bactéries se sont adaptées aux conditions du système, mais qu'elles n'ont pas formé de biofilms. Cependant, l'afflux important d'eau pourrait expliquer ce phénomène, les bactéries présentes dans les zones non équipées d'électrodes pouvant être emportées par cet apport d'eau vers la sortie du drain où les mesures ont été effectuées. Par contre, une grande quantité d'eau peut également améliorer l'efficacité du système de traitement, puisque les électrodes seront toutes immergées dans l'eau,
- l'application d'un système non alterné, c'est-à-dire sans inversion de polarité, pourrait améliorer la réduction du potentiel redox de l'eau, empêchant ainsi la précipitation chimique des dépôts ferreux, mais il pourrait y avoir des problèmes de calcification. Un entretien régulier est alors prévu.

6.2 Limitations de la solution proposée

Malgré la réduction significative du biofilm, le nombre de bactéries ferreuses est resté inchangé avant et après l'application du système. En outre, le rayon d'action est limité à l'intérieur du drain, ce qui signifie que des dépôts d'ocre pourraient persister dans le gravier autour du drain, là où le système ne peut pas agir. En outre, le système avec alternance de polarité fonctionne moins bien lorsque le niveau de l'eau est élevé. Finalement, les électrodes insérées dans le drain ne sont pas toujours immergées dans l'eau.

6.3 Améliorations futures

Dans cette section, des suggestions sont faites pour des améliorations futures qui pourraient être envisagées afin d'optimiser le protocole et le processus expérimental et de permettre d'obtenir des résultats encore plus prometteurs. Pour améliorer le procédé, il serait possible de :

- réaliser un essai de microscopie électronique à balayage avec spectroscopie dispersive en énergie, permettant une analyse chimique de l'échantillon d'électrode avant et après l'application du potentiel. Cela permettrait de déterminer l'effet direct de la coloration orange obtenue à la fin de l'expérience de voltamétrie cyclique,
- effectuer des analyses chimiques pour identifier la présence d'agents inhibiteurs, suite à l'action du procédé électrochimique, tels que le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) ou le chlore (Cl_2) qui pourraient aider à prévenir la formation d'ocre,
- effectuer un essai avec contrôle continu de l'ensemble des paramètres physico-chimiques et des ions majeurs pour voir l'effet de ce système sur les bactéries du fer à court et à long terme, ainsi que sur la physico-chimie de l'eau souterraine,
- mouler les électrodes à l'extérieur du drain pour assurer un contact continu avec l'eau et agrandir le rayon d'action. Il est recommandé de prendre des mesures autour du drain afin d'évaluer l'efficacité du système sur une plus grande plage. Toutefois, cela peut entraîner des problèmes pour l'entretien.

Pour améliorer le protocole expérimental, il serait possible de :

- tester le système alternatif sur une période de temps prolongée pour maintenir un environnement réducteur plus longtemps, et en même temps déterminer la cinétique de la précipitation d'une couche de carbonate de calcium,
- contrôler le débit de l'eau pendant l'expérience, en assurant que les électrodes sont

immergées dans l'eau, afin de déterminer si l'augmentation des bactéries est due à la pluie ou à d'autres facteurs.

RÉFÉRENCES

[1] Régie du bâtiment du Québec (RBQ), "Ocre ferreuse," Website, 2023. [En ligne]. Disponible : https://www.rbq.gouv.qc.ca/vous-etes/citoyen/problemes-particuliers-en-batiment/ocre-ferreuse/

[2] S. Desjardins, "L'ocre de fer : vraiment pas une bonne affaire !" *Capsules INRSciences*, n°. 18, p. 1–7, 2014.

[3] W. F. Harry, "Characteristics of slime and ochre in drainage and irrigation systems," *Transactions of the ASAEg*, vol. 22, 1979. [En ligne]. Disponible : https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=35162&t=3

[4] S. Gameda, "The nature of ochre deposition and drain blockage in a fine sandy loam soil," 1981. [En ligne]. Disponible : https://escholarship.mcgill.ca/concern/theses/5425kb88g

[5] W. F. Harry, "Estimating the potential for ochre clogging before installing drains," *Transactions of the ASAE*, vol. 25, n°. 6, p. 1597–1600, 1982. [En ligne]. Disponible : https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=33773&t=3

[6] D. Arrington, "Iron ochre and related sludge deposits in subsurface drain lines1," 2005.

[7] N. López-Acosta et et al., "Geotechnical engineering in the xxi century : Lessons learned and future challenges," dans *Geotechnical Engineering in the XXI Century : Lessons learned and future challenges*. IOS Press, 2019, cet article est publié en ligne en accès libre par IOS Press et distribué sous les termes de la licence Creative Commons Attribution Non-Commercial 4.0 (CC BY-NC 4.0).

[8] Association des consommateurs pour la qualité dans la construction (ACQC), "Ocre ferreuse," Website, Accessed 2023. [En ligne]. Disponible : https://acqc.ca/fr/ocre-ferreuse

[9] Perrier Experts-Conseils, "Les municipalités et l'ocre ferreux," Website, Accessed 2023. [En ligne]. Disponible : https://www.perrier-experts-conseils.com/articles/municipalites-ocre-ferreux.html

[10] Ministère du Développement durable de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, "Réseau de surveillance piézométrique," https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/piezo/index.htm, 2023, consulté le 27 avril 2023.

[11] E. D. Melton, E. D. Swanner, S. Behrens, C. Schmidt et A. Kappler, "The interplay of microbially mediated and abiotic reactions in the biogeochemical fe cycle," *Nature Reviews Microbiology*, vol. 12, n°. 12, p. 797–808, 2014.

[12] L. Bethencourt, “Etude des bactéries oxydantes du fer dans les aquifères hétérogènes : rôle dans le fonctionnement biogéochimique des zones d’interface,” Thèse de doctorat, Rennes 1, 2019.

[13] B. d. N. d. Q. BNQ, “Dépôts d’ocre dans les systèmes de drainage des bâtiments,” 2012.

[14] J. A. Rentz, C. Kraiya, G. W. Luther et D. Emerson, “Control of ferrous iron oxidation within circumneutral microbial iron mats by cellular activity and autocatalysis,” *Environmental science & technology*, vol. 41, n°. 17, p. 6084–6089, 2007.

[15] M. Madigan, K. Bender, D. Buckley, W. Sattley et D. Stahl, “Brock biology of microorganisms. 15th global edition,” *Boston, US : Benjamin Cummins*, 2018.

[16] W. Stumm et G. F. Lee, “Oxygenation of ferrous iron,” *Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 53, n°. 2, p. 143–146, 1961. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.1021/ie50614a030

[17] C. G. E. M. van Beek, T. Hiemstra, B. Hofs, M. M. Nederlof, J. A. M. van Paassen et G. K. Reijnen, “Homogeneous, heterogeneous and biological oxidation of iron(ii) in rapid sand filtration,” *Journal of Water Supply : Research and Technology-Aqua*, vol. 61, n°. 1, p. 1–13, 2012. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.2166/aqua.2012.033

[18] W. Sung et J. J. Morgan, “Kinetics and product of ferrous iron oxygenation in aqueous systems,” *Environmental Science & Technology*, vol. 14, n°. 5, p. 561–568, 1980.

[19] T. Eggerichs, O. Opel, T. Otte et W. Ruck, “Interdependencies between biotic and abiotic ferrous iron oxidation and influence of ph, oxygen and ferric iron deposits,” *Geomicrobiology Journal*, vol. 31, n°. 6, p. 461–472, 2014. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.1080/01490451.2013.870620

[20] H. Tamura, K. Goto et M. Nagayama, “The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions,” *Corrosion Science*, vol. 16, n°. 4, p. 197–207, 1976. [En ligne]. Disponible : https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0010938X76900469

[21] D. G. Weissbrodt, M. Laureni, M. C. M. van Loosdrecht, Y. Comeau, G. Chen, G. A. Ekama, M. C. M. van Loosdrecht et D. Brdjanovic, édit., *Basic microbiology and metabolism*. IWA Publishing, 2020, p. 0. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.2166/9781789060362_0011

[22] S. Gameda, P. Jutras et R. Broughton, “Ochre in subsurface drains in a quebec fine sandy soil,” *Can. Agric. Eng*, vol. 25, p. 209–213, 1983.

[23] M. B. De Mendonca et M. Ehrlich, “Column test studies of ochre biofilm formation in geotextile filters,” *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*, vol. 132, n°. 10, p. 1284–1292, 2006.

[24] D. Emerson, E. K. Field, O. Chertkov, K. W. Davenport, L. Goodwin, C. Munk, M. Nolan et T. Woyke, "Comparative genomics of freshwater fe-oxidizing bacteria : implications for physiology, ecology, and systematics," *Frontiers in microbiology*, vol. 4, p. 254, 2013.

[25] D. Emerson et C. Moyer, "Isolation and characterization of novel iron-oxidizing bacteria that grow at circumneutral ph," *Applied and environmental microbiology*, vol. 63, n°. 12, p. 4784–4792, 1997.

[26] F. Widdel, S. Schnell, S. Heising, A. Ehrenreich, B. Assmus et B. Schink, "Ferrous iron oxidation by anoxygenic phototrophic bacteria," *Nature*, vol. 362, n°. 6423, p. 834–836, 1993.

[27] U. Szewzyk, R. Szewzyk, B. Schmidt et B. Braun, *Neutrophilic Iron-Depositing Microorganisms*. Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg, 2011, p. 63–79. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.1007/978-3-642-19940-0_4

[28] H. H. Hanert, "The genus gallionella," dans *The prokaryotes*. Springer, 1981, p. 509–515.

[29] M. Dworkin, S. Falkow, E. Rosenberg, K.-H. Schleifer et E. Stackebrandt, *The Prokaryotes : A Handbook on the Biology of Bacteria*, 3e éd. Springer, 2019, vol. 7.

[30] S. Haaijer, H. R. Harhangi, B. B. Meijerink, M. Strous, A. Pol, A. J. Smolders, K. Verwegen, M. S. Jetten et H. J. Op den Camp, "Bacteria associated with iron seeps in a sulfur-rich, neutral ph, freshwater ecosystem," *The ISME journal*, vol. 2, n°. 12, p. 1231–1242, 2008.

[31] D. Cullimore et A. E. McCann, "The identification, cultivation and control of iron bacteria in ground water," *Aquatic microbiology*, n°. 6, p. 219, 1977.

[32] B. Braun, I. Richert et U. Szewzyk, "Detection of iron-depositing pedomicrobium species in native biofilms from the odertal national park by a new, specific fish probe," *Journal of Microbiological Methods*, vol. 79, n°. 1, p. 37–43, 2009. [En ligne]. Disponible : https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167701209002267

[33] C. S. Chan, S. C. Fakra, D. Emerson, E. J. Fleming et K. J. Edwards, "Lithotrophic iron-oxidizing bacteria produce organic stalks to control mineral growth : implications for biosignature formation," *The ISME journal*, vol. 5, n°. 4, p. 717–727, 2011.

[34] A. Kappler et K. L. Straub, "Geomicrobiological cycling of iron," *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, vol. 59, n°. 1, p. 85–108, 2005.

[35] H. H. Hanert, "Bacterial and chemical iron oxide deposition in a shallow bay on palaea kameni, santorini, greece : microscopy, electron probe microanalysis, and photometry of in situ experiments," *Geomicrobiology Journal*, vol. 19, n°. 3, p. 317–342, 2002.

[36] L. Hallbeck et K. Pedersen, “Culture parameters regulating stalk formation and growth rate of gallionella ferruginea,” *Microbiology*, vol. 136, n°. 9, p. 1675–1680, 1990.

[37] J. Zhang, L. Lion, Y. Nelson, M. Shuler et W. Ghiorse, “Kinetics of mn(ii) oxidation by leptothrix discophora ss1,” *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 65, p. 773–781, 03 2002.

[38] C. G. E. M. van Beek, J. Dusseldorp, K. Joris, K. Huysman, H. Leijssen, F. Schoonenberg Kegel, W. W. J. M. de Vet, S. van de Wetering et B. Hofs, “Contributions of homogeneous, heterogeneous and biological iron(ii) oxidation in aeration and rapid sand filtration (rsf) in field sites,” *Journal of Water Supply : Research and Technology-Aqua*, vol. 65, n°. 3, p. 195–207, 2015. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.2166/aqua.2015.059

[39] C. G. E. M. van Beek, “Well-screen and well-head clogging by hydrous ferric oxides,” *Hydrogeology Journal*, vol. 26, n°. 8, p. 2919–2932, 2018. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.1007/s10040-018-1822-2

[40] W. Commons, “File :pourbaix diagram of iron.svg — wikimedia commons, the free media repository,” 2022, [Online ; accessed 19-April-2022]. [En ligne]. Disponible : https://commons.wikimedia.org/w/index.php?title=File:Pourbaix_Diagram_of_Iron.svg&oldid=622500198

[41] Ministry of Agriculture and Food, “Iron ochre control methods,” vol. Order No. 543.300-2, 1988.

[42] L. Correia, M. Ehrlich et M. Mendonca, “The effect of submersion in the ochre formation in geotextile filters,” *Geotextiles and Geomembranes*, vol. 45, n°. 1, p. 1–7, 2017.

[43] P. C. Singer et W. Stumm, “Acidic mine drainage : The rate-determining step,” *Science*, vol. 167, n°. 3921, p. 1121–1123, 1970. [En ligne]. Disponible : https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.167.3921.1121

[44] B. Agrawal, “Geotextile : It’s application to civil engineering overview,” p. 1–6, 05 2011.

[45] M. B. d. Mendonca, M. Ehrlich et M. C. Cammarota, “Conditioning factors of iron ochre biofilm formation on geotextile filters,” *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, n°. 6, p. 1225–1234, 2003. [En ligne]. Disponible : https://doi.org/10.1139/t03-064

[46] J. Gong, M. Erkelens, M. F. Lambert et P. Forward, “Experimental study of dynamic effects of iron bacteria–formed biofilms on pipeline head loss and roughness,” *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 145, n°. 9, p. 04019038, 2019.

[47] M. F. Lambert, R. W. J. Edwards, S. J. Howie, B. B. De Gilio et S. P. Quinn, “The impact of biofilm development on pipe roughness and velocity profile,” dans *World Environmental and Water Resources Congress 2009 : Great Rivers*, 2009, p. 1–13.

[48] Commission canadienne des codes du bâtiment et de prévention des incendies, “Code national du bâtiment : Canada : 2015,” 2015 2015.

[49] Excavation Perreault, “Drain français,” https://www.excavationperreault.com/services/drain-francais, 2023.

[50] SOLENO, “Soliflex - produits - soleno,” https://soleno.com/produits/soliflex/, Consulté le 20 Juillet 2023.

[51] H. W. Ford et D. Hamon, “Iron ochre and related sludge deposits in subsurface drain lines1,” 2005.

[52] C. Comninellis et G. Chen, *Electrochemistry for the Environment*. Springer, 2010, vol. 2015.

[53] Lenntech Water treatment & amp ; purification, “Water treatment solutions,” https://www.lenntech.com/fenton-reaction.htm, accessed on november 5, 2021 ;Fenton’s reaction.

[54] M. Champagne et G. Vacher, “Système automatisé de traitement de l’eau a base d’ozone et utilisations associées,” Mar 2019.

[55] L. Wei, J. Guo, X. Zhang, Y. Li et P. Huang, “Study of electric field impact on crystallization in tunnel drainage pipes in hard water area,” *Advances in Civil Engineering*, vol. 2021, 2021.

[56] R. C. Ebersole et R. M. McCormick, “Separation and isolation of viable bacteria by capillary zone electrophoresis,” *Bio/technology*, vol. 11, n°. 11, p. 1278–1282, 1993.

[57] S. Suni et M. Romantschuk, “Mobilisation of bacteria in soils by electro-osmosis,” *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 49, n°. 1, p. 51–57, 2004.

[58] J. C. Weaver et Y. A. Chizmadzhev, “Theory of electroporation : a review,” *Bioelectrochemistry and bioenergetics*, vol. 41, n°. 2, p. 135–160, 1996.

[59] K. P. Drees, M. Abbaszadegan et R. M. Maier, “Comparative electrochemical inactivation of bacteria and bacteriophage,” *Water research*, vol. 37, n°. 10, p. 2291–2300, 2003.

[60] J. Zhou, T. Wang, W. Chen, B. Lin et X. Xie, “Emerging investigator series : locally enhanced electric field treatment (leeft) with nanowire-modified electrodes for water disinfection in pipes,” *Environmental Science : Nano*, vol. 7, n°. 2, p. 397–403, 2020.

[61] Z.-Y. Huo, X. Xie, T. Yu, Y. Lu, C. Feng et H.-Y. Hu, “Nanowire-modified three-dimensional electrode enabling low-voltage electroporation for water disinfection,” *Environmental science & technology*, vol. 50, n°. 14, p. 7641–7649, 2016.

[62] Z.-Y. Huo, G.-Q. Li, T. Yu, C. Feng, Y. Lu, Y.-H. Wu, C. Yu, X. Xie et H.-Y. Hu, "Cell transport prompts the performance of low-voltage electroporation for cell inactivation," *Scientific reports*, vol. 8, n°. 1, p. 1–10, 2018.

[63] Z.-Y. Huo, H. Liu, C. Yu, Y.-H. Wu, H.-Y. Hu et X. Xie, "Elevating the stability of nanowire electrodes by thin polydopamine coating for low-voltage electroporation-disinfection of pathogens in water," *Chemical Engineering Journal*, vol. 369, p. 1005–1013, 2019.

[64] V. Ashworth, "4.18. principles of cathodic protection," *Shreir's Corros ; Elsevier : New York, NY, USA*, p. 2747–2762, 2010.

[65] S. Gastaud, "La protection cathodique des canalisations enterrées," *Techniques Sciences Méthodes*, n°. 6, p. 64–67, 2012.

[66] P. Nichols, B. Holtsbaum, D. Mayfield, S. Nelson, K. Parker, D. Schramm et S. Zurbuchen, *CP3-cathodic protection technologist course manual*. NACE International Training and Certification, 2008.

[67] A. W. Peabody *et al.*, *Peabody's control of pipeline corrosion*. NACE international, 2001, n°. Ed. 2.

[68] U. M. Angst, "A critical review of the science and engineering of cathodic protection of steel in soil and concrete," *Corrosion*, vol. 75, n°. 12, p. 1420–1433, 2019.

[69] T. Tanupabrungsun, D. J. Young, B. N. Brown et S. Nevsic, "Construction and verification of pourbaix diagrams for co2 corrosion of mild steel valid up to 250°c," *Corrosion*, 2012.

[70] S. Bashi, N. Mailah et M. M. Radzi, "Cathodic protection system," dans *Proceedings. National Power Engineering Conference, 2003. PECon 2003.* IEEE, 2003, p. 366–370.

[71] d. South Dakota Soil Health Coalition, "Soil electrical conductivity," https://www.sdsoilhealthcoalition.org/technical-resources/chemical-properties/soil-electrical-conductivity/, mai 2022.

[72] E. Hawkins, J. Fulton et K. Port, "Using soil electrical conductivity (ec) to delineate field variation," *Agriculture and Natural Resources*, 2017.

[73] T. Doerge, N. Kitchen et E. Lund, "Soil electrical conductivity mapping," *Crop Insights*, vol. 9, n°. 19, 1999.

[74] M. Hermansson, "The dlvo theory in microbial adhesion," *Colloids and Surfaces B : Biointerfaces*, vol. 14, n°. 1, p. 105–119, 1999. [En ligne]. Disponible : https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0927776599000296

[75] K. Miyanaga, R. Terashi, H. Kawai, H. Unno et Y. Tanji, "Biocidal effect of cathodic protection on bacterial viability in biofilm attached to carbon steel," *Biotechnology and bioengineering*, vol. 97, n°. 4, p. 850–857, 2007.

[76] R. M. Donlan, “Biofilms : microbial life on surfaces,” *Emerging infectious diseases*, vol. 8, n°. 9, p. 881, 2002.

[77] M. Lv, Y. Yue, Z. Li et M. Du, “Effect of cathodic polarization on corrosion behavior of x65 steel in seawater containing iron-oxidizing bacteria,” *Int J Electrochem Sci*, vol. 16, p. 150968, 2021.

[78] J. Palmer, S. Flint et J. Brooks, “Bacterial cell attachment, the beginning of a biofilm,” *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, vol. 34, n°. 9, p. 577–588, 2007.

[79] X. Chen et P. S. Stewart, “Biofilm removal caused by chemical treatments,” *Water Research*, vol. 34, n°. 17, p. 4229–4233, 2000. [En ligne]. Disponible : https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400001871

[80] C. Deslouis, D. Festy, O. Gil, V. Maillot, S. Touzain et B. Tribollet, “Characterization of calcareous deposits in artificial sea water by impedances techniques : 2-deposit of mg (oh) 2 without caco3,” *Electrochimica Acta*, vol. 45, n°. 11, p. 1837–1845, 2000.

[81] A. Thompson, J. Wood, E. Palombo, W. Green et S. Wade, “From laboratory tests to field trials : a review of cathodic protection and microbially influenced corrosion,” *Biofouling*, vol. 38, n°. 3, p. 298–320, 2022.

[82] F. Kajiyama et K. Okamura, “Evaluating cathodic protection reliability on steel pipe in microbially active soils,” *Corrosion*, vol. 55, n°. 1, p. 74–80, 1999.

[83] W.-K. Liu, M. Brown et T. Elliott, “Mechanisms of the bactericidal activity of low amperage electric current (dc).” *The Journal of antimicrobial chemotherapy*, vol. 39, n°. 6, p. 687–695, 1997.

[84] I. Pchelnikov, R. Fedotov et A. Y. Cherkesov, “To selection of low-wear anode coatings based on iridium, ruthenium, titanium and tantalum oxides for direct electrolysis of natural waters,” dans *IOP Conference Series : Materials Science and Engineering*, vol. 687, n°. 6. IOP Publishing, 2019, p. 066050.

[85] A. Kraft, “Electrochemical water disinfection : a short review,” *Platinum metals review*, vol. 52, n°. 3, p. 177–185, 2008.

[86] G. Houben et J. Sander, “Preventing the growth of iron bacteria in water wells by copper and silver coating,” *Water Supply*, vol. 20, n°. 4, p. 1195–1206, 2020.

[87] DBI Canada, “IRB-BART DBISOPO51,” 2006, [Consulté le 29 Mai 2023].

[88] Droycon Bioconcepts Inc., “Iron-related Bacteria, IRB-BART™ Test, Visual Determination Method,” Droycon Bioconcepts Inc., Technical Report DOC316.53.01325, 2018, [Consulté le 29 Mai 2023].

[89] D. Oliver James, “The viable but nonculturable state in bacteria,” *Journal of microbiology*, vol. 43, n°. spc1, p. 93–100, 2005.

[90] T. Eggerichs, M. Wiegand, K. Neumann, O. Opel, O. Thronicker et U. Szewzyk, “Growth of iron-oxidizing bacteria gallionella ferruginea and leptothrix cholodnii in oligotrophic environments : Ca, mg, and c as limiting factors and g. ferruginea necromass as c-source,” *Geomicrobiology Journal*, vol. 37, n°. 2, p. 190–199, 2020.

[91] L. Gierl, H. Horn et M. Wagner, “Impact of fe2+ and shear stress on the development and mesoscopic structure of biofilms—a bacillus subtilis case study,” *Microorganisms*, vol. 10, n°. 11, p. 2234, 2022.

[92] S. T. Sultana, J. T. Babauta et H. Beyenal, “Electrochemical biofilm control : a review,” *Biofouling*, vol. 31, n°. 9-10, p. 745–758, 2015.

[93] T. F. Fuller et J. N. Harb, “6.5 cyclic voltammetry,” 2018. [En ligne]. Disponible : https://app.knovel.com/hotlink/khtml/id:kt011IB6X5/electrochemical-engineering/cyclic-voltammetry

[94] N. Elgrishi, K. J. Rountree, B. D. McCarthy, E. S. Rountree, T. T. Eisenhart et J. L. Dempsey, “A practical beginner’s guide to cyclic voltammetry,” *Journal of chemical education*, vol. 95, n°. 2, p. 197–206, 2018.

[95] WebElements. (Consulté le 22 novembre 2023) Iridium - element information, properties and uses. [En ligne]. Disponible : https://www.webelements.com/iridium/chemistry.html

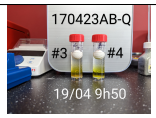
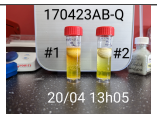
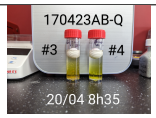
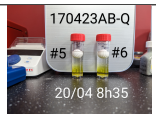
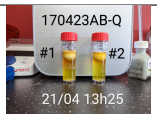
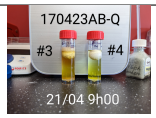
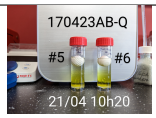
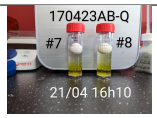
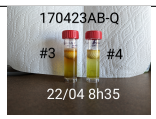
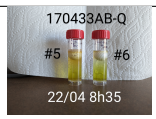
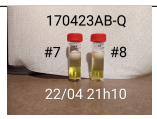
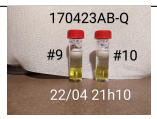
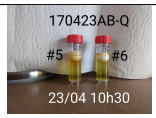
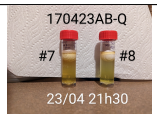
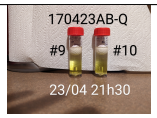
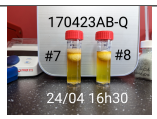
[96] A. J. Bard, L. R. Faulkner et H. S. White, *Electrochemical methods : fundamentals and applications*. John Wiley & Sons, 2022.

ANNEXE A DÉTAILS DES ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

TABLEAU A.1 Identification du nombre de bactéries en fonction du nombre de jours entre le début du test et un résultat positif [87]

Heures	**Jours**	**UFC/ml**
6	0.25	1 500 000
12	0.5	1 070 000
18	0.75	760 000
24	1	540 000
48	2	137 000
72	3	36 000
96	4	9 000
120	5	2 300
136	6	580
168	7	150
192	8	38
216	9	9

TABLEAU A.2 Résultats des tests microbiologiques en fonction des jours d'observation. Dans les photos avec 2 tubes, la photo de gauche correspond au bassin et la photo de droite correspond au drain.

Jour d'observation	Échantillon du lundi 17 avril Jour 0	Échantillon du mardi 18 avril Jour 1	Échantillon du mercredi 19 avril Jour 2	Échantillon du jeudi 20 avril Jour 3	Échantillon du vendredi 21 avril Jour 4
17 avril 2023	T=0	-	-	-	-
18 avril 2023	T=25.25 h	T=0	-	-	-
19 avril 2023	T=47.75 h	 T=24.8 h	T=0	-	-
20 avril 2023	 T=71.75 h	 T=47.55 h	 T=22.8 h	T=0	-
21 avril 2023	 T=96 h	 T=71.96 h	 T=48.55 h	 T=24 h	T=0
22 avril 2023	-	 T=95.55 h	 T=70.8 h	 T=53h	 T=30.5 h
23 avril 2023	-	T=121.46 h	 T=96.7 h	 T=77.33 h	 T=54.8 h
24 avril 2023	-	-	T=119 h	 T=96.3 h	T=71.8 h
25 avril 2023	-	-	-	-	T=95.5 h
26 avril 2023	-	-	-	-	T=119.6 h