



HAL
open science

Dynamique des flux de fondants routiers et influence sur la pollution routière au sein d'un bassin de rétention-décantation

Lucie Barbier

► **To cite this version:**

Lucie Barbier. Dynamique des flux de fondants routiers et influence sur la pollution routière au sein d'un bassin de rétention-décantation. Génie des procédés. Université de Lorraine, 2019. Français. NNT : 2019LORR0031 . tel-02141697

HAL Id: tel-02141697

<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-02141697v1>

Submitted on 28 May 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

École doctorale : Sciences et Ingénierie des Molécules, des Produits, des Procédés et de l'Énergie

Thèse de doctorat

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE LORRAINE

Spécialité "Génie des Procédés, des Produits et des Molécules"

Lucie Barbier

Soutenue le 05 février 2019

**Dynamique des flux de fondants routiers
et influence sur la pollution routière
au sein d'un bassin de rétention-décantation**

Jury

M. Gilles VARRAULT,	Professeur, LEESU	Rapporteur
M. Christophe DAGOT,	Professeur, Université de Limoges	Rapporteur
M. Jean-Philippe BEDELL,	Chargé de recherche, ENTPE	Examineur
Mme Marie-Noëlle PONS,	Directrice de recherche, CNRS	Examineur
Mme Béatrice BECHET,	Chargée de recherche, IFSTTAR	Invitée
M. Julien LAURENT,	Maître de conférence, ENGEES	Invité
Mme Marie-Odile SIMONNOT,	Professeur, Université de Lorraine	Directrice de thèse
Mme Ivana DURICKOVIC,	Chargée de Recherche, Cerema	Co-Directrice de thèse

Laboratoire Réactions et Génie des Procédés

UMR CNRS 7274, 1, rue Grandville BP 20451, 54000 Nancy, France

Cerema Est

71, rue de la Grande Haie, 54510 Tomblaine, France

Remerciements

Au cours de ces années de thèse, j'ai eu le plaisir de croiser le chemin de nombreuses personnes. Je tiens à toutes les remercier pour m'avoir apporté leur soutien et leur aide, et sans qui cette thèse n'aurait pas pu avoir lieu.

Tout d'abord, je remercie mes directrices de thèse Marie-Odile SIMONNOT et Ivana DURICKOVIC de m'avoir accordée leur confiance et offert l'opportunité de réaliser ce travail à leurs côtés. Merci pour leur soutien, leur aide aussi bien scientifique que humaine tout au long de ces années et leur précieuses relectures.

Merci aux membres de mon jury : M-N. PONS, G. VARRAULT, J-P. BEDELL, C. DAGOT, J. LAURENT, B. BECHET d'avoir accepté de participer à l'évaluation de ce travail.

Je tiens tout particulièrement à remercier le CEREMA pour le financement de ma thèse, Sophie-Charlotte VALENTIN pour m'avoir ouvert les portes du Laboratoire de Nancy, Fabrice ARKI et Adrien ALLARD qui m'ont accueillie au sein du groupe ERTD. Merci pour leur disponibilité et leur soutien. Merci à la DIR Est et au CEI de Moncel-lès-Lunéville pour m'avoir permis de travailler sur un de leurs ouvrages. Merci également à Laurent FALK et son équipe qui m'ont permis d'accéder aux locaux du LRGP et de réaliser l'analyse de mes échantillons.

Merci à Béatrice BECHET et Julien LAURENT d'avoir répondu à mes interrogations et de m'avoir invitée dans leurs laboratoires où les discussions ont été très enrichissantes pour le déroulement de la thèse.

Merci à l'équipe ERTD et de la VH pour leur bonne humeur au quotidien et leur excellente ambiance de travail.

Je remercie tous ceux qui m'ont aidée sur le terrain : Ludovic ETIENNE, Claude TROTZIER, Jérémie THIRIAT et leur précieux conseils. Merci à Steve PONTVIANNE et Arthur pour l'analyse par chromatographie ionique et par COTmètre. Et bien sûr, merci à l'équipe de choc : Laurent, Lucie, Jalil, Choupinet et ses Farfadets pour l'analyse de mes nombreux échantillons et les cours de chimie improvisés.

Enfin, merci à Rémi qui grâce à ces nombreuses casquettes m'a apporté un énorme soutien dans le bureau comme à l'extérieur. Merci aux doctorants, docteurs et camarades de bureau pour leurs conseils scientifiques ou non et les nombreuses discussions autour de jeux de sociétés ou portant sur les vaisseaux spatiaux russes et les grands-pères. Merci Abder, Ryad, François, Carole, Lorraine, Mathilde, Zeinab, Maïa, Pauline, Edouard, Andrès, Félipe, Bastien, Nicolas, Marylou, Juliette, Mélanie, Victoria, Théo, Oriane, Coralie, Azin, Pierre, Jade, Jérémy, Vivien, Clotilde, MAD, Béré!

Merci aux membres de la GEG avec qui j'ai pu partagé des moments très enrichissants : Charles, Sylvie, Nadine, Emilie, Gilles, Pierre, Laurie, Ninon, Christelle.

Et bien sûr merci à la famille de m'avoir toujours supportée bien qu'à distance durant ces années.

Table des matières

Liste des figures	x
Liste des tableaux	xii
Introduction générale	1
I État de l’art et description du système routier du bassin de rétention-décantation d’Azerailles	5
1 Synthèse bibliographique	7
1.1 Introduction	8
1.2 Fondants routiers pour assurer la viabilité hivernale	9
1.3 Transport des polluants depuis la chaussée	16
1.4 Impacts sur les compartiments environnementaux	20
1.5 Traitement de eaux de ruissellement routières	30
1.6 Conclusion et objectifs de la thèse	34
2 Matériels et méthodes	37
2.1 Site d’étude : le bassin d’Azerailles	38
2.2 Description du suivi et de l’instrumentation	42
2.3 Suivi de la concentration en chlorure	44
2.4 Mesure du débit	47
2.5 Conclusion	50
3 Transfert et rétention des fondants routiers	51
3.1 Introduction	52
3.2 Description des conditions météorologiques	52
3.3 Relation entre conductivité et concentration en chlorure	54
3.4 Suivi de l’eau de ruissellement	59
3.5 Évolution de la concentration en chlorure	63
3.6 Devenir des fondants routiers présents sur la chaussée	66

3.7	Devenir des fondants routiers entrant dans le bassin	69
3.8	Conclusion	71
II Influence des fondants routiers sur le système étudié		73
4	Matériels et méthodes	75
4.1	Analyse des fondants routiers	76
4.2	Mesure des paramètres physico-chimiques dans la colonne d'eau	76
4.3	Échantillonnage	77
4.4	Caractérisation de la qualité de l'eau	79
4.5	Caractérisation des matières en suspension	80
4.6	Caractérisation du sédiment et du sol de fossé	82
4.7	Analyse statistique	83
4.8	Conclusion	83
5	Influence du NaCl sur le transport des particules solides	85
5.1	Introduction	86
5.2	Variations des concentrations en MES	86
5.3	Flux de MES et influence des fondants routiers	89
5.4	Composition des MES	93
5.5	Test d'agrégation du sédiment en présence de sels	104
5.6	Conclusion	107
6	Influence du NaCl sur les eaux	111
6.1	Introduction	112
6.2	Influence des conditions hivernales sur la stratification des eaux du bassin	112
6.3	Influence des fondants routiers sur les eaux entrant dans le bassin	114
6.4	Composition des eaux en sortie de bassin	124
6.5	Influence des fondants routiers sur les ETM	124
6.6	Influence de l'hiver sur le sédiment et le sol des fossés	131
6.7	Conclusion	136
Conclusion générale		141
Bibliographie		146

Liste des figures

1.1	Dispersion des polluants (d'après Pagotto 1999)	9
1.2	Diagramme de phase NaCl-eau (Suaire, 2015)	11
1.3	Mécanismes de dispersion des fondants routiers (d'après Blomqvist, 2001)	17
1.4	Concentrations en ETM dans les sols selon leurs distances de la route (Werkenthin <i>et al.</i> , 2014)	20
1.5	Représentation de la double-couche	23
1.6	Schéma du cycle annuel de stratification thermique d'un lac profond tempéré (Rondel <i>et al.</i> , 2012)	28
1.7	Schéma de synthèse des problématiques et de la démarche adoptée	35
2.1	Bassin versant du bassin de rétention d'Azerailles	39
2.2	Profil de la route, BAU : bande d'arrêt d'urgence, TPC : terre-plein central	39
2.3	Formation du sous-sol	40
2.4	Bassin de rétention d'Azerailles	40
2.5	Schéma du regard d'entrée durant l'hiver 2016-2017, photo du seuil à l'installation (haut) et suite à un événement pluvieux (bas)	43
2.6	Schéma du regard d'entrée durant l'hiver 2017-2018, photo du seuil suite à un événement pluvieux	43
2.7	Schéma du regard de sortie, photo de la grille de sortie	44
2.8	Schéma du regard de sortie, visualisation de la buse	47
2.9	Dessin du bassin sous Salomé (a), surface et volume en fonction de la hauteur d'eau (b)	49
2.10	Schéma de l'instrumentation du bassin d'Azerailles	50
3.1	Fig.6 : Cumul mensuel des précipitations et température moyenne mensuelle entre octobre 2016 et avril 2017	52
3.2	Condition hivernale durant la période I : évolution des salages (croix rouges), de la précipitation horaire (histogramme noir), de la température journalière (courbe bleue), avec les phénomènes neigeux (ronds rouges) et les épisodes verglaçants (croix bleues)	53

3.3	Condition hivernale durant la période II, évolution des salages (croix rouges), de la précipitation horaire (histogramme noir), de la température journalière (courbe bleue), avec les phénomènes neigeux (ronds rouges) et les épisodes verglaçants (croix bleues)	54
3.4	Graphique de la relation conductivité en fonction de la concentration en chlorure durant les périodes étudiées	56
3.5	Evolution mensuelle de la conductivité en fonction de la concentration en chlorure durant les périodes étudiées	57
3.6	Variation de la conductivité en fonction de la concentration en chlorure durant les périodes étudiées	58
3.7	Exemple d'événements pluvieux utilisés pour déterminer le temps de réponse de l'eau sur la chaussée	60
3.8	Évolution de la concentration de chlorure en entrée (rouge) et sortie (vert) du bassin durant les périodes I (a) et II (b)	64
3.9	Évolution de la concentration de chlorure en entrée (rouge) et sortie (vert) du bassin durant les périodes I (a) et II (b)	65
3.10	Exemple de l'intervalle (flèches) entre la conductivité (courbe rouge) et les salages (croix noires), en bleu l'évolution de la hauteur d'eau en entrée du bassin	67
3.11	Récapitulatif des principaux résultats sur les flux durant les deux périodes étudiées, I (2016-2017) et II (2017-2018)	72
4.1	Points de mesure de la conductivité et zones de prélèvement	77
4.2	Points de mesure de la conductivité	78
4.3	Schéma récapitulatif des échantillonnages et des analyses effectuées	84
5.1	Distributions des concentrations en MES entre 2016-2017 (a) et 2017-2018 (b), avec une représentation de la moyenne (point rouge) et de l'écart type (barres rouges)	87
5.2	Relation entre la concentration en MES et le débit	87
5.3	Évolution du flux de MES durant une campagne selon le temps sec précédant la campagne	88
5.4	Concentration en MES par événement durant la période hivernale 2017-2018	92
5.5	Coloration des MES sur les filtres séchés	95
5.6	Coloration des insolubles provenant des fondants routiers sur filtre sec	95
5.7	Observation par microscopie électronique à balayage (MEB) de filtres en période de salage (15 février 2018)	98
5.8	Observation par MEB de filtres hors période de salage (20 mars 2018)	99
5.9	Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge F= filtre, LAB= alkyl-benzène linéaire (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources)	100

5.10	Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 7 décembre 2017 (noir) (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources) .	101
5.11	Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 7 décembre 2017 (noir) en mode analyse d'ion unique 1. Alcane, 2. HAP, 3. Tritenpane pentacycliques (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources) .	101
5.12	Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 23 mars 2017 (noir) (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources)	102
5.13	Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 23 mars 2017 (noir) en mode analyse d'ion unique 1. Alcane (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources)	102
5.14	Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et des filtres hors salage (noir) en mode analyse d'ion unique	103
5.15	Evolution de la turbidité	106
5.16	Turbidité des béciers à t+5min. Condition : particules + NaCl	107
5.17	Récapitulation des principaux résultats	109
6.1	Comparaison de la concentration en Cl^- (a) et en Na^+ (b) en trois points du bassin durant 3 campagnes	112
6.2	Mesure de la conductivité (a) et de la température (b) sur la colonne d'eau le 5 mars 2017	115
6.3	Mesure de la conductivité (a) et de la température (b) sur la colonne d'eau le 15 mars 2017	115
6.4	Évolution du pH durant la période 2016-2017 et la période 2017-2018	117
6.5	Évolution de la concentration en Cl^- et SO_4^{2-} en entrée durant la période 2016-2017 et la période 2017-2018	118
6.6	Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en entrée, durant la période 2016-2017	121
6.7	Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en entrée, durant la période 2016-2017	121
6.8	Échantillon du dépôt de calcaire présent dans le regard d'entrée	122
6.9	Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en sortie, durant la période 2016-2017	125
6.10	Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en sortie, durant la période 2016-2017	125
6.11	Évolution de la concentration en Zn dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) durant la période 2016-2017 (a) et 2017-2018 (b) en entrée (courbes oranges) et en sortie (courbes bleues) du bassin	129
6.12	Photo d'une carotte de sol des fossés enherbés	132
6.13	Distribution de la granulométrie du sédiment	132
6.14	Distribution de la granulométrie du sédiment	133
6.15	Schéma récapitulatif des principaux résultats	139

6.16	Dynamique de transfert des fondants routiers et influence sur le milieu routier .	144
------	---	-----

Liste des tableaux

1.1	Récapitulatif des critères de choix des fondants (d'après Setra 2013)	13
1.2	Composition du sel de voirie, Varangéville d'après Durickovic (2008) et les analyses internes	14
1.3	Concentrations totales des métaux dans les eaux de ruissellement en $\mu\text{g.L}^{-1}$ (mix-max)	21
1.4	Concentrations moyennes des métaux dans les sols en mg.kg^{-1} de poids sec	21
2.1	Qualité des eaux de la Meurthe en différents points de la Meurthe (Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2015) (cond. : conductivité)	41
2.2	Récapitulatif de l'instrumentation du bassin	46
2.3	Composition des fondants utilisés, exprimées en pourcentage massique (LD : limite de détection)	47
3.1	Bilan hydrique : récapitulatif	62
3.2	Récapitulatif du devenir du Cl^- dans le système routier d'Azerailles	70
4.1	Récapitulatif des prélèvements effectués en entrée et en sortie (entre parenthèses)	80
4.2	Caractéristiques des filtres analysés	81
5.1	Caractéristiques des campagnes étudiées (date, conditions de précipitations, sel et MES entrant, ruissellement, masse MES max, CME)	91
5.2	Corrélation de Spearman	91
5.3	Distribution des tailles de particules	96
6.1	Composition des eaux entrant dans le bassin en 2016-2017 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)	118
6.2	Composition des eaux entrant dans le bassin en 2017-2018 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)	119
6.3	Composition des eaux en sortie de bassin en 2016-2017 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)	126
6.4	Composition des eaux en sortie de bassin en 2017-2018 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)	127

6.5	Emission du zinc par différentes sources (Pagotto, 1999) (4 000 000 véhicules sur un sens de l'A11)	129
6.6	Caractéristiques des sédiments	134
6.7	Caractéristiques des fossés enherbés	135
6.8	Composition chimique des sédiments	137
6.9	Composition chimique des sol de fossés	137

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le réseau routier français, long de plus de 1 million de km, permet la circulation de plus de 39 millions de véhicules par an. Cette forte densité du réseau nécessite une surveillance et une réactivité constantes des acteurs, afin d'assurer la sécurité des usagers. En période hivernale, elle est mise à rude épreuve par des conditions météorologiques dangereuses (neige et verglas). Aussi, afin de répondre à cette préoccupation tout en assurant un haut niveau de service, des quantités importantes de fondants routiers sont épandues sur les réseaux. Le fondant le plus utilisé est le chlorure de sodium (NaCl), dont la consommation peut atteindre deux millions de tonnes par an. Les évolutions des pratiques de gestion et d'épandage permettent de raisonner son utilisation, mais les fortes quantités mises en jeu soulèvent des préoccupations environnementales. Les fondants routiers épandus sur les chaussées sont évacués par transport éolien ou *via* les eaux de ruissellement. Ils peuvent alors contaminer l'environnement récepteur, et des effets toxiques sont observés sur les organismes vivants terrestres et aquatiques (*e.g.* micro-organismes du sol, végétaux supérieurs, amphibiens). Par ailleurs, l'apport de ce sel modifie la physico-chimie des milieux aquatiques et terrestres ; il peut influencer notamment la spéciation des éléments traces métalliques et la mobilisation de colloïdes, porteurs de pollution.

En milieu routier, l'imperméabilisation des sols modifie l'écoulement des eaux pluviales et leur infiltration, menaçant les milieux récepteurs. Aussi, pour éviter ces désordres, les eaux de ruissellement sont, en général, collectées par des bassins de traitement, tels que les bassins de rétention-décantation. Ils permettent d'écrêter les débits pour éviter i) les inondations des chaussées, causes de fragilisation des structures et accidents et ii) l'augmentation brusque du débit des cours d'eau, qui entraîne la dégradation de leur qualité et l'inondation des environnements anthropisés. Ils améliorent le rétablissement du continuum entre les flux d'eau de la chaussée et les flux des cours d'eau naturels. Ils ont aussi la capacité de gérer la pollution des eaux provenant des chaussées. Lorsqu'une pollution accidentelle arrive dans l'ouvrage, elle y est confinée avant d'être évacuée par les gestionnaires. De plus, le bassin a un rôle d'abattement sur la pollution chronique *via* des processus de dilution des polluants et de sédimentation des matières en suspension, phase porteuse de la plus grande part de la charge polluante métallique.

Cependant, en périodes hivernales rigoureuses, le milieu routier est soumis à de fortes contraintes. La présence de neige et verglas couplée à l'épandage de fondants routiers peut entraîner une augmentation de la charge polluante totale, une dégradation des accotements et la réduction de l'efficacité de traitement des bassins de rétention-décantation. Ce travail de thèse a été effectué dans le cadre d'un partenariat entre le Cerema et l'Université de Lorraine. Le Cerema

s'intéresse aux pratiques permettant le maintien d'un haut niveau de service et la sécurité des usagers de la route, afin de toujours améliorer le coût économique et environnemental de ces services. Le laboratoire de Nancy, plus particulièrement, s'intéresse aux impacts des fondants routiers sur l'environnement et aux techniques de dépollution telles que la phytoremédiation. Cette thèse s'inscrit pleinement dans ces problématiques.

L'objectif de ce travail est d'évaluer le transport du NaCl au sein du système routier, son influence sur les polluants routiers et son impact sur l'efficacité des bassins de traitement des eaux de ruissellement. L'objet d'étude est un bassin de rétention-décantation situé sur une route nationale (2x2 voies) à trafic moyen en Lorraine. Il s'agit de s'intéresser aux processus et mécanismes impliqués dans la modification de la qualité des eaux de ruissellement en hiver et de comprendre l'implication du NaCl. Les questions scientifiques posées sont alors :

- **Quelle proportion des fondants routiers épandus est collectée par le bassin de rétention-décantation ?**
- **Le bassin a-t-il la capacité de retenir durablement les fondants routiers ?**
- **Quelles sont les influences des fondants routiers sur les matières en suspensions entrant dans le bassin, la composition chimique des eaux, des sédiments et des fossés enherbés ?**
- **L'efficacité de traitement de la charge polluante métallique par le bassin est-elle impactée par la présence de fondants routiers ?**

Pour répondre à ces questions, la thèse s'organisera en deux grandes parties.

La première partie a pour but, dans un premier temps, de dresser l'état de l'art autour de cette problématique et, dans un deuxième temps de définir le système étudié en s'intéressant aux flux de fondants routiers et d'eau. Cette partie est organisée en trois chapitres.

Le **chapitre 1** portera sur la présentation des fondants routiers et leur utilisation, et sur l'émission des polluants métalliques issus du milieu routier. Leur dispersion depuis la chaussée vers l'environnement et leurs impacts environnementaux seront abordés. L'accent sera mis sur l'influence du NaCl sur ces polluants. Le fonctionnement des bassins de rétention-décantation et l'impact du NaCl sur celui-ci seront également décrits.

Le **chapitre 2** permettra de décrire le bassin et le bassin versant et de détailler les méthodes de calculs des flux d'eau et de fondants routiers.

Le **chapitre 3** sera consacré à la présentation du système routier étudié et au devenir du NaCl en son sein. Le trajet des eaux de ruissellement vers l'environnement récepteur sera détaillé. L'évolution du NaCl épandu sur la chaussée et transporté par les eaux de ruissellement sera présentée, en mettant en avant l'influence du fonctionnement du bassin sur le transfert des eaux et du NaCl vers le milieu récepteur.

La seconde partie portera sur l'influence des fondants routiers au sein du système étudié.

Le **chapitre 4** décrira les méthodes de prélèvements sur site et les analyses permettant de caractériser l'évolution du système en présence du NaCl.

Le **chapitre 5** décrira l'influence du NaCl sur les particules solides transitant dans le système étudié. La concentration en matière en suspension entrant dans le bassin et sa composition sera observée en période de salage et hors période de salage afin de déterminer l'influence de l'hiver et plus particulièrement des fondants routiers sur ces solides considérés comme faisant partie de la charge polluante.

Le **chapitre 6** s'intéressera à l'influence du NaCl sur les éléments traces métalliques émis depuis la chaussée et sur leur spéciation. L'évolution de ces éléments dans la colonne d'eau sera comparée à son évolution dans les sols et fossés.

La thèse s'achèvera sur une conclusion générale reprenant l'ensemble des principaux résultats et des perspectives aussi bien d'un point de vue de la recherche que des applications.

Première partie

État de l'art

et description du système routier
du bassin de rétention-décantation
d'Azerailles

Chapitre 1

Synthèse bibliographique

Sommaire

1.1	Introduction	8
1.2	Fondants routiers pour assurer la viabilité hivernale	9
1.2.1	Viabilité hivernale	9
1.2.2	Fondants routiers	10
1.2.3	Utilisation et devenir du NaCl	12
1.2.4	Impact du NaCl sur les infrastructures	15
1.2.5	Impact du NaCl sur les polluants métalliques	15
1.3	Transport des polluants depuis la chaussée	16
1.3.1	Transport du NaCl	16
1.3.2	Transport des ETM	18
1.4	Impacts sur les compartiments environnementaux	20
1.4.1	Impacts sur le sol	20
1.4.2	Impacts sur les eaux	26
1.4.3	Impacts sur les organismes vivants	29
1.5	Traitement de eaux de ruissellement routières	30
1.5.1	Typologie des bassins routiers	30
1.5.2	Écoulement et transport des polluants dans les bassins de rétention-décantation	32
1.5.3	Influence des conditions hivernales sur l'efficacité des bassins	33
1.6	Conclusion et objectifs de la thèse	34

1.1 Introduction

Le transport routier constitue une source de pollution qui engendre des perturbations susceptibles d'affecter les écosystèmes, les ressources naturelles, *etc.* (Setra, 2007).

On distingue trois grandes classes de pollution routière :

- la pollution saisonnière correspond à l'émission de polluants durant une période précise de l'année (*e.g.* fondants routiers en hiver) ;
- la pollution accidentelle, observée lors de l'apport de fortes concentrations en polluants sur une brève période (*e.g.* déversement d'hydrocarbures, produits chimiques) ;
- la pollution chronique, émise de manière continue à faible concentration. Les polluants sont issus des véhicules (*e.g.* échappement, usure des pneumatiques, des garnitures de freins), de l'usure des infrastructures (*e.g.* glissières de sécurité, panneaux de signalisation, chaussées). Les polluants émis sont classés en trois grandes familles : (1) les polluants globaux (matières en suspension, charges organiques), (2) les micropolluants inorganiques (éléments traces métalliques) et (3) les micropolluants organiques (hydrocarbures et hydrocarbures aromatiques polycycliques).

Dans ce travail de thèse, nous nous focalisons sur la pollution saisonnière causée par l'épandage de fondants routiers durant les périodes hivernales. En effet, la survenue de certains phénomènes météorologiques, tels que le verglas ou la neige, nécessite la mise en place d'actions pour répondre aux exigences de sécurité et de transport des usagers des réseaux routiers. Ces actions passent notamment par l'utilisation de fondants routiers comme le chlorure de sodium (NaCl).

Les ions Na^+ et Cl^- issus de la dissolution du NaCl dans l'eau sont particulièrement mobiles et contaminent l'environnement rapidement, sur de grandes distances autour des infrastructures routières. Bien que le NaCl ne soit pas considéré comme un polluant dans la réglementation française, à fortes concentrations les ions Na^+ et Cl^- peuvent impacter les sols, les eaux souterraines et superficielles et menacent les biotopes les occupant (James *et al.*, 2003 ; Harless *et al.*, 2011 ; Van Meter *et al.*, 2011 ; Milotic *et al.*, 2017). Ils influencent également les propriétés physico-chimiques du milieu (Löfgren, 2001 ; Ramakrishna et Viraraghavan, 2005 ; Kim et Koretsky, 2013 ; Dailey *et al.*, 2014 ; Rhodes et Guswa, 2016) et peuvent modifier la mobilité des éléments traces métalliques (ETM) (Amrhein *et al.*, 1992 ; Bauske et Goetz, 1993 ; Löfgren, 2001 ; Norrström et Bergstedt, 2001 ; Bäckström *et al.*, 2003 ; 2004 ; Norrström, 2005 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Sun *et al.*, 2015). En présence de NaCl, les ETM adsorbés sur les matières organiques et minérales peuvent migrer à travers les sols et contaminer de nouveaux compartiments.

Le NaCl comme les ETM sont transportés depuis la chaussée sous forme de dépôts secs ou humides par le transport éolien ou lors d'événements pluvieux. Ils peuvent être lessivés vers les réseaux de collecte ou projetés sous forme de gouttelettes dispersées par les véhicules (figure 1.1).

Ce chapitre présente les connaissances acquises sur les fondants routiers, leur influence sur les ETM, avant de s'orienter vers le transport et les impacts de ces polluants. Il décrit également

le traitement des fondants routiers par les bassins de rétention-décantation.

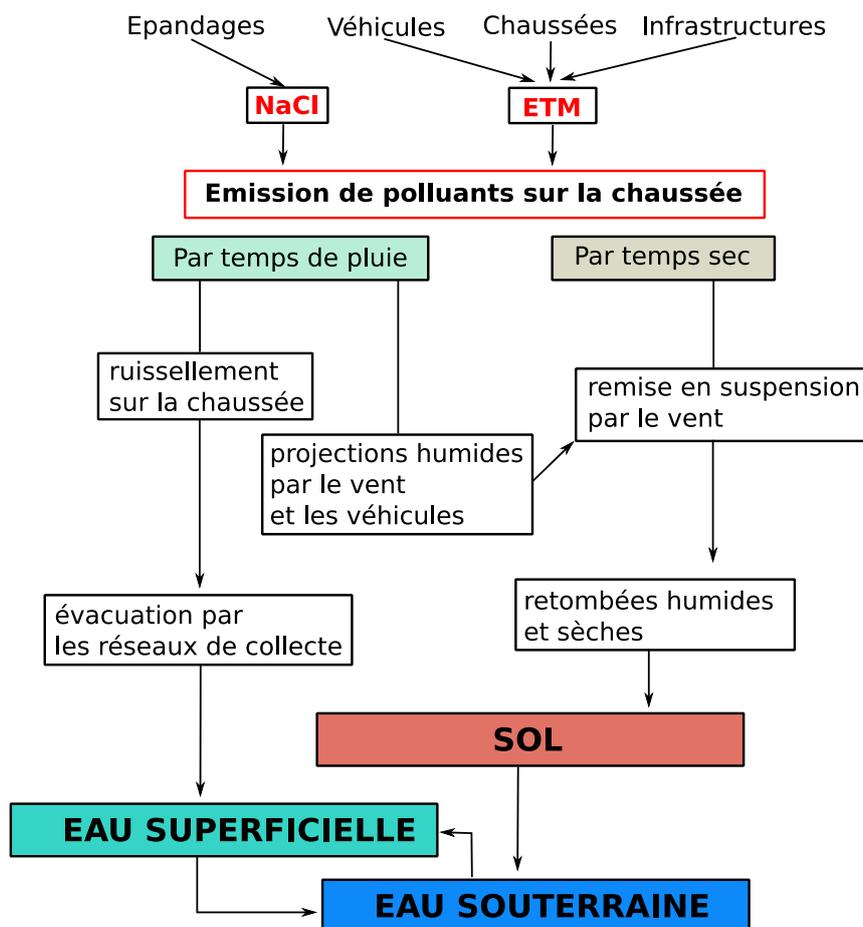


FIGURE 1.1 – Dispersion des polluants (d'après Pagotto 1999)

1.2 Fondants routiers pour assurer la viabilité hivernale

1.2.1 Viabilité hivernale

En conditions hivernales rigoureuses, certains phénomènes météorologiques entraînent une réduction de l'adhérence des véhicules à la chaussée (réduction des forces de frottement entre les pneus et la chaussée) (Pokorski *et al.*, 2012). Cette dégradation de l'état de surface de la route augmente le risque d'accidents. Dans ce contexte, les gestionnaires et acteurs de l'exploitation routière (*e.g.* pouvoirs publics, exploitants autoroutiers) ont la responsabilité d'assurer la **viabilité hivernale** du réseau. Celle-ci englobe l'ensemble des actions et décisions visant à s'adapter ou combattre les conséquences des phénomènes hivernaux sur les réseaux routiers, afin d'assurer le maintien du service sur ces réseaux et la sécurité des usagers.

Un grand nombre de pays d'Europe, certains pays d'Afrique (tels que le Maroc), d'Asie, d'Amérique du Nord et du Sud sont soumis à la problématique de l'emploi des fondants routiers (Databook, 2018). La stratégie de gestion hivernale des réseaux varie selon chaque pays. Les

acteurs doivent prendre en compte les conditions météorologiques, l'utilisation de la route (*e.g.* intensité du trafic, vitesse), l'équipement des véhicules, *etc.* Une bonne gestion de la viabilité hivernale est très importante afin de limiter les coûts économiques et environnementaux tout en assurant un haut niveau de service.

Plusieurs pays d'Europe (Allemagne, Finlande, Norvège, Suède, Suisse) et le Canada affichent une préoccupation pour le danger que constituent les fondants routiers pour l'environnement. Ils ont introduit dans leur code de l'environnement la réglementation de l'usage des fondants routiers et l'interdiction de leur utilisation dans les zones vulnérables. Le Canada a inscrit les fondants routiers sur le tableau des produits toxiques de la loi Canadienne pour la protection de l'environnement (Loi pour la protection de l'environnement, 2001).

La France possède un réseau routier dense d'environ 1 088 090 km (dont 1 067 514 km de routes communales et départementales qui correspondent à 66 % du trafic routier, 12 356 km d'autoroutes cumulant 30 % du trafic et 8 220 km de routes nationales concentrant 4 % du trafic) (LUSIRF, 2018). L'État encadre la viabilité hivernale à l'aide de réglementations, de normes et de guides destinés à assurer la sécurité des biens et des personnes (*e.g.* Arrêté du 2 janvier 1987 relatif à la signalisation complémentaire des véhicules d'intervention urgente et des véhicules à progression lente, Décret du 18 novembre 1996 relatif aux engins de service hivernal et modifiant le code de la route). Bien qu'aucune réglementation ne traite de l'impact environnemental des fondants routiers, une sensibilisation accrue et le cadre de gestion permettent de réduire les impacts environnementaux. Des actions sont mises en œuvre pour améliorer les sites de stockage et le mode d'épandage afin de limiter les pertes. Le Cerema a rédigé des guides destinés à orienter le choix des fondants ou améliorer la gestion des stockages (Cerema, 2015 ; 2016). Actuellement, le Cerema et plus particulièrement le laboratoire de Nancy, travaille à l'amélioration des traitements des eaux de ruissellement routières chargées en fondants routiers (Suaire *et al.*, 2016 ; Durickovic *et al.*, 2018).

1.2.2 Fondants routiers

Plusieurs techniques peuvent être utilisées afin d'assurer la viabilité des réseaux, notamment l'utilisation d'abrasifs tels que la pouzzolane ou les graviers dont le but est d'améliorer l'adhérence des pneus à la chaussée ou l'utilisation de fondants chimiques minéraux ou organiques afin d'éliminer la glace présente sur la chaussée. Le traitement chimique est la méthode la plus utilisée en France et dans de nombreux pays (Databook, 2018).

Un fondant routier est un produit dont les caractéristiques physiques permettent de déplacer l'équilibre des phases de l'eau afin d'abaisser son point de fusion (figure 1.2). Le fondant est constitué de trois composants :

- le composé chimique principal, ou principe actif, qui mélangé à l'eau, abaisse le point de fusion ;
- les additifs, tels que l'anti-mottant qui permet d'éviter la prise en masse ;

- les insolubles et impuretés comme les ETM, dont la quantité et la nature varient en fonction de l'origine du fondant, mais ne contribuent pas à l'efficacité du mélange.

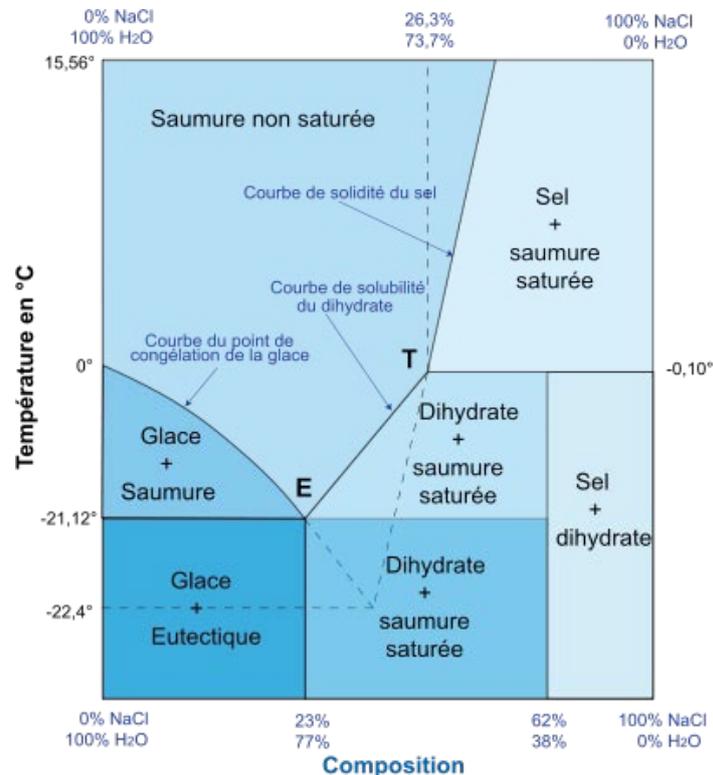


FIGURE 1.2 – Diagramme de phase NaCl-eau (Suaire, 2015)

Plusieurs types de fondants routiers existent : les fondants ioniques dont l'anion est le Cl^- (NaCl , CaCl_2 , MgCl_2 , KCl), des alcools (méthanol, éthanol, éthylène-glycol), des acétates ou des formiates (de chlorure ou de potassium), couplés à des inhibiteurs de corrosion (des acides poly-hydroxy-carboxyliques, du nitrate de calcium ou des amino-alcools) (Gaidis, 2004 ; Setra, 2013). Ces trois dernières familles étant moins corrosives que les fondants chlorés, elles sont utilisées dans les zones sensibles telles que les aéroports (Setra, 2013).

Le choix du fondant repose sur plusieurs facteurs (tableau 1.1) :

- la température d'eutexie (température de fusion du mélange eau-fondant) à une concentration massique (CM) de fondants donnée ;
- son prix ;
- l'Humidité Relative d'Équilibre (HRE), valeur seuil de l'humidité relative de l'air (exprimée en % et à une température donnée) au-delà de laquelle le fondant absorbe l'humidité ambiante et se dissout ;
- le Pouvoir Fondant Immédiat (PFI) qui donne la quantité de produits de fonte formés par 1 g de fondant en 20 min ;
- le "Skid Resistance Tester" (SRT) qui est un coefficient d'adhérence du pneu sur la chaussée (non présenté dans le tableau).

Le chlorure de sodium est efficace jusqu'à $-21\text{ }^{\circ}\text{C}$ en laboratoire ($-8\text{ }^{\circ}\text{C}$ sur la chaussée), il est bon marché, 3 à 25 fois moins cher que les autres fondants présentés (Vargas, 2014), et abondant sur la terre. C'est pourquoi, ce fondant est utilisé à plus de 99 % en France et dans le monde (Demers et Sage, 1990 ; Kjensmo, 1997 ; Thunqvist, 2004 ; Rodrigues *et al.*, 2010 ; Galuszka *et al.*, 2011 ; Kim et Koretsky, 2013).

Son utilisation s'est intensifiée depuis les années 1960, à cause de l'évolution de la qualité du niveau de service du réseau routier français. La quantité annuelle de fondants routiers épandue varie en fonction des conditions météorologiques. La France a utilisé entre 200 000 et 2 000 000 t de chlorure de sodium chaque année entre 1970 et 2010 (Setra, 2011). En raison de périodes hivernales moins rigoureuses, les quantités ont diminué pour atteindre 506 000 t en 2016¹.

1.2.3 Utilisation et devenir du NaCl

Le fondant routier est constitué du composé actif (NaCl) et d'impuretés auxquels sont ajoutés 114 mg.kg^{-1} d'hexacyanoferrate de sodium ou fer (agent anti-mottant). La composition du fondant routier extrait des mines de Varangéville et additivé est présentée dans le tableau 1.2. La mine de Varangéville est la seule mine en activité en France qui extrait le sel de gemme commercialisé en France et utilisé lors du salage des routes de Lorraine.

Le NaCl en solution dans l'eau se dissocie en ions Na^+ et Cl^- (respectivement 40 et 60 % massique). Ces ions présentent des propriétés différentes : les Cl^- ne sont pas ou peu impliqués dans les réactions chimiques avec les composés dissous ou les particules, alors que les ions Na^+ réagissent plus facilement. Aussi, le Cl^- est plus mobile (conservatif) que l'ion Na^+ (non-conservatif).

Sous pression atmosphérique, l'eau pure possède un point de fusion à $0\text{ }^{\circ}\text{C}$, en dessous duquel elle est sous forme solide et peut former du verglas sur la chaussée. Il est possible de diminuer le point de fusion et donc de déplacer l'équilibre au profit de la phase liquide à l'aide de fondants routiers. Le chlorure de sodium atteint le point de fusion le plus bas ($-21\text{ }^{\circ}\text{C}$) pour des saumures (solutions aqueuses de NaCl) concentrées à 23 %. Au-delà, le dihydrate de chlorure de sodium se forme et constitue un risque pour l'adhérence des véhicules sur la chaussée (figure 1.2).

"Le cycle de vie du sel utilisé comme fondant routier englobe toutes les activités liées à son utilisation, de sa production à l'épandage (Setra, 2013)." À chaque étape, la perte de fondants entraîne des impacts sur l'environnement. Le mode de stockage du sel a une influence importante sur les pertes. Pour réduire celles-ci et optimiser les services rendus, certaines règles doivent être respectées, concernant notamment l'implantation du stockage et sa capacité en vue de répondre aux préoccupations environnementales. Il est nécessaire de réduire les déversements intempestifs dans l'environnement, en favorisant la récupération des eaux de plateforme pour les centrales à saumure et en construisant des abris pour protéger les tas de sel, souvent entreposés à l'air libre. Ces abris permettent de réduire les risques de dissolution et les variations de teneur en eau du sel. À l'air libre, le stock en grains (300 à 400 t) est soumis aux précipitations en

1. communication de Asselvia (association pour le sel au service de la viabilité hivernale)

TABLEAU 1.1 – Récapitulatif des critères de choix des fondants (d'après Setra 2013)

	Température eutexie (°C)	Coût HT (€/T)*	HRE (25°C) (%)	PFI (ml)
CaCl ₂	-51,6 (CM 30 %)	350	45	6,2
NaCl	-21,1 (CM 23 %)	80	75	0,72 à 1,12
MgCl ₂	-33 (CM 22 %)	120 à 200	33	ND
KCl	-11 (CM 20 %)	450	85	ND
Méthanol	-98	ND	ND	ND
Ethanol	ND	ND	ND	ND
Ethylène-glycol	-51	ND	ND	ND
Acétate de Na ⁺	-60 (CM 49 %)	1300 à 1600	22,5	2,66 à 7,37
Acétate de potassium	-15	1300 à 1600	ND	ND
Formiate de Na ⁺	-12	1300 à 1600	ND	0,96
Formiate de potassium	-58	1300 à 1600	ND	2,2 à 2,46

*Les coûts sont fournis à titre indicatif. De grandes fluctuations peuvent être relevées dans les prix en fonction des qualités livrées, des conditionnements, de l'offre du marché, etc.

TABLEAU 1.2 – Composition du sel de voirie, Varangéville d’après *Durickovic (2008)* et les analyses internes

Soluble (% sur le sec)		Insoluble (5,27%)	
Cl ⁻	56,4		
Na ⁺	36,6	Silicate	90 %
SO ₄ ²⁻	1,43	Carbonate	5 %
Ca ²⁺	0,36	Sulfate	5 %
Mg ²⁺	0,02		
K ⁺	0,009		
Hexaferrocyanure 0,05 %			

moyenne de 750 mm.an⁻¹, la perte annuelle est estimée entre 3 et 5 % du tonnage total. En outre, la teneur en eau peut atteindre 7 à 8 % et conduire à des irrégularités de dosage à l’épandage. Cependant, les abris en acier et béton sont soumis à une corrosion précoce fragilisant les ouvrages et entraînant des risques de pollution du sel par les métaux (*Setra, 2013*).

L’épandage reste, toutefois, la principale activité polluante.

Le NaCl n’est efficace que sous forme dissoute. Sa dissolution dépend de sa concentration et de la quantité d’eau disponible, celle-ci pouvant provenir des précipitations, de l’humidité de l’air ou de l’eau sur la surface de la chaussée. Pour lutter contre la présence de verglas ou de neige sur la chaussée, le fondant peut être appliqué sous trois formes différentes :

- sous forme de grains, cette méthode convient pour des périodes très humides (présence de neige sur la chaussée) ;
- sous forme de saumure (mélange d’eau et de 30 % massique de sel), la saumure adhère à la chaussée et est efficace par temps sec, mais est plus facilement lessivable ;
- sous forme de bouillie (mélange de saumure à 30% et de grains de sel), il s’agit d’une forme intermédiaire entre les grains et la saumure, qui est efficace dans de nombreuses situations.

Les acteurs de la viabilité hivernale devraient pouvoir faire varier les formes en fonction de phénomènes météorologiques. Cependant, chaque forme de fondant demande des épanduses spécialisées. La bouillie est la forme la plus utilisée par le Centre d’Exploitation et d’Intervention (CEI) de la Direction Interdépartementale des Routes Est (DIR Est) de Moncel-lès-Lunéville, en charge des traitements hivernaux des routes dans la zone du site expérimental suivi dans le cadre de cette thèse. Le dosage varie entre 10 et 20 g.m⁻² en fonction de la nature du phénomène météorologique traité.

Ces fortes quantités contaminent l’ensemble des compartiments environnementaux et entraînent des impacts importants sur les équilibres physico-chimiques (*Ramakrishna et Viraraghavan, 2005 ; Kim et Koretsky, 2013 ; Dailey et al., 2014 ; Rhodes et Guswa, 2016*), ainsi que sur la biodiversité aussi bien au niveau de la population que de l’individu (*James et al., 2003 ; Harless et al., 2011 ; Van Meter et al., 2011 ; Milotic et al., 2017*).

En raison des fortes concentrations dans l'environnement, le NaCl devient un marqueur de la pollution anthropique (Rhodes *et al.*, 2001 ; Long *et al.*, 2015), qui suscite d'importantes préoccupations quant à son impact sur les infrastructures et l'environnement (Setra, 2013).

1.2.4 Impact du NaCl sur les infrastructures

La présence de NaCl sur la chaussée entraîne une fragilisation des infrastructures routières due à la dégradation des bétons et une corrosion accélérée des véhicules. Par exemple, Cunningham *et al.* (2008) ont mené une étude sur une aire urbaine modérément dense de l'est de l'État de New-York, où les fondants routiers entraînent des dommages aux infrastructures nécessitant le remplacement de la maçonnerie, l'augmentation de l'entretien des routes pour réparer les nids-de-poule et le remplacement des gazons. En Amérique du Nord, la dégradation des plaques de béton de la chaussée et des joints entraîne un coût de plus d'un million de dollars par mile (Suraneni *et al.*, 2016).

Les cycles de gel/dégel couplés à la présence de fondants routiers favorisent l'effritement et la fracture du béton (Cody *et al.*, 1996). La présence de NaCl dans les ciments favorise la lixiviation d'hydroxyde, provoque la décalcification de la pâte et l'altération de l'ettringite $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12,26}\text{H}_2\text{O}$ en chloroaluminate (Lee *et al.*, 2000 ; Pruckner et Gjörv, 2004 ; Wang *et al.*, 2006). Les routes en bitume sont moins sensibles aux dégradations causées par les fondants routiers que les bétons (Shi *et al.*, 2009).

Les impacts du CaCl_2 , du MgCl_2 et d'autres produits utilisés en tant que fondants routiers, sur les infrastructures, sont encore plus importants que ceux du NaCl (Lee *et al.*, 2000 ; Pruckner et Gjörv, 2004).

En plus de fragiliser les structures de béton, le NaCl favorise également la corrosion, impactant la durabilité des bétons armés (Shi *et al.*, 2012) et des véhicules (Hallberg *et al.*, 2007). Par exemple, les alliages d'aluminium utilisés pour alléger les véhicules présentent une corrosion plus importante en présence de Cl^- (Schoukens *et al.*, 2018).

1.2.5 Impact du NaCl sur les polluants métalliques

En hiver, les concentrations en matières en suspension (MES) et en ETM augmentent dans les eaux de ruissellement et les sols de bords de routes (Bauske et Goetz, 1993 ; Westerlund *et al.*, 2003 ; Helmreich *et al.*, 2010 ; Valtanen *et al.*, 2014). Westerlund *et al.* (2003) ont observé une augmentation de la concentration en ETM dans les eaux de ruissellement lors de la fonte de la neige, ainsi qu'une plus grande proportion liée aux particules. Cette augmentation de la concentration en ETM a aussi été observée dans les sols de bord de route par Norrström et Jacks (1998) ; Bäckström *et al.* (2004).

Plusieurs auteurs ont démontré une corrélation entre les ETM présents dans les eaux de ruissellement avec la présence de NaCl (Helmreich *et al.*, 2010 ; Westerlund et Viklander, 2006). Cependant d'autres auteurs tels que Bäckström *et al.* (2003) ont montré une influence de la période hivernale, mais pas de l'utilisation des fondants routiers directement. L'augmentation de la concentration en ETM et en MES peut être influencée par différents paramètres : les

fondants routiers, la présence d'un manteau neigeux compact, l'utilisation de pneus neige, le temps froid et humide qui favorise la corrosion (Oberts, 2003 ; Bäckström *et al.*, 2004 ; Hallberg *et al.*, 2007 ; Helmreich *et al.*, 2010).

Dans ces travaux de thèse, nous nous focalisons sur le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), et le zinc (Zn) qui sont les principaux contaminants observés en milieu routier (Werkenthin *et al.*, 2014 ; Zafra *et al.*, 2017). Ils sont émis depuis différentes sources (Ball *et al.*, 1998 ; Legret et Pagotto, 1999 ; Davis *et al.*, 2001 ; Mangani *et al.*, 2005 ; Setra, 2006 ; Watmough *et al.*, 2017) :

- la dégradation des pneumatiques et des garnitures de freins entraîne la libération de Cd, Cu et Zn,
- l'usure des moteurs et des carrosseries émet du Cu et du Ni,
- les huiles et les graisses de lubrification contiennent du Cd et du Pb.

1.3 Transport des polluants depuis la chaussée

1.3.1 Transport du NaCl

Vers les sols. Le transport du NaCl hors de la chaussée s'effectue principalement dans les premières heures qui suivent l'épandage (Blomqvist et Johansson, 1999). Il est entraîné par divers vecteurs à des distances plus ou moins grandes de la route.

Il est influencé par de nombreux paramètres notamment l'intensité du trafic, la vitesse et le poids des véhicules, la durée et l'intensité neigeuse, la direction du vent, les propriétés du sol, de la végétation du bord de route, ainsi que le profil de la route (Blomqvist et Johansson, 1999 ; Blomqvist, 2001 ; Cunningham *et al.*, 2008 ; Lundmark et Jansson, 2008 ; Equiza *et al.*, 2017).

Le sel de voirie peut être directement projeté hors de la chaussée lors de l'épandage. Cette quantité peut représenter 20 à 40 % de la totalité du NaCl en grain épandu sur une année (Setra, 2011).

Le transport éolien représente 20 à 63 % des dépôts entre 2 et 40 m de la route. La forte variation de la concentration des dépôts est due aux conditions météorologiques, notamment la présence de neige évacuée sur le bord de la route qui stocke une partie du NaCl (Blomqvist et Johansson, 1999). Il peut également rejoindre le milieu naturel par nébulisation. Une fois dissous dans l'eau, des gouttelettes de NaCl sont transportées par les turbulences provoquées par les véhicules et le vent. Les transports par nébulisation se font sur une distance pouvant aller jusqu'à 400 m de la chaussée selon le profil de la largeur de la route, le trafic et les vents (Kelsey et Hootman, 1992 ; Setra, 2011). Cependant, jusqu'à 98 % sont retrouvés à une distance comprise entre 2 et 50 m (Demers et Sage, 1990 ; Blomqvist et Johansson, 1999 ; Lundmark et Jansson, 2008) (figure 1.3).

Bäckström *et al.* (2004) ont montré que la concentration en Cl^- dans la solution de sol (à 50 cm de profondeur) était de 815 mg.L^{-1} à 1 m de la route et de $34,2 \text{ mg.L}^{-1}$ à 30 m de la route pour atteindre $1,83 \text{ mg.L}^{-1}$ à 200 m de la route à 1x1 voies dont le trafic moyen journalier était de 7 400 véhicules/jour à Svanberg (Suède). Le même phénomène a été observé

à Stockholm (Suède) sur différents types de sol à 20 cm de profondeur (argileux, sableux ou agricole) (Lundmark et Olofsson, 2007). Néanmoins, la rétention du Cl^- dans les sols est dépendante de la structure du sol. Dans les sols argileux, la teneur en Cl^- mesurée correspondait à 12 % des fondants routiers épandus alors que dans les sols argicoles, cette teneur ne représentait que 8 % et 5 % dans les sols sableux (Lundmark et Olofsson, 2007).

Entre 20 et 60 % rejoignent les eaux de surface depuis le bassin versant suite à l'épandage (Howard et Haynes, 1993 ; Ruth, 2003 ; Novotny *et al.*, 2008 ; Meriano *et al.*, 2009 ; Perera *et al.*, 2013) et 10 à 50 % rejoignent les eaux souterraines (Blomqvist, 2001).

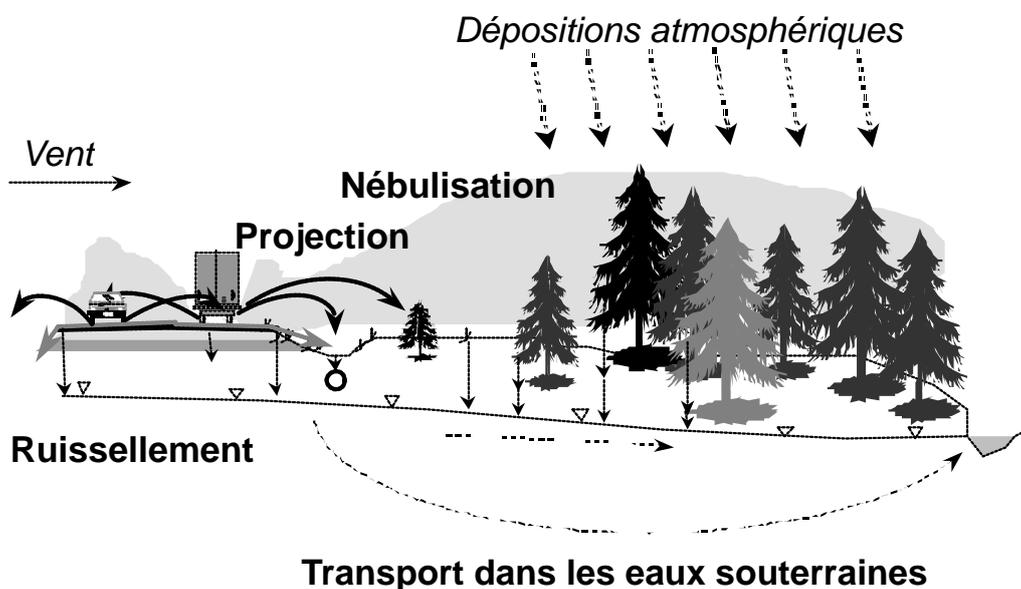
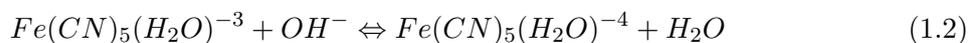
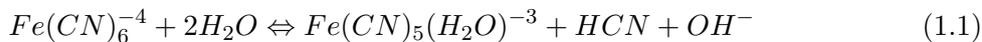


FIGURE 1.3 – Mécanismes de dispersion des fondants routiers (d'après Blomqvist, 2001)

Dans les eaux de ruissellement. Les eaux de ruissellement sont chargées en Na^+ et Cl^- en période hivernale. Selon la route, la concentration en Cl^- peut atteindre plus de 6 000 mg.L^{-1} , alors qu'en période estivale elle varie entre 12 et 15,7 mg.L^{-1} . Le Na^+ suit la même tendance avec une concentration en hiver pouvant atteindre 3 180 mg.L^{-1} et une concentration en été de 7 à 9 mg.L^{-1} , selon les conditions météorologiques, la configuration de la route et de l'environnement avoisinant (Bäckström *et al.*, 2003 ; Legret et Pagotto, 1999 ; Göbel *et al.*, 2007).

L'hexa-ferrocyanure de sodium $\text{Na}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ou de potassium $\text{K}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ utilisé en tant qu'anti-mottant se dissocie des fondants routiers au contact de l'eau. La concentration appliquée sur les fondants dépend de chaque pays : en France environ 113 mg.kg^{-1} d'anti-mottant sont ajoutés aux fondants routiers, au Chili 60 mg.kg^{-1} , au Canada entre 30 et 124 mg.kg^{-1} (Exall

et al., 2011). Dans les eaux, l'hexa-ferrocyanure de sodium se dissocie en cation sodium et anion ferrocyanure $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{-4}$, ion peu toxique (Broderius, 1973) qui, sous action de la photolyse, se dissocie en CN^- , HCN et $[\text{FeOH}_2(\text{H}_2\text{O})]_4$ selon les équations 1.1 puis 1.2 (Kuhn et Young, 2005).



Le cyanure libre est plus toxique pour les organismes que l'anion ferrocyanure (Meussen *et al.*, 1992). La forme HCN présente dans l'eau peut être éliminée par assimilation par les organismes et par volatilisation selon la température et la concentration (Kavanaugh *et al.*, 2003 ; Exall *et al.*, 2011). Peu d'études ont observé la présence de cyanure dans les eaux de surface issues de l'épandage des fondants routiers. Ohno (1990) a montré sur une plateforme de stockage du sel à ciel ouvert que 13,5 g.L^{-1} de chlorure étaient retrouvés dans les eaux de ruissellement alors que 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de cyanures (CN) étaient mesurés dans les eaux de surface à proximité. Exall *et al.* (2011) recensent deux autres études faisant état d'une concentration en cyanure dans les eaux de ruissellement comprise entre 3 et 270 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Le cyanure est réglementé par l'Agence pour la Protection de l'Environnement des États-Unis avec une concentration maximale autorisée de 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ dans les eaux de surface. Les limites de toxicité aiguë et chronique pour l'eau de surface sont respectivement de 22 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et 5,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (EPA, 2004).

Exall *et al.* (2011) rapportent l'estimation (de l'agence pour l'environnement du Canada) de la concentration en cyanure dans les eaux de ruissellement à partir des données de salage et de la concentration en ferrocyanure dans les fondants routiers. Ils estiment que 0,1 à 1,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de cyanure sont présents dans les eaux de ruissellement. D'après ces résultats, la concentration est très faible et le cyanure semble avoir un impact limité sur les milieux aquatiques. En résumé, le passage du ferrocyanure au cyanure libre peut se produire dans les eaux de ruissellement et les eaux de surface réceptrices, où le cyanure pourrait avoir des effets toxiques lorsqu'il est concentré. La volatilisation et la dissipation du HCN devraient réduire les niveaux de cyanure avec le temps d'exposition (Exall *et al.*, 2011). Le cyanure est également biodégradé par différents types d'algues (*e.g. Scenedesmus obliquus*) en azote et carbone (Gurbuz *et al.*, 2009).

1.3.2 Transport des ETM

Entre 80 et 95 % des ETM présents sur la chaussée se trouvent sous forme particulaire (Sansalone *et al.*, 1996 ; Ball *et al.*, 1998), dont la plus grande partie est fixée sur les fractions les plus fines (inférieures à 250 μm) des poussières de route, du sol ou des sédiments (Ball *et al.*, 1998 ; Bian et Zhu, 2009 ; Camponelli *et al.*, 2010). Les particules solides présentes sur la chaussée, appelées poussières, sont composées d'éléments issus du sol, de constituants métalliques anthropiques et de matériaux biogènes naturels. Elles sont issues de dépôts de particules en suspension provenant de sols, de la circulation routière ou d'autres pollutions anthropiques (Ferreira-Baptista et De Miguel, 2005 ; Bian et Zhu, 2009).

Camponelli *et al.* (2010) ont mis en évidence que 97 % de la masse totale des particules étaient composées des particules de taille supérieure à 63 μm , et 2 % des particules comprises entre 5 et 63 μm . Bian et Zhu (2009) ont observé des poussières composées à 62 % de particules de taille supérieure à 250 μm .

Les plus fortes concentrations de Cu et de Zn dans la poussière de route étaient associées à la fraction de taille la plus petite, inférieure à 5 μm , suivie de la fraction $<63 \mu\text{m}$ (196 mg.kg^{-1} de Cu, 343 mg.kg^{-1} de Zn sur une route dans le Maryland accueillant un trafic journalier de 45 575 véh.j^{-1}) (Camponelli *et al.*, 2010). Bian et Zhu (2009) ont mis en évidence en Chine, sur une route dont le trafic journalier était de 34 512 véh.j^{-1} , une concentration dans les poussières de route de 158 mg.kg^{-1} de Cu et de 686 mg.kg^{-1} de Zn. Les plus fortes concentrations étaient observées sur les particules inférieures à 63 μm .

Les particules chargées en ETM, une fois sur la chaussée, sont dispersées vers l'environnement *via* différents vecteurs. L'eau, premier vecteur, les entraîne jusqu'à 5 m de la chaussée (Werkenthin *et al.*, 2014). Elles peuvent également être mises en suspension par les véhicules ou par le vent, et projetées par éclaboussures jusqu'à 10 m, tandis que le transport éolien peut les déposer au-delà de 10 m (Werkenthin *et al.*, 2014). Certaines études ont montré que les particules de taille inférieure à 100 μm étaient facilement remises en suspension dans l'air (Miguel *et al.*, 1997 ; Lisiewicz *et al.*, 2000).

La concentration en ETM diminue avec l'éloignement de la route. Chen *et al.* (2010) et Akbar *et al.* (2006) ont mis en évidence une plus faible concentration en métaux dans les fossés enherbés dans les sols du bas-côtés au plus proche des routes en Angleterre. La figure 1.4 permet d'observer, en Europe, que les concentrations en ETM dans les premiers 15 cm de sol sont les plus élevées entre 0 et 5 m : quel que soit l'élément étudié, elles sont supérieures à la moyenne européenne des fonds géochimiques (les concentrations moyennes observées de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn sont respectivement de 0,39 ; 9,98 ; 15,05 ; 9,9 ; 40,6 et 179,5 mg.kg^{-1}). La concentration diminue pour atteindre des valeurs inférieures à la moyenne européenne des fonds géochimiques (excepté pour le cadmium).

Le transport des particules varie en fonction de la composition des poussières de route, de l'occupation du sol (*e.g.* présence de talus, forêts, villes), de la composition des sols, du trafic et des conditions météorologiques.

Dans les eaux de ruissellement. Le zinc est le contaminant métallique routier retrouvé en majorité, avec une concentration variant entre 1,7 et 1 739 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (tableau 1.3). Le cuivre est le second contaminant observé, suivi du plomb dans la plus grande partie des études (respectivement 1,4-611 et 0,72-128 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Le nickel et le chrome sont peu étudiés. Le cadmium est présent à faible concentration, mais, du fait de sa toxicité importante, il est largement étudié (0,05-1,18 $\mu\text{g.L}^{-1}$). La différence des concentrations relevées entre les études s'explique par les différences d'utilisation de la route, notamment la vitesse moyenne de circulation, la structure de la route ou l'intensité du trafic. L'eau de ruissellement entraîne depuis la chaussée les contaminants vers des ouvrages de stockage ou de traitement des eaux pluviales. Cependant,

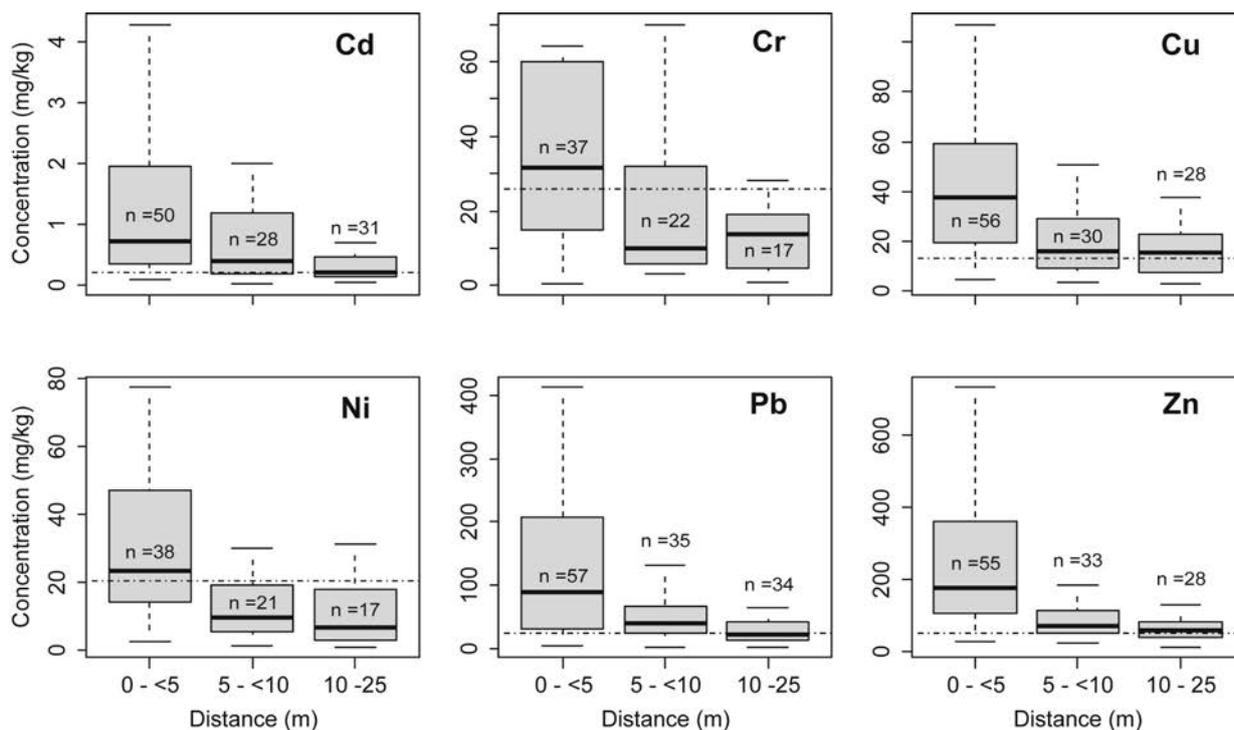


FIGURE 1.4 – Concentrations en ETM dans les sols selon leurs distances de la route (Werkenthin et al., 2014)

ils peuvent être interceptés par la végétation et le profil du bassin versant, et contaminer les sols et migrer jusqu'aux aquifères.

Dans les sols de bord de route. La concentration en ETM varie selon de nombreux paramètres. Aussi, la concentration en Cu varie entre 10,4 et 87,3 mg.kg⁻¹, le Cd entre 0,1 et 0,4 mg.kg⁻¹, le Cr entre 61,9 et 110 mg.kg⁻¹, le Ni entre 26,7 et 164 mg.kg⁻¹, le Pb entre 3,5 et 651 mg.kg⁻¹ et le Zn entre 24,8 et 199 mg.kg⁻¹ (tableau 1.4). Zhao et al. (2010) ont constaté que les principaux facteurs de concentration en ETM dans les sols de bord de route étaient les précipitations, la distance et les types de sol. Cependant, la concentration en ETM dans les sols est également corrélée avec la densité du trafic (Akbar et al., 2006).

1.4 Impacts sur les compartiments environnementaux

1.4.1 Impacts sur le sol

Le sol est un milieu poreux triphasique hétérogène issu de l'altération biologique et physico-chimique de la roche-mère. La matrice solide est constituée de matière organique hautement polymérisée, résultant de l'activité des organismes vivants, et de particules minérales provenant de l'altération des roches et de la transformation des minéraux. Elle est structurée sous forme d'agrégats créant aussi un système de pores interconnectés remplis de la fraction fluide. Cette fraction est constituée d'une phase gazeuse et d'une phase liquide transportant des espèces

TABLEAU 1.3 – Concentrations totales des métaux dans les eaux de ruissellement en $\mu\text{g.L}^{-1}$ (mix-max)

Auteurs	Pays	Trafic (veh/j)	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
(Legret et Pagotto, 1999)	France	12 000	0,2-4	11-146			14-188	104-1544
(Sriyaraj et Shutes, 2001)	Angleterre		0,5-0,6	1,4-2,4			3,3-5,6	1,7-8,5
(Bäckström et al., 2003)	Suède		0,05-0,5	13-126			7,0-21	89-287
(Mangani et al., 2005)	Italie	18 441		20-138			1,8-128	34-446
(Tuccillo, 2006)	État-Unis (New-Jersey)			3-65	5-30		5,0-38	7,8-201
(Hallberg et al., 2007)	Suède	120 000	1,0-1,2	251-611		37-42	62-128	1349-1739
(Camponelli et al., 2010)	État-Unis (Baltimore)	45 575		11-70				142-389
(Helmreich et al., 2010)	Allemagne	57 000	<0,5-4,8	24-604		4,2-403	<5-405	128-3470

TABLEAU 1.4 – Concentrations moyennes des métaux dans les sols en mg.kg^{-1} de poids sec

Auteur	Pays	Trafic (veh/j)	Habitant	Cu	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
(Chen et al., 2010)	Chine		15 million	29,7	0,21	61,9	26,7	35,7	92,1
(Christoforidis et Stamatis, 2009)	Grèce		70 000	76,0	0,10	110,4	48,9	120,8	198,9
(Bai et al., 2009)	Chine			31,2	0,56	104	52,6	36	78,4
(Akbar et al., 2006)	Angleterre	10 500		87,3	1,4			233	175
(Pagotto, 1999)	France	5 691		49,9	0,75	54,8	164	651,8	158
(Gülser et Erdoğan, 2008)	Turquie		45 000	10,4	0,15	54,0	79,1	3,5	37,5
(Alsou et Al-Khashman, 2018)	Jordanie			11,8	0,7			31,6	24,8

labiles nécessaires au maintien de la vie du sol.

Le sol se trouve à l'interface entre l'atmosphère et la lithosphère. Aussi, ce milieu ouvert est le siège d'échanges de matière et d'énergie (Duchaufour, 1982 ; Calvet, 2003 ; Manceau *et al.*, 2002).

La phase minérale est constituée principalement de silicates (Si, Al, Fe) sous forme de feldspaths, micas, quartz et phyllosilicate, et aussi de phosphates, carbonates et d'oxydes (Al, Fe, Mn). La phase organique désigne les organismes vivants du sol et la matière organique morte à différents degrés de dégradation, avec une composition très variable. Elle est issue des litières végétales et tend à être minéralisée, *via* les organismes vivants, ou humifiée (terme regroupant l'ensemble des transformations physiques et biochimiques entraînant la transformation en humus) (Calvet, 2003). La matière organique est thermodynamiquement labile, mais persiste dans les sols sous forme de microstructures inaccessibles à la dégradation par les microorganismes. En effet, elle forme avec les phases minérales des complexes argilo-humiques, la nature de ces interactions étant très diverse (*e.g.* liaisons de van der Waals, interactions hydrophobes, *etc.*) (Balesdent *et al.*, 2000 ; Lützow *et al.*, 2006 ; Kleber *et al.*, 2011). Ces complexes portent de nombreux sites négatifs adsorbant une partie des cations.

Au niveau granulométrique, la classe des particules de taille inférieure à 2 mm est composée de deux fractions. La première, grossière, est constituée de sables et de limons dont l'encombrement stérique influence la structure du sol (densité, porosité). La seconde, fraction fine, est composée d'argiles, d'oxyde-hydroxydes, de carbonates, de matières organiques, qui possèdent une forte réactivité. Plus les particules sont petites, plus leur surface spécifique, leur capacité d'échange cationique (CEC) sont grandes, ainsi que la capacité de rétention en eau du sol sont grandes (Schroeder, 1978). Une partie des particules du sol possède des charges superficielles négatives. Ces charges de surface sont neutralisées par les cations présents dans la solution du sol, essentiellement par des liaisons électrostatiques, de faible énergie. Ainsi, les cations sont situés au niveau des couches externes des particules et peuvent se déplacer de la surface vers la solution du sol et vice-versa. Ces échanges ioniques sont des processus nécessaires dans les sols pour fournir des éléments nutritifs aux organismes. Des liaisons de plus haute énergie peuvent exister entre les cations et les particules, mettant en jeu des liaisons covalentes ou ioniques. Les cations sont alors présents sur la couche interne des particules et sont faiblement échangeables (Manceau *et al.*, 2002) (voir encadré).

Spéciation et mobilité des cations dans les sols. Plusieurs paramètres influencent la spéciation des cations et donc leur mobilité au sein d'un sol ou d'un sédiment (figure 1.5).

La spéciation des métaux est principalement gouvernée par le pH et le potentiel redox : un pH acide pourra favoriser la désorption ou la dissolution de métaux fixés sur des particules (Blanchard, 2000). La nature des particules à l'interface solide-eau joue un rôle important sur la spéciation des métaux. Les minéraux argileux présentant une forte surface spécifique et une grande CEC, portent de nombreux sites de sorption accessibles aux cations. Leur sorption est déterminée par la taille des ions, leur charge et leur concentration.

Après épandage de NaCl, la concentration en Na⁺ augmente dans la solution de sol. Ce cation

entre en compétition avec les autres cations présents au niveau des sites d'échanges ioniques entraînant, alors, une augmentation de la concentration en Mg^{2+} et Ca^{2+} dans la solution du sol (Howard et Haynes, 1993 ; Mason *et al.*, 1999 ; Rosenberry *et al.*, 1999 ; Norrström et Bergstedt, 2001 ; Bäckström *et al.*, 2004 ; Green *et al.*, 2008 ; Meriano *et al.*, 2009 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Kim et Koretsky, 2013 ; Sun *et al.*, 2015 ; Rhodes et Guswa, 2016 ; Robinson *et al.*, 2017). Il peut également mobiliser les cations métalliques sorbés (Amrhein *et al.*, 1992 ; Norrström et Jacks, 1998 ; Bäckström *et al.*, 2004).

Notion de double couche

La double couche est un modèle décrivant la variation du potentiel électrique à l'interface solide-liquide (figure 1.5). Le solide est chargé négativement par dissociation des molécules de surface. La sorption des cations sur les particules ont lieu à cette interface. Les cations sont adsorbés au site d'adsorption *via* des liaisons de haute énergie. Les ions sont considérés comme immobiles et forment la **couche compacte** dont l'épaisseur est de l'ordre du rayon atomique (Van Oss *et al.*, 1988). Au-delà de la couche compacte, les ions présents forment la **couche diffuse**. Des échanges ioniques de faible énergie ont lieu. Les cations sont susceptibles de se déplacer sous l'effet d'un champ électrique ou d'un déplacement de liquide. L'épaisseur des couches est influencée par le pH et la force ionique de la solution, et aura une influence sur la CEC.

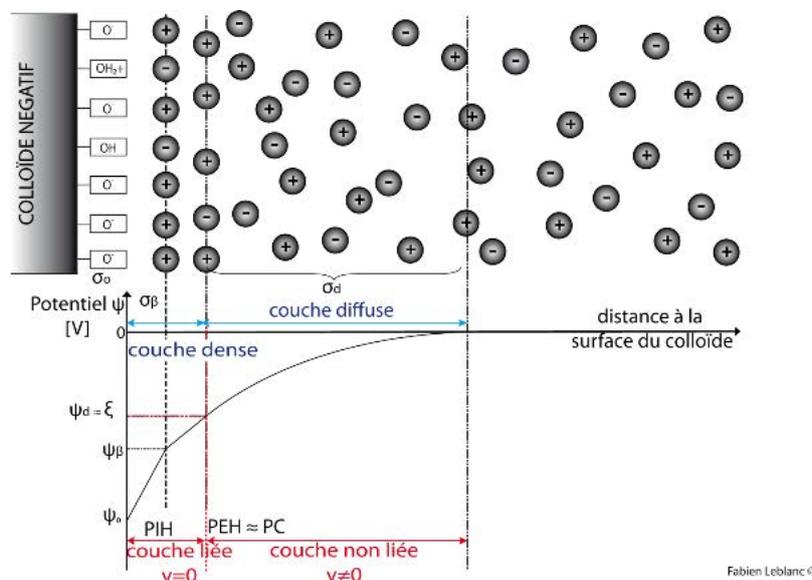


FIGURE 1.5 – Représentation de la double-couche

Les carbonates peuvent incorporer les cations métalliques dans leur structure cristalline et leur dissolution entraîne une augmentation du pH (Bourg, 1988 ; Deschamps *et al.*, 2006). Les groupements hydroxyles issus de l'hydratation des argiles permettent la formation de complexes de surface (Bourg, 1988). Les oxydes de Fe (hématite, maghémite, goéthite, lépidocrocite, ferrihydrite), d'Al (gibbsite, boémite, nordstrandite) et de Mn jouent un rôle important dans la rétention des cations métalliques (Blanchard, 2000). La matière organique possède

également une grande surface spécifique et forme des complexes avec les métaux à l'aide de nombreux ligands (carboxyliques, phénoliques, carbonyles, *etc.*) (McBride, 2000). En raison de leurs propriétés physico-chimiques, les ETM ont des spéciations différentes, selon le pH et l'environnement chimique. Aussi, les ETM dont la solubilité est faible, se fixent sur des phases préférentielles qui varient selon les conditions physico-chimiques à l'interface eau-solide. Par exemple, le Cu et le Cd ont une forte affinité pour la matière organique et sont présents dans les phases aqueuses sous forme de chloro-complexes. Le Pb, le Cr et le Zn ont aussi une forte affinité pour la matière organique qui influence leur mobilité en présence de Na^+ et Cl^- . Aussi, Amrhein *et al.* (1992) émet l'hypothèse d'un transport préférentiel des ETM fixés aux colloïdes notamment à la matière organique. À l'aide de calculs géochimiques, Bäckström *et al.* (2003) montrent qu'en hiver le zinc est présent dans la fraction dissoute lié à la matière organique. À l'inverse, Li *et al.* (2001) ont mis en évidence dans un sol de route non salé que Pb et Zn étaient présents principalement dans les phases carbonates et d'oxydes de Fe et Mn, tandis que Cu était largement associé aux fractions organiques et aux sulfures. Durand *et al.* (2004) ont observé dans le sédiment des bassins de traitement des eaux pluviales que le Cd, le Pb et le Zn étaient liés aux acides fulviques et étaient, alors, mobiles. Le Ni et le Cr étaient principalement présents dans la fraction humique, et donc, peu mobiles. Le Cu est indirectement lessivé avec les colloïdes de matière organique (Norrström et Bergstedt, 2001 ; Nelson *et al.*, 2009). Le Pb est fixé aux carbonates et forme des chlorocomplexes en solution (Norrström et Jacks, 1998 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Acosta *et al.*, 2011). Le Pb et le Zn précipitent également sous forme d'oxydes (Norrström et Jacks, 1998). Le Cd forme préférentiellement des chlorocomplexes en présence de NaCl dissous (Nelson *et al.*, 2009).

Influence du NaCl sur la qualité du sol. L'accumulation de fondants routiers sur les bords de routes entraîne une modification de la physico-chimie du sol et influence la mobilité des ETM.

Les sols proches de la route présentent de fortes concentrations en métaux et en fondants routiers. Czerniawska-Kusza *et al.* (2004) mettent en évidence des concentrations de Cl^- pouvant atteindre $1,5 \text{ g.kg}^{-1}$ dans les sols (entre 0 et 20 cm de profondeur) à proximité de trois routes principales de la ville d'Opole (Pologne). Bäckström *et al.* (2004) ont montré que la concentration en Cl^- dans la solution de sol était de 779 mg.L^{-1} et que la concentration en Na^+ était de 459 mg.L^{-1} à 4 m de la route dans des sols routiers au centre de la Suède collectés entre juin 1998 et juin 1999.

L'accumulation des fondants routiers dans les sols dépend de plusieurs paramètres : la perméabilité du sol, sa densité, ses propriétés mécaniques influencent le transport des fondants, ainsi que les processus physico-chimiques. Robinson *et al.* (2017) ont montré que les ions Na^+ et Cl^- pouvaient être retenus dans les sols de bord de route (rural et urbain du Missouri) entre deux et trois mois après la fin de la période de salage notamment dans les sols sableux contenant de la matière organique. Lundmark et Olofsson (2007) ont émis l'hypothèse que les sols ayant une granulométrie grossière, donc assez perméables, donnaient lieu à un plus fort lessivage des fondants vers le bas du profil du sol.

Les Cl^- , plus conservatifs, sont peu retenus par les sols (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005). Aussi, Rhodes *et al.* (2001) ont mis en évidence que la concentration massique en Cl^- dans les eaux était supérieure de 10 à 15 % à la concentration en Na^+ . Cependant, plusieurs études ont montré qu'il pouvait être retenu dans les sols forestiers (Öberg et Sandén, 2005) et ruraux (Kincaid et Findlay, 2009). En effet, le Cl^- peut interagir avec la matière organique pour former des complexes organiques chlorés et être stocké dans les micropores du sol (Mason *et al.*, 1999 ; Rhodes *et al.*, 2001 ; Öberg et Sandén, 2005 ; Lovett *et al.*, 2005 ; Bastviken *et al.*, 2006 ; Svensson *et al.*, 2007). C'est également un nutriment nécessaire au maintien du bon état physiologique des végétaux, notamment la pression osmotique, assurant l'évapo-transpiration. Lovett *et al.* (2005) ont estimé que les arbres absorbaient $32 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ de Cl^- .

Le sol a donc un rôle de puits, mais aussi de source par des mécanismes de libération du Cl^- et du Na^+ ayant interagi avec les constituants du sol (Öberg et Sandén, 2005 ; Svensson *et al.*, 2007). Les ions sont alors lessivés vers les eaux souterraines ou transportés vers les eaux de surface.

De nombreux tests de lixiviation en réacteur fermé (batch) ou en colonne de laboratoire ont montré la capacité du NaCl à remobiliser les ETM. L'alternance de lessivage d'eau de pluie chargée en Na^+ et Cl^- et d'eau à faible force ionique favorise le relargage de colloïdes formés de carbonate, d'argile et de matière organique (Amrhein *et al.*, 1992 ; Norrström et Bergstedt, 2001 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Acosta *et al.*, 2011). De plus, la présence de Na^+ et de Cl^- entraîne une compétition pour les sites de sorption (Rhodes et Guswa, 2016). Les ETM sont plus facilement lixiviés en présence de NaCl (Norrström et Jacks, 1998 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Acosta *et al.*, 2011 ; Amrhein *et al.*, 1992 ; Norrström et Bergstedt, 2001 ; Bäckström *et al.*, 2004) et peuvent être transportés par la solution de sol vers les milieux aquatiques superficiels et souterrains.

La salinisation est une menace qui pèse sur les sols, principalement dans les pays arides, où l'irrigation est réalisée avec des eaux salées, ou à cause de remontées d'eau salée. Les argiles peuvent contenir dans leur structure du Ca^{2+} qui permet d'obtenir des structures présentant peu de gonflement et de dispersion. À l'inverse, la présence de Na^+ dans les argiles entraîne la formation de structures en plaquettes, plus mobiles dans les eaux interstitielles. La présence de Na^+ dans le sol entraîne, alors, une dispersion des particules et un gonflement qui provoque une diminution de la conductivité hydraulique du fait de l'obstruction des pores (Quirk et Schofield, 1955 ; Frenkel *et al.*, 1978). La stabilité structurelle du sol, la densité apparente et la perméabilité du sol diminuent donc, en présence de Na^+ (Quirk et Schofield, 1955 ; Frenkel *et al.*, 1978 ; Menneer *et al.*, 2001 ; Quirk, 1986 ; Tejada et Gonzalez, 2005). Les colloïdes sont évacués lors du lessivage des sols par les eaux salines (Norrström, 2005 ; Norrström et Bergstedt, 2001 ; Amrhein *et al.*, 1992 ; Nelson *et al.*, 2009). Les sols présentant de fortes salinités induisent un relargage de Ca, Mg et K. Sun *et al.* (2015) ont observé la dispersion d'argile et de matière organique en présence de NaCl.

1.4.2 Impacts sur les eaux

Les concentrations en Na^+ et en Cl^- augmentent dans les eaux superficielles et souterraines durant l'hiver, suite à l'application de fondants routiers (Demers et Sage, 1990 ; Mason *et al.*, 1999 ; Godwin *et al.*, 2003 ; Thunqvist, 2004 ; Kaushal *et al.*, 2005 ; Kelly *et al.*, 2008 ; Novotny *et al.*, 2008 ; Daley *et al.*, 2009 ; Corsi *et al.*, 2010 ; Dailey *et al.*, 2014 ; Corsi *et al.*, 2015 ; Watmough *et al.*, 2017 ; Robinson *et al.*, 2017). Cette augmentation peut se poursuivre également durant la période estivale à cause d'un temps de rétention long des ions Na^+ et Cl^- présents dans le sol et les eaux souterraines (Mason *et al.*, 1999). Ces fortes concentrations dans les eaux peuvent être observables sur plusieurs années selon le temps de rétention des lacs et des eaux souterraines (Godwin *et al.*, 2003 ; Kelly *et al.*, 2008 ; Novotny *et al.*, 2008).

Eaux souterraines. La concentration en NaCl dans les eaux souterraines varie en fonction de la qualité du sol et selon les années. Par exemple, dans des puits privés en milieu urbain du New Hampshire, la concentration a atteint 298 mg.L^{-1} de Na^+ et 573 mg.L^{-1} de Cl^- (Daley *et al.*, 2009). L'augmentation de l'utilisation de fondants routiers sur la chaussée entraîne une augmentation de la concentration dans les eaux souterraines peu profondes (Kelly, 2008 ; Cassanelli et Robbins, 2013 ; Eyles *et al.*, 2013 ; Perera *et al.*, 2013 ; Corsi *et al.*, 2015). (Kelly, 2008) a mis en évidence une augmentation entre 1920 et 2000 du nombre de puits privés dont la concentration en Cl^- était supérieure à 100 mg.L^{-1} en 2000 avec, pour 15 % des puits, une augmentation de $4 \text{ mg.L}^{-1}.\text{an}^{-1}$.

Daley *et al.* (2009) ont démontré que la concentration en ions Na^+ et Cl^- présents dans les eaux souterraines était corrélée positivement avec la fraction de surface imperméable pouvant recevoir des fondants routiers. L'application de fondants routiers entraîne une réduction de la qualité des eaux souterraines peu profondes (inférieures à 30 m) (Kelly, 2008).

L'eau de ruissellement rejoint les eaux souterraines suite à son infiltration dans les sols. L'aquifère joue un rôle de réservoir-puits de NaCl en hiver et devient une source durant la période estivale en rejetant des eaux salées dans les cours d'eau et contaminant ainsi les eaux de surface (Corsi *et al.*, 2015 ; Cassanelli et Robbins, 2013).

Le Ca, le Mg et le K présentent également des concentrations plus élevées dans les sols de bord de routes (Löfgren, 2001 ; Rhodes *et al.*, 2001 ; Göbel *et al.*, 2007 ; Rhodes et Guswa, 2016 ; Taka *et al.*, 2017). Halstead *et al.* (2014) ont émis l'hypothèse d'un relargage de ces éléments par les infrastructures routières en béton et en ciment.

Eaux superficielles. Les eaux de ruissellement routières en hiver présentent des concentrations en Cl^- très élevées. Par exemple, Mayer *et al.* (1999) ont observé sur le Pont de Skyway (Ontario) des pics de concentrations proches de 20 g.L^{-1} . Cette valeur dépend de la quantité de fondants épandus, du moment du prélèvement par rapport à l'épandage et de la distance du prélèvement par rapport à la route.

Ces fortes concentrations sur la chaussée entraînent une augmentation de la salinité et une dégradation de la qualité des eaux (Rhodes *et al.*, 2001 ; Thunqvist, 2004 ; Kaushal *et al.*, 2005 ;

Kelly *et al.*, 2008 ; Novotny *et al.*, 2008 ; Rhodes et Guswa, 2016).

En France, le lac de Luitel (Isère) est un exemple marquant de l'influence des fondants routiers sur les eaux superficielles. En effet, les Jeux Olympiques d'hiver organisés en 1968 à Grenoble ont favorisé l'émergence de stations de sports d'hiver et le développement du réseau routier pour y accéder. La tourbière de Luitel, située en amont et en contrebas d'une route départementale permettant l'accès à la station de Chamrousse, a subi les conséquences de ce développement, avec une augmentation nette des teneurs en Na^+ et Cl^- depuis 1968 : la concentration en Cl^- , mesurées en 1955, était de $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, 34 mg.L^{-1} en 1982 et 49 mg.L^{-1} en 1999. Suite à cette augmentation importante, un changement dans la population aquatique du lac a été observé (Setra, 2011 ; Nedjaï *et al.*, 2003). De même, le lac de Retournermer (Vosges) présente une concentration en Cl^- neuf fois supérieure à la teneur mesurée en tête de bassin versant (Setra, 2011).

Dans les cours d'eau suburbains et urbains du Maryland, les concentrations de Cl^- sont élevées durant les hivers avec des concentrations maximales atteignant près de 5 g.L^{-1} c'est-à-dire 25 % de la concentration dans l'eau de mer (Kaushal *et al.*, 2005). Novotny *et al.* (2008) ont démontré que les concentrations en Na^+ et en Cl^- étaient 10 à 25 fois plus élevées dans les lacs de Minneapolis recevant l'eau chargée en sel de voirie.

Le retour à la concentration moyenne dépend du temps de séjour des éléments dans le système. Lorsque le temps de séjour est inférieur à une année, la concentration en Na^+ et Cl^- peut diminuer avant la période de salage suivante, formant ainsi des cycles annuels (Novotny *et al.*, 2008). Les concentrations en Cl^- et en Na^+ dans les cours d'eau ruraux de New-York augmentent en moyenne de respectivement $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ et $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ par an (Kelly *et al.*, 2008), alors que Rodrigues *et al.* (2010) et Thunqvist (2004) observent un retour à la moyenne plusieurs mois après l'augmentation de la concentration en Cl^- .

L'augmentation de la salinité est corrélée avec l'augmentation des concentrations en cations (Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+}) qui proviennent des sols traversés par les eaux de ruissellement (Sun *et al.*, 2015 ; Koretsky *et al.*, 2012). Par exemple, Judd *et al.* (2005) attribuent l'augmentation de la concentration en Ca^{2+} et en K^+ dans le lac Third Sister (Michigan) entre 1981 et 2004, à des échanges cationiques entre ces éléments et le Na^+ , alors que Mg^{2+} et SO_4^{2-} sont restés constants.

Stratification des lacs. Les lacs présentent une stratification selon un gradient de température et de densité. L'épaisseur des couches stratifiées varie en fonction des lacs et des saisons. Les trois couches sont :

- l'épilimnion, la couche superficielle réchauffée par les échanges de chaleur entre l'atmosphère et l'eau, homogénéisée par les vents,
- l'hypolimnion, la couche inférieure plus froide et donc plus dense,
- le métalimnion, la couche intermédiaire présente entre août et octobre lorsque le gradient de température est très prononcé.

À l'automne, la température de l'air diminue et induit des courants de convection dans l'épilimnion et le métalimnion jusqu'à homogénéisation de la colonne d'eau qui permet un brassage des nutriments et de l'oxygène dissous. En hiver, la présence de glace en surface des lacs entraîne un renversement de la stratification avec un épilimnion plus froid que l'hypolimnion. Au printemps, avec le réchauffement de l'air le processus s'inverse jusqu'à observer une stratification estivale (figure 1.6) (Rondel *et al.*, 2012).

L'apport de NaCl dissous entraîne une modification de la stratification thermique au profit d'une stratification chimique. Les eaux chargées en NaCl, plus denses, sont localisées en profondeur (Mayer *et al.*, 2008). Cette stratification chimique empêche le brassage des masses d'eau et entraîne alors des risques d'eutrophisation dus à un mauvais brassage des nutriments et de l'oxygène dissous (Bubeck *et al.*, 1971 ; Novotny *et al.*, 2008). En effet, Sibert *et al.* (2014) ont montré que l'augmentation des concentrations de Na^+ et de Cl^- (cent fois plus élevées que dans les lacs avoisinants), entraînait la formation d'une pycnocline (couche de forte variation de la densité) à environ 9 m de profondeur qui a persisté pendant la période estivale.

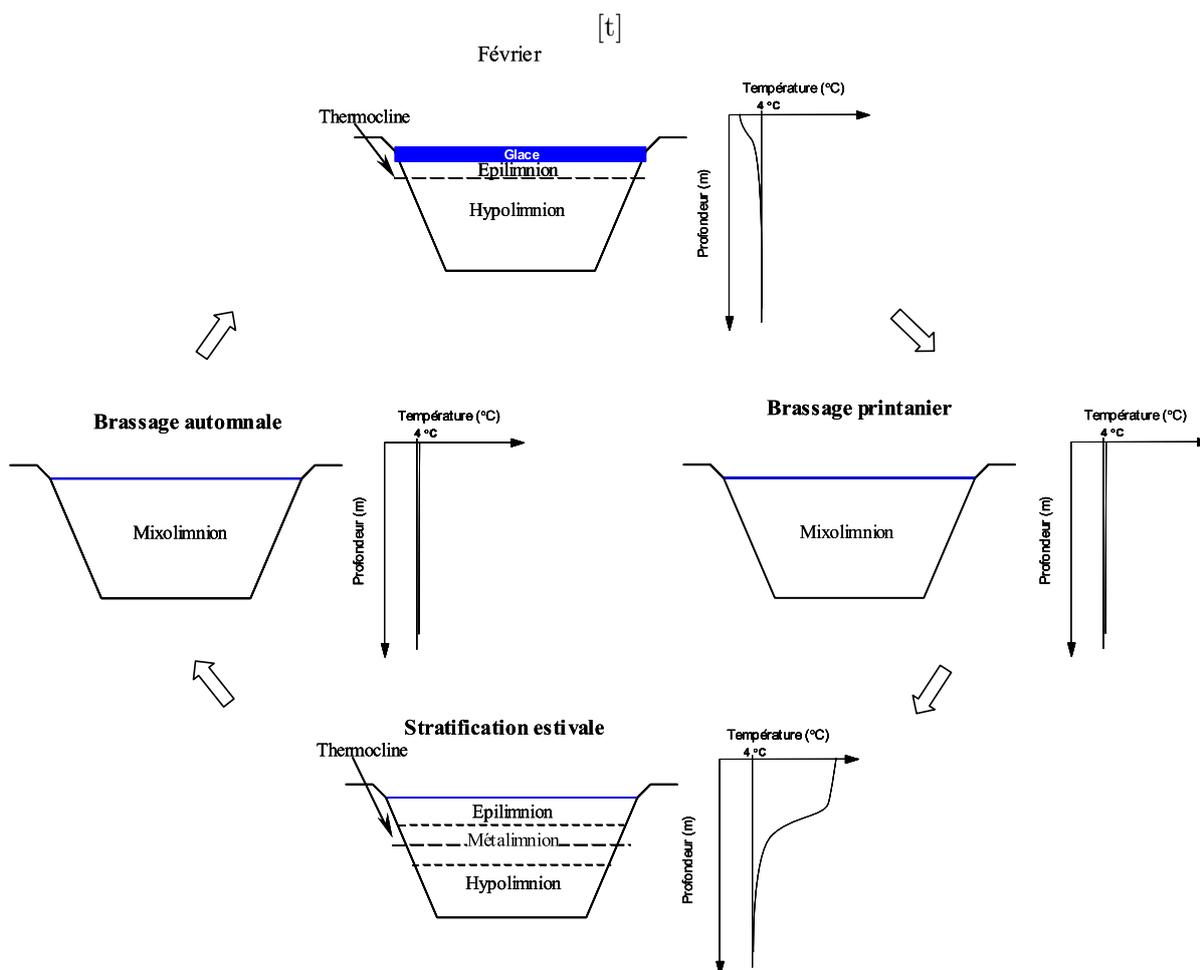


FIGURE 1.6 – Schéma du cycle annuel de stratification thermique d'un lac profond tempéré (Rondel *et al.*, 2012)

1.4.3 Impacts sur les organismes vivants

Impacts du NaCl. Les fondants routiers peuvent devenir toxiques lorsqu'ils atteignent de fortes concentrations dans l'environnement. Ils induisent des stress métaboliques pouvant être létaux (Blasius et Merritt, 2002 ; Harless *et al.*, 2011 ; Milotic *et al.*, 2017 ; Nam *et al.*, 2017). Certains macroinvertébrés aquatiques tels que des amphipodes (*Gammarus*) ou des larves de Trichoptères (*Hydropsyche* et *Cheumatopsyche*) présentent une DL₅₀ (dose létale pour 50 % de la population) pour des expositions de 96 h à 3,5 et 7,7 g.L⁻¹ de NaCl dissous (Blasius et Merritt, 2002). Van Meter *et al.* (2011) ont montré une diminution de la densité du zooplancton présent dans les bassins de rétention du Maryland (État-Unis) lorsque le gradient de Cl⁻ augmente, impactant ainsi les consommateurs de zooplancton.

Les végétaux sont également affectés par la présence de fondants routiers, qui provoquent des nécroses extensives et des défoliations (Czerniawska-Kusza *et al.*, 2004 ; Equiza *et al.*, 2017 ; Zítková *et al.*, 2018).

Les fondants routiers induisent une modification des niches écologiques (James *et al.*, 2003) avec, par exemple, l'apparition de plantes exotiques invasives (*Aster subulatus*, *Atriplex patula*) (Skultety et Matthews, 2017), l'installation de *Phragmites australis* (Richburg *et al.*, 2001) (plante tolérante à de hautes salinités) ou l'augmentation de la croissance microbienne à l'interface eau-sédiment (Kim et Koretsky, 2013).

L'augmentation du NaCl dans les eaux est une préoccupation sanitaire du fait de l'augmentation des ions Na⁺ et Cl⁻ dans les eaux destinées à la consommation humaine. Les normes européennes sur les eaux de consommation (1998) préconisent une concentration inférieure à 250 mg.L⁻¹ pour les chlorures et inférieure à 200 mg.L⁻¹ pour le Na⁺. Kaushal *et al.* (2005) ont montré que si la salinité continuait d'augmenter en raison des modifications de la couverture imperméable et des pratiques de gestion actuelles, de nombreuses eaux de surface du nord-est des États-Unis ne seraient plus potables pour la consommation humaine, au siècle prochain.

Impacts des ETM. Bien que les ETM étudiés (sauf le Cd et le Pb) soient nécessaires aux organismes pour assurer leurs fonctions biochimiques et physiologiques, ils entraînent des effets négatifs pouvant être létaux lorsqu'ils sont présents en fortes concentrations. Ils ont des effets aussi bien au niveau cellulaire qu'histologique. Ils peuvent également être cancérigènes, reprotoxiques ou mutagènes pour l'homme et les autres organismes vivants, avec des DL₅₀ qui varient en fonction de l'organisme et de l'ETM testé (Bánfalvi, 2011 ; Tchounwou *et al.*, 2012 ; Javed et Usmani, 2014 ; El-Moselhy *et al.*, 2014). La toxicité chez les plantes entraîne des impacts sur l'agriculture et la bioaccumulation de ETM dans les cultures posent des questions de sécurité sanitaire des aliments (Nagajyoti *et al.*, 2010).

1.5 Traitement de eaux de ruissellement routières

1.5.1 Typologie des bassins routiers

Dans le but d'assurer l'efficacité et la continuité du réseau routier, de nombreuses zones ont été imperméabilisées afin de l'agrandir et de le moderniser, entraînant une altération de la réponse hydrologique des bassins versants. Ce phénomène induit une augmentation du ruissellement, des volumes ruisselés et limite l'infiltration des eaux pluviales. La circulation automobile entraîne un apport important de polluants dont le transfert vers le milieu récepteur (terrestre ou aquatique) est favorisé par les eaux de ruissellement. Or, la loi française sur l'eau (article L214-1 à L214-6 du code de l'environnement, 2017) exige la prise en charge des rejets d'eaux de ruissellement afin de protéger la qualité des eaux et leur écoulement.

Notion d'hydrologie et conception d'ouvrage

La conception d'un ouvrage de collecte et traitement des eaux nécessite de connaître quelques notions en hydrologie. Voici quelques termes qui seront utilisés dans la suite du manuscrit :

- **Débit capable** : débit maximal que l'on peut faire transiter par un ouvrage à plein.
- **Débit de projet** : valeur du débit dimensionnant pour les ouvrages hydrauliques (débit décennal pour la plate-forme routière).
- **Temps de concentration** : temps que met le ruissellement pour parvenir à l'exutoire depuis le point du bassin versant pour lequel la durée de parcours est la plus longue.
- **Temps de parcours** : temps qui s'écoule pendant le passage d'une particule d'eau entre un point amont et un point aval.
- **Temps de réponse** : temps écoulé entre les instants qui correspondent respectivement au centre de gravité d'une averse et au centre de gravité du ruissellement.
- **Temps de retour d'une précipitation** : moyenne à long terme du temps séparant un événement de grandeur donnée d'un second événement d'une grandeur égale ou supérieure.
- **Temps de séjour** : durée pendant laquelle l'eau demeure, ici, dans l'ouvrage de traitement.
- **Rétention de surface** : partie des précipitations qui n'apparaît ni comme infiltration ni comme ruissellement pendant la durée des précipitations. Elle comprend l'interception par le couvert végétal, le stockage dans les dépressions du sol et l'évaporation durant les précipitations.
- **Volume mort** : volume non vidangé situé sous le fil d'eau de l'orifice de fuite.

Les ouvrages de stockage ou bassins routiers ont donc été conçus pour assurer deux fonctions :

- la **sécurité des usagers**, éviter l'accumulation de l'eau sur la chaussée afin de limiter les risques de perte d'adhérence des véhicules à la chaussée ;
- la **pérennité de la route**, cette accumulation sur la chaussée pouvant entraîner une détérioration des infrastructures routières (perte de portance du sol, dégradation des couches de roulement, des matériaux bitumineux, *etc.*).

Le rétablissement hydraulique des écoulements naturels constitue l'une des contraintes fortes des projets routiers notamment sur le profil en long. Les ouvrages de stockage sont dimensionnés selon des bases hydrologiques, hydrogéologiques et hydrauliques. Pour les ouvrages construits pour la voirie en milieu rural, les calculs sont réalisés pour des pluies dont la période de temps de retour est d'au minimum 10 ans (NF EN 752, 2017). Il convient de prendre en compte la vitesse d'écoulement vers les ouvrages afin d'améliorer leur durabilité et d'évaluer le débit du projet et le débit capable, dans le but de réduire les impacts sur la sécurité des usagers, la pérennité de l'infrastructure et de l'environnement. Les méthodes de calcul sont détaillées par le Guide Technique de l'Assainissement Routier (2006) (Setra, 2006).

La **protection des milieux récepteurs** est une troisième fonction qui a été intégrée depuis les années 80 en France, afin de répondre aux problématiques environnementales mises en exergue depuis la loi sur l'eau du 3 janvier 1992. Les bassins doivent contribuer à la préservation des ressources en eau en luttant contre les pollutions accidentelles et contre les dérégulations hydrauliques des cours d'eau naturels.

La vulnérabilité de la ressource en eau est un paramètre à prendre en compte dans le dimensionnement du projet de voiries. Plusieurs critères permettent de caractériser la vulnérabilité d'un milieu récepteur aquatique, notamment la présence d'un captage d'eau potable, la présence de milieux naturels remarquables, *etc.* Les ouvrages de traitement des eaux de ruissellement sont dimensionnés pour répondre à la pollution chronique, saisonnière et accidentelle. Un calcul empirique de la charge polluante chronique permet de déterminer les concentrations de pointe et les concentrations moyennes. Pour le traitement, plusieurs types d'ouvrages existent notamment les bassins à décantation simple, les bassins avec filtration, avec ou sans volume mort *etc.*) (Setra, 2007).

Les fondants routiers, étant dissous dans l'eau principalement sous la forme Na^+ et Cl^- , ne sont pas retenus dans les ouvrages. Seule la présence d'un volume mort permet la dilution de ce polluant.

Les ouvrages sont conçus avec des biefs de confinement pour retenir tous types de pollution accidentelle.

Les ouvrages de collecte (fossés) ont une fonction hydrologique, mais ils assurent également une fonction de traitement avec la création d'une couche peu perméable sous la couche de terre végétalisée, limitant l'infiltration des polluants vers les eaux souterraines.

Les ouvrages sont dimensionnés dans l'objectif de stocker temporairement les eaux pluviales de la voirie et les restituer à débit limité, tout en limitant l'émission de polluants vers le milieu récepteur. Le dimensionnement doit répondre à plusieurs critères (Setra, 2007) :

- la capacité hydrique, correspondant à la collecte de l'ensemble des eaux ruisselant sur le bassin versant ;
- la capacité de confinement de la pollution accidentelle ;
- la capacité d'abattement de la pollution chronique.

Le bassin de rétention-décantation est équipé d'un by-pass en entrée et d'un clapet hermétique en sortie afin de confiner la pollution en son sein. L'ouvrage d'entrée est dimensionné pour ralentir l'écoulement de l'eau et éviter l'érosion des berges. L'ensemble du bassin est recouvert d'une géomembrane imperméable et le fond est bétonné pour limiter l'infiltration des eaux et faciliter l'entretien. L'ouvrage de sortie régule les débits de fuites (débit de sortie) à l'aide d'un orifice supérieur à 100 mm de diamètre. La longueur minimale du bassin doit être de 6 m (ou présenter des chicanes si ce n'est pas le cas) (Setra, 2007).

Le bassin de rétention-décantation en eau possède un volume mort qui permet d'améliorer le fonctionnement du bassin (Setra, 2007) :

- il augmente l'inertie du bassin en diminuant la vitesse de propagation d'un polluant vers la sortie ;
- favorise l'implantation de la végétation qui augmente l'inertie du bassin ;
- favorise la dilution des polluants miscibles dans l'eau.

L'efficacité des bassins dépend des caractéristiques des particules entrantes, mais également de la géométrie du bassin, des caractéristiques du ruissellement et de la présence de végétation (Verstraeten et Poesen, 2000 ; Walker, 2001 ; Starzec *et al.*, 2005). Néanmoins Crabtree *et al.* (2006) ont conclu que les bassins de rétention en eau avaient une bonne efficacité pour réduire la charge polluante présente dans les eaux de ruissellement sur autoroute. Selon les caractéristiques des bassins, la décantation peut permettre la réduction de la charge en MES jusqu'à 92 % (Hossain *et al.*, 2005 ; Natarajan et Davis, 2015). Pour respecter le bon état écologique des cours d'eau récepteurs, la concentration maximum de MES à rejeter est de 50 mg.L^{-1} avec un débit de fuite de 6 L.s^{-1} (DDAF, 2008).

1.5.2 Écoulement et transport des polluants dans les bassins de rétention-décantation

La capacité de rétention des particules par les bassins varie en fonction du temps de rétention, de la taille des particules entrantes et de l'activité biologique du bassin. Son dimensionnement peut affecter le dépôt des particules (Li *et al.*, 2005) qui dépend du temps de rétention de l'eau et de la géométrie de l'ouvrage (Walker, 2001 ; Koskiaho, 2003). Pettersson (1998) a observé une rétention des sédiments variant entre 18 et 82 % selon l'événement. D'autres auteurs ont mis en évidence des rétentions allant de 68 à 99 % (Hossain *et al.*, 2005 ; Lamprea et Ruban, 2011 ; Mangangka *et al.*, 2015 ; Natarajan et Davis, 2015).

Les particules du bassin présentent généralement une proportion élevée de particules fines. Dans certains cas, les particules entre 2 et $20 \mu\text{m}$ constituent 65,5 % de la masse totale (Lee *et al.*, 1997). Cependant, leur distribution granulométrique varie selon les bassins étudiés. Le

bassin de Ronchin (bassin autoroutier près de Lille, France) contient un sédiment homogène comme le bassin de Chenevières (bassin routier près de Nancy, France) (Suaire, 2015) et le bassin Les Ardillères (bassin autoroutier près d'Orléans, France) (Lee *et al.*, 1997), alors que dans les bassins de St Josep (bassin résidentiel près de Nantes, France) et Cheviré (bassin autoroutier près de Nantes, France), la taille des particules décroît de l'amont vers l'aval (Clozel *et al.*, 2006).

Les sédiments du bassin présentent le même comportement que les poussières de route. Les concentrations en métaux augmentent généralement dans les fractions les plus fines (Lee *et al.*, 1997). Karlsson *et al.* (2010) ont montré que la fraction inférieure à 63 μm du sédiment du bassin contenait la plus grande partie des ETM. Cependant, la distribution des tailles des particules varie avec le trafic, la période de temps sec et la méthode d'échantillonnage.

La rétention des sédiments dans les ouvrages s'accompagne de celle des métaux liés aux particules. Le sédiment contient de fortes concentrations en ETM. Lee *et al.* (1997) ont montré que les particules présentes dans le bassin étaient deux à huit fois plus concentrées en ETM que le fond géochimique. Les bassins de rétention permettent de réduire la concentration en ETM dans la colonne d'eau à plus de 80 % (Pettersson, 1998 ; Hossain *et al.*, 2005).

L'efficacité d'élimination du bassin est comprise entre 43 et 85 % pour le Cu et Pb. Malgré des fluctuations, les rejets des bassins ne menaçaient pas la qualité environnementale des eaux réceptrices (Revitt *et al.*, 2004). Cependant, l'efficacité de rétention des métaux varie en fonction de la nature de l'ouvrage et du fond géochimique.

1.5.3 Influence des conditions hivernales sur l'efficacité des bassins

Dans les régions froides, la présence de glace et de fondants routiers modifie le transfert des contaminants (fondants routiers et ETM) dans les sols à proximité des chaussées. Les bassins de rétention-décantation voient leur comportement modifié par la présence de glace à leur surface et un apport de contaminants dissous ne pouvant pas être traité efficacement.

Le manteau neigeux accumule les polluants provenant du lessivage, de la route et des dépôts aériens (Oberts, 1994 ; Sansalone *et al.*, 1996 ; Glenn et Sansalone, 2002 ; Westerlund *et al.*, 2003 ; Novotny *et al.*, 2008) et altère le trajet des eaux au travers des fossés (Bayard *et al.*, 2005). La mobilisation de la fraction dissoute a lieu principalement durant les premières fontes de neige (Marsalek, 2003 ; Muthanna *et al.*, 2007), alors que les particules sont piégées dans le manteau neigeux jusqu'à la fonte totale du manteau (Sansalone *et al.*, 1996 ; Westerlund *et al.*, 2003 ; Westerlund et Viklander, 2006 ; Kuoppamäki *et al.*, 2014).

La glace a un effet négatif sur la sédimentation des particules, la teneur en oxygène et la remobilisation des métaux. Elle perturbe le régime hydraulique dans le bassin, le volume de stockage, le temps de rétention (Maksimovic *et al.*, 2000) et la stratification par densité ralentit la circulation interne (Marsalek, 2003 ; Semadeni-Davies, 2006).

La couche de glace stoppe les échanges gazeux avec l'atmosphère et entraîne une réduction du taux d'oxygène présent dans le bassin. Cette baisse d'oxygénation, associée aux températures basses, entraîne une baisse de l'activité biologique (Jokela, 1990). La sédimentation est influencée

par la présence d'eau froide et de fondants ayant une densité plus forte (Jokela, 1990 ; Marsalek, 2003).

La glace et le sel ont un effet sur l'hydraulique du bassin. Le Cl^- est conservé temporairement au sein du bassin. Selon Semadeni-Davies (2006) en hiver et au printemps, le temps de séjour est réduit avec une influence sur la sédimentation, une forte stratification et donc un mélange vertical réduit et une grande mobilité des métaux.

En hiver, de nombreux paramètres évoluent (régime hydraulique, stratification, activité biologique). Aussi, les bassins sont soumis à ces variations qui peuvent influencer leur efficacité de traitement. Ainsi, il est nécessaire de déterminer si dans un contexte plus tempéré, les mécanismes observés en Europe du Nord et en Amérique du Nord influencent également les bassins.

1.6 Conclusion et objectifs de la thèse

Cette synthèse bibliographique a montré la nécessité de l'utilisation du chlorure de sodium en tant que fondant routier. Cependant, émis sur la chaussée lors de l'épandage, il est dispersé vers l'environnement où il contamine l'ensemble des compartiments. Les quantités transportées entraînent une augmentation de la salinité des eaux et des sols et induisent une modification des paramètres biologiques et physico-chimiques. La présence du NaCl engendre également la modification des écosystèmes en entraînant la dégradation des habitats et des menaces accrues pour les organismes vivants.

En milieu routier, le NaCl est transporté au travers des réseaux de collecte vers les bassins routiers. Ces bassins sont conçus pour collecter les eaux de ruissellement et écrêter les débits afin d'éviter les inondations induites par l'imperméabilisation des sols. Ils peuvent également retenir la pollution particulaire grâce à des processus de décantation couplés avec des phénomènes de dilution. Les eaux libérées vers l'environnement présentent alors une contamination inférieure aux eaux de ruissellement se trouvant sur la chaussée. Cependant, le NaCl présent dans les eaux sous forme dissoute Na^+ et Cl^- n'est pas traité efficacement par les bassins. De plus, leur efficacité est réduite lors de conditions hivernales rigoureuses.

En milieu routier, les ETM sont émis depuis différentes sources et sont transportés vers les compartiments environnementaux sous forme particulaire principalement, où ils présentent une forte toxicité pour les organismes vivants. Les ETM sont habituellement fixés dans les sols ou présents dans la fraction particulaire des eaux de ruissellement et peuvent donc être traités par les bassins routiers. Cependant, le Na^+ et le Cl^- influencent les paramètres physico-chimiques des sols et des eaux, et entraînent une augmentation de la mobilité des ETM. Cette augmentation remet en question l'efficacité des bassins de rétention routiers en hiver, ce qui est préoccupant pour l'environnement.

La synthèse bibliographique a mis en lumière plusieurs questions quant à l'influence du NaCl sur la diffusion des polluants métalliques vers les bassins de rétention-décantation jusqu'à l'environnement récepteur. Dans le cadre de la thèse, nous allons chercher à répondre aux

questions suivantes :

- **Quelle proportion de NaCl rejoint directement l’environnement récepteur sans transiter par le bassin ?**
- **Quelle est l’efficacité du bassin quant au traitement du NaCl ?**
- **Le NaCl influence-t-il le transport des particules de la chaussée vers le bassin ?**
- **Influence-t-il les paramètres physico-chimique des eaux de ruissellement ?**
- **Quelle est son influence sur les ETM ?**

Pour répondre à ces questions, il est nécessaire d’étudier (1) le transport du NaCl depuis son émission sur la chaussée vers un bassin de rétention-décantation et son évacuation vers l’environnement récepteur ; (2) les paramètres physico-chimiques et la concentration en ETM des eaux de ruissellement sont analysés afin d’évaluer l’influence du NaCl sur leur composition ; (3) le transport des particules présentes sur la chaussée est déterminé, afin d’observer l’influence du NaCl sur la quantité et la qualité des particules transportées par les eaux de ruissellement. Ce travail repose sur l’étude d’un bassin de rétention-décantation situé sur une route nationale à trafic moyen.

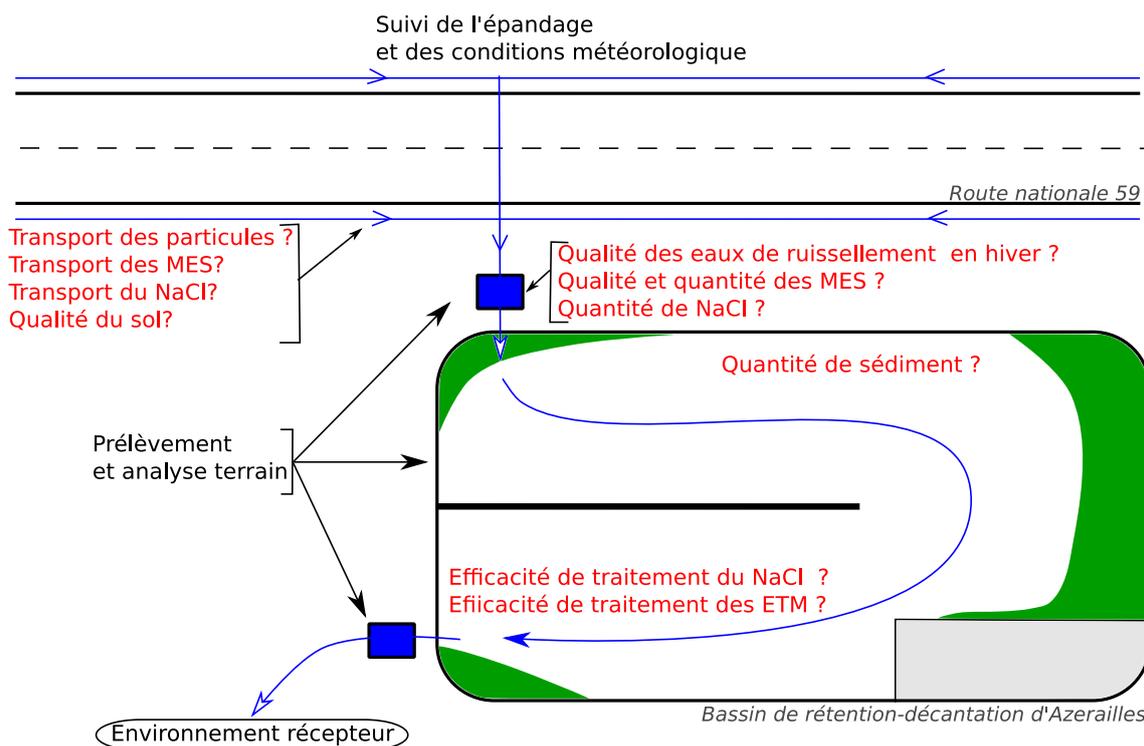


FIGURE 1.7 – Schéma de synthèse des problématiques et de la démarche adoptée

Chapitre 2

Matériels et méthodes : Présentation du site et des mesures de terrain

Sommaire

2.1	Site d'étude : le bassin d'Azerailles	38
2.1.1	Description de la route	38
2.1.2	Description du fond géochimique	38
2.1.3	Bassin de traitement	41
2.2	Description du suivi et de l'instrumentation	42
2.2.1	Suivi des flux de l'eau de ruissellement au sein du bassin	42
2.2.2	Suivi des paramètres physico-chimiques	44
2.3	Suivi de la concentration en chlorure	44
2.3.1	Préparation et conservation	44
2.3.2	Echantillonnage	45
2.3.3	Analyses	45
2.3.4	Suivi des conditions météorologiques	45
2.3.5	Maintenance hivernale : application du NaCl	46
2.4	Mesure du débit	47
2.4.1	Débit de sortie	47
2.4.2	Débit d'entrée	48
2.5	Conclusion	50

2.1 Site d'étude : le bassin d'Azerailles

Ce chapitre porte sur la description du site d'étude et sur les analyses effectuées permettant de caractériser le fonctionnement hydrique du système routier étudié et de répondre à la question du devenir du NaCl épandu sur la chaussée et son rejet vers l'environnement. Deux périodes ont été suivies, dont la durée de la viabilité hivernale a différé : la période I (novembre 2016 - avril 2017) et la période II (novembre 2017 - juin 2018).

2.1.1 Description de la route

L'étude porte sur le suivi et l'analyse d'un ouvrage de collecte et de traitement des eaux pluviales situé sur la route nationale 59 en Meurthe-et-Moselle (France). Ce site a été choisi du fait de sa mise en service récente, en 2009, permettant de connaître son historique. Le bassin étudié collecte les eaux de ruissellement sur 2,3 km de route entre Azerailles et Baccarat (figure 2.1) où le trafic moyen est d'environ 16 000 véh.j⁻¹. Dans le contexte de la région, cette section de route est proche de la médiane regroupant l'ensemble des routes nationales entretenues par la DIR Est (médiane : 16 268 véh.j⁻¹). Cependant, comparativement au trafic autoroutier, elle présente un trafic inférieur au minimum régional : 17 988 véh.j⁻¹ (médiane : 61 732 véh.j⁻¹).

La section de route étudiée a été construite en déblais, c'est-à-dire creusée dans le sol, aussi elle se situe en contrebas des accotements, retenant plus efficacement les eaux et les pollutions sur le bassin routier. Elle est située dans une zone agricole, sans végétation arborée à moins de 100 m. L'origine de la pollution provient, alors, principalement du trafic routier et de l'activité agricole.

Le profil de la route (figure 2.2) comprend 26,5 m de structure imperméable constituée de deux chaussées bidirectionnelles à deux voies, un terre-plein central et deux bandes d'arrêt d'urgence. Ces trois parties sont recouvertes d'une couche de roulement en béton bitumineux mince qui rend la surface imperméable. Les bas-côtés d'une largeur de 7,50 m sont construits en terre végétale provenant de l'excavation de la route. Une couche d'argile de 0,30 m située à environ 0,40 m de profondeur permet de rendre peu perméable les fossés enherbés ; seuls 800 m de fossés ont été bétonnés en proximité du bassin. Aussi, le bassin collecte les eaux de ruissellement provenant de la chaussée dont la superficie est de 60 950 m² (78 % de surface imperméabilisée), et des bas-côtés, soit 17 250 m² (22 % de surface perméable). Au total, les eaux pluviales sont collectées sur 78 200 m² de route (chaussée et bas-côtés confondus)¹.

De plus, afin de sécuriser la route, le terre-plein central est constitué de glissières de sécurité galvanisées, tout comme la bande d'arrêt d'urgence longeant le bassin de rétention-décantation.

2.1.2 Description du fond géochimique

La section de route étudiée se situe dans une région où le sous-sol est caractéristique des Vosges gréseuses. Les fossés et les accotements ont été construits à partir du sol excavé du site du

1. Communication interne (DIR Est)

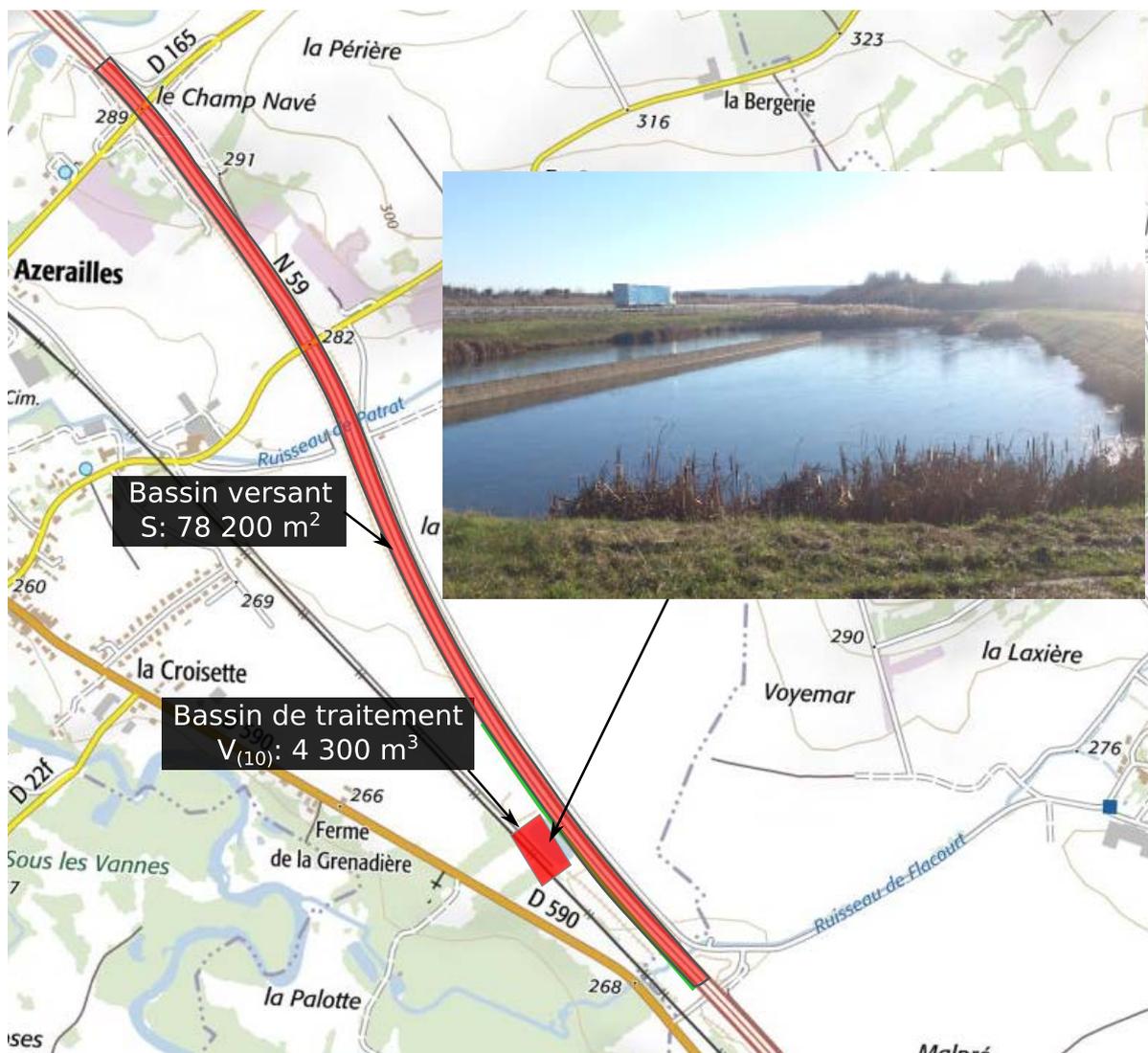


FIGURE 2.1 – Bassin versant du bassin de rétention d’Azerailles

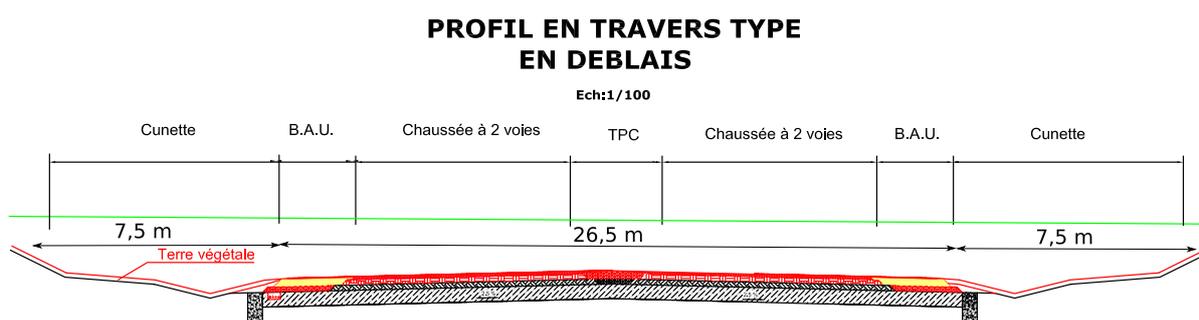


FIGURE 2.2 – Profil de la route, BAU : bande d’arrêt d’urgence, TPC : terre-plein central

chantier. Aussi, il est nécessaire de connaître la structure du sous-sol dans le but d’apporter une meilleure connaissance des éléments pouvant être collectés par le bassin. Des forages effectués pour des captages d’eau ont été réalisés à proximité du tracé de la route et ont permis de caractériser le sous-sol. À Azerailles, en 1973, un captage a été réalisé sur le tracé de la RN59.

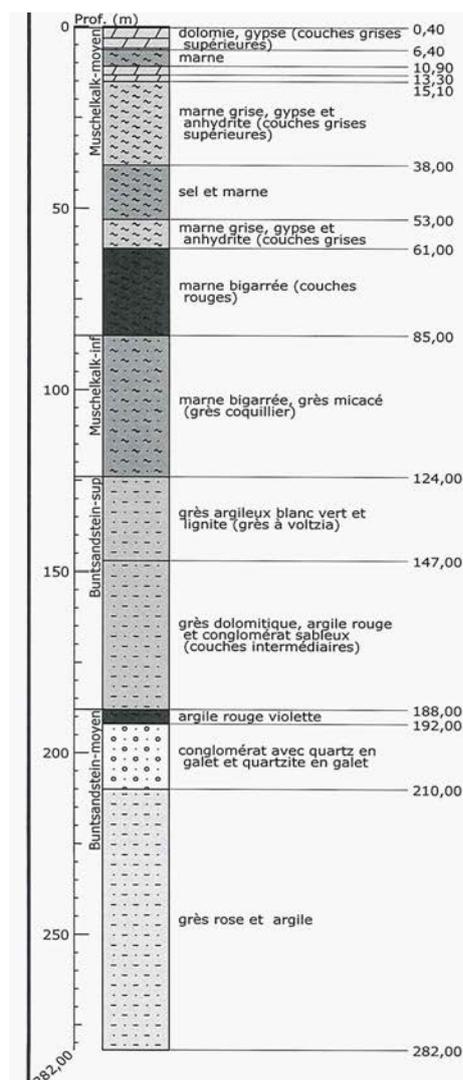


FIGURE 2.3 – Formation du sous-sol

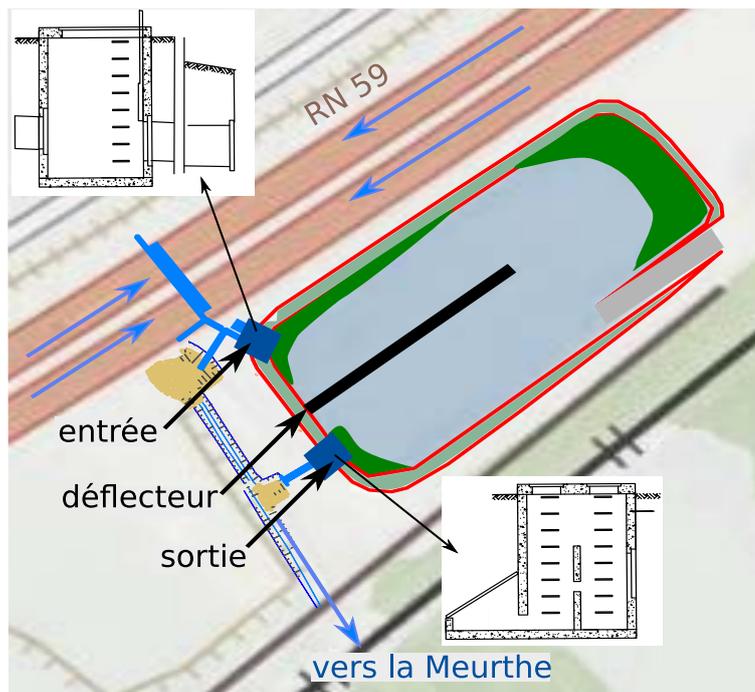


FIGURE 2.4 – Bassin de rétention d'Azerailles

Le carottage a permis d'identifier la présence de marnes, grès et argile jusqu'à -61 m avec une coloration rouge due à la présence de fer (Gamermann, 1979). Les marnes grises sont les plus représentées jusqu'à la surface avec la présence de dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et anhydrite (CaSO_4). La route ayant été creusée dans cette couche de marnes grises, nous émettons l'hypothèse que les fossés sont composés de minéraux similaires à ces couches de marnes grises. (figure 2.3).

La Meurthe, cours d'eau récepteur des eaux du bassin, présente une dégradation de la qualité de ces eaux tout au long de son trajet depuis sa source (Montabey, Les Vosges) jusqu'à son rejet dans la Moselle. En tête de bassin, la Meurthe présente un état chimique et écologique bon à très bon. En amont du bassin de rétention-décantation, l'état chimique et écologique se dégrade (respectivement mauvais et moyen). A Azerailles, l'état chimique est toujours mauvais et l'état écologique est médiocre (Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2015). Le tableau 2.1 présente l'évolution des paramètres des eaux de la Meurthe. Ces paramètres mettent en évidence l'augmentation de

TABLEAU 2.1 – Qualité des eaux de la Meurthe en différents points de la Meurthe (Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2015) (cond. : conductivité)

Paramètres	Tête du bassin versant (Fraize, Vosges)	Amont du bassin de rétention (Gratin)	Bassin de rétention (Azerailles, Meurthe et Moselle)
pH	7,1 - 7,6	6,9 - 7,6	7,2 - 7,8
cond. (mS.cm ⁻¹)	0,10	0, 13	0,16
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	12,8	14,9	16,9
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	5,2	7,9	9,6
Cu ²⁺ (mg.L ⁻¹)	0,58	1,2	1,5
Zn ²⁺ (mg.L ⁻¹)	1,3	4,9	4,9
Paramètres	Aval du bassin (Saint Clément)	Aval du bassin (Damelevières)	
pH	7,1 - 8,2	7,4 - 8,0	
cond. (mS.cm ⁻¹)	0,19	0,37	
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	14,5	19,2	
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	12,3	69,0	
Cu ²⁺ (mg.L ⁻¹)	0,92	1,1	
Zn ²⁺ (mg.L ⁻¹)	4,0	9,1	

la salinité (conductivité, Cl⁻ et SO₄²⁻) et de la polluants du cours d'eau (cuivre et zinc dissous). Cette dégradation de la qualité des eaux de Meurthe provient des nombreuses villes traversées et de la présence de plusieurs industrie installé près de son lit (Novacarb, Solvay)(DREAL Grand-Est, 2016).

2.1.3 Bassin de traitement

L'ouvrage étudié est un bassin de rétention-décantation en eau qui traite les eaux de ruissellement (figure 2.4). Il a été mis en fonction en même temps que la route. Son imperméabilisation a été réalisée à l'aide d'une géomembrane sur laquelle une chape de béton a été coulée afin de stabiliser le fond. Ce bassin a été conçu pour pouvoir gérer des pluies décennales (période de retour de 10 ans), c'est-à-dire des événements pluvieux dont le débit moyen est de 6,6 mm.h⁻¹ pendant 6 h. Il peut contenir un volume de 4 250 m³. Durant les deux périodes hivernales étudiées, les valeurs de débit entrant dans le bassin ont été comprises entre 0 et 96 L.s⁻¹. Le bassin a la particularité de posséder une entrée et une sortie situées sur le même côté. Afin d'augmenter le temps de rétention des eaux transitant dans le bassin, un mur a été construit en son centre : il joue le rôle de déflecteur.

Une végétation dense de *Typha latifolia* a été plantée devant l'embouchure du regard d'entrée réduisant les débits, retenant les gros déchets et favorisant la sédimentation (Liu et Shen, 2008). Les *T. latifolia* se sont développés jusqu'à couvrir les bords avoisinant de l'entrée et près de la sortie du bassin. Des *Phragmites australis* ont colonisé le bord opposé de l'entrée et des *Potamogeton* sp. se sont implantés dans la grille du regard de sortie. Les eaux ayant transité dans le bassin sont évacuées par surverse et rejoignent la Meurthe via un ruisseau artificiel.

Les eaux pluviales sont collectées au travers d'un réseau de collecte constitué des fossés enherbés imperméabilisés par une couche d'argile qui conduisent vers des cunettes en béton ou des caniveaux à fente, puis vers une canalisation en béton de 800 mm de diamètre. Avant d'entrer dans le bassin, l'eau se déverse dans un regard contenant un bac dessableur, permettant d'éliminer les particules les plus grossières et de réduire la vitesse de l'écoulement des eaux. En sortie du bassin, l'eau est évacuée par surverse à travers un orifice de fuite situé à 0,68 m muni d'un clapet hermétique (en cas de pollution accidentelle).

2.2 Description du suivi et de l'instrumentation

2.2.1 Suivi des flux de l'eau de ruissellement au sein du bassin

Les flux de l'eau entrant et sortant du bassin ont été suivis durant les deux périodes hivernales étudiées. Ils ont été déterminés à l'aide des valeurs de débit calculé à partir de la hauteur d'eau en entrée et en sortie du bassin. Le débit a été calculé à l'aide de lois d'écoulement au droit des déversoirs à seuil (voir 2.4.2). Cette méthode a été privilégiée à la mesure par débitmètre de type DOPPLER, du fait de la forte variation des débits et du charriage des particules plus ou moins grossières, ainsi que des déchets végétaux et anthropiques, qui peuvent colmater la sonde.

Entrée L'eau de ruissellement arrive dans un ouvrage d'entrée constitué d'un bac dessableur, puis rejoint le bassin au travers d'une buse en béton de 0,8 m de diamètre et d'une longueur de 5 m. Le seuil a été positionné en sortie de la buse.

Durant la période I, un seuil triangulaire a été installé permettant une mesure précise du débit (figure 2.5). Le seuil présente une ouverture de 40° avec une pelle de 0,15 m (hauteur d'eau sous le seuil). Cependant, il s'est avéré mal adapté au système étudié, du fait de l'encombrement de l'ouverture triangulaire par les déchets. Les débris perturbant la lecture de la hauteur d'eau et modifiant l'écoulement, le débit a été estimé à partir du bilan hydrique du bassin (équation 2.5).

Durant l'été 2017, le seuil triangulaire a été retiré pour être remplacé par un seuil rectangulaire d'une ouverture de 0,3 m de large, 0,35 m de haut et une pelle de 0,15 m. Il a été dimensionné à partir de la variation des débits entrants estimés à partir du bilan hydrique (équation 2.5) durant la saison hivernale de 2016-2017. Bien que moins précis que le premier seuil, sa forme rectangulaire a permis d'éviter l'encombrement par des déchets durant la période 2017-2018. (figure 2.6).

Sortie L'eau s'écoule dans le bassin vers le regard de sortie, formé de deux compartiments. Elle entre dans le premier compartiment par une ouverture grillagée située à la base du regard, sous une cloison siphonide. L'eau se déverse dans le second par surverse au travers d'une buse en métal résiné de 0,2 m de diamètre et 0,3 m de largeur situé à 0,68 m du fond. Le débit est obtenu à partir de cette buse suivant le calcul des déversoirs circulaires en surface libre (équation 2.1). Bien que la mesure à l'aide d'un seuil à réduction latéral (tel que le seuil triangle)

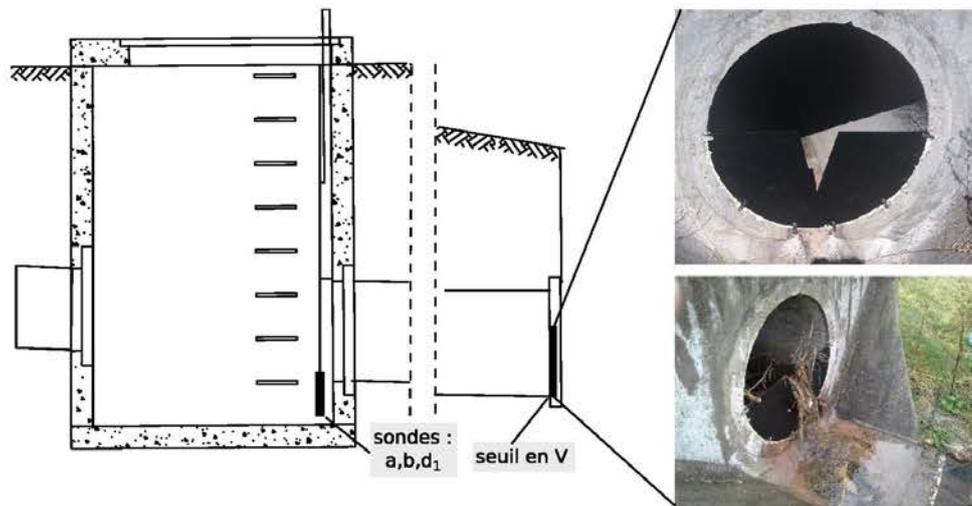


FIGURE 2.5 – Schéma du regard d'entrée durant l'hiver 2016-2017, photo du seuil à l'installation (haut) et suite à un événement pluvieux (bas)

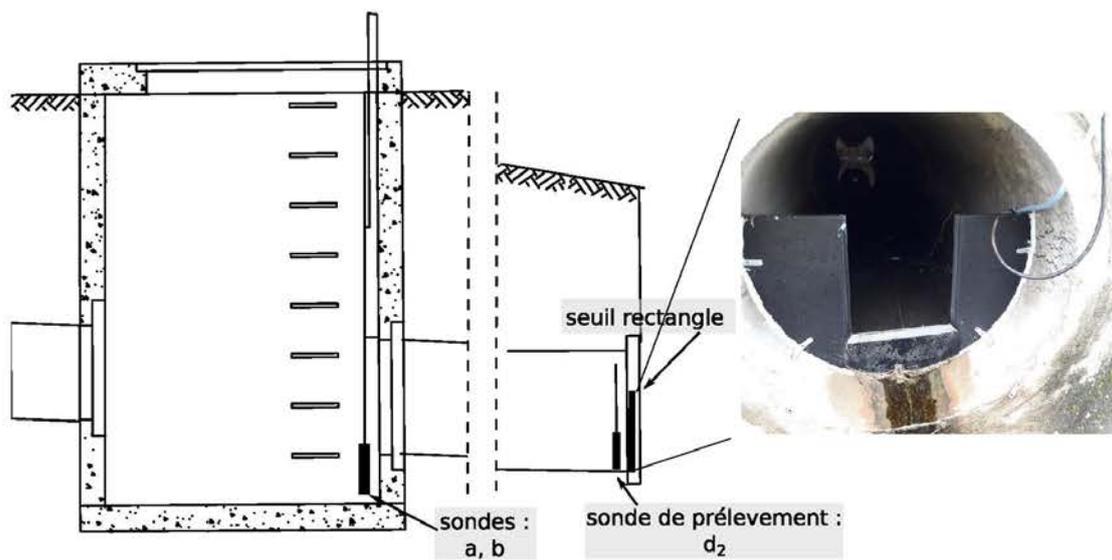


FIGURE 2.6 – Schéma du regard d'entrée durant l'hiver 2017-2018, photo du seuil suite à un événement pluvieux

soit plus précise, la pose d'un tel seuil n'a pas pu être effectuée pour ne pas empêcher son bon fonctionnement (figure 2.7).

En amont de chaque seuil (en entrée comme en sortie), un capteur de pression qui permet de traduire la pression de l'eau en hauteur (Level Troll 500, In situ) a été installé.

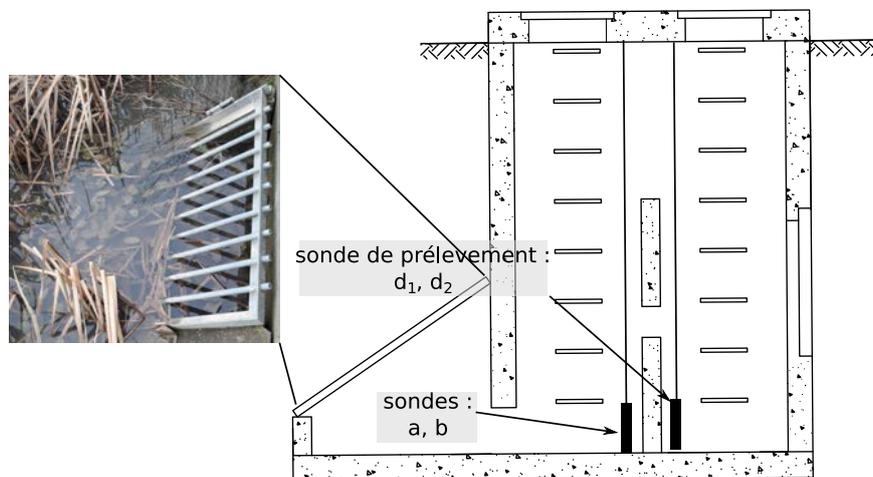


FIGURE 2.7 – Schéma du regard de sortie, photo de la grille de sortie

2.2.2 Suivi des paramètres physico-chimiques

Le matériel pour le suivi a été choisi afin de tolérer des températures négatives (jusqu'à $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$), ainsi que le gel et dégel. Cependant, les appareils de mesure et leur batterie sont tout de même fragilisés par ces conditions hivernales rigoureuses, aussi certaines données sont manquantes. Des multisondes mesurant le pH, la conductivité (corrigée à $20\text{ }^{\circ}\text{C}$) et la température de l'eau (AP-700, Aquaread) ont été installées dans les regards d'entrée et de sortie afin de suivre en continu l'évolution des paramètres chimiques des eaux.

La mesure des paramètres physico-chimiques des eaux de ruissellement n'a été prise en compte que lorsque la hauteur d'eau était supérieure à $0,15\text{ m}$ (déversement de l'eau dans le bassin) afin de limiter l'influence des eaux ayant stagné dans le bac déssableur.

Les prélèvements automatiques d'eau ont été effectués dans le regard à l'aide d'un ISCO 2700 durant la période I. Lors de la période II, il a été remplacé par un ISCO Avalanche capable de conserver les échantillons à 4°C et de dater les prélèvements. Le déclenchement des appareils a été asservi à la hauteur d'eau grâce à des sondes de détection de surverse, localisées à proximité du seuil.

2.3 Suivi de la concentration en chlorure

2.3.1 Préparation et conservation

L'ensemble du matériel utilisé a été choisi en PEHD (polyéthylène haute densité) et non en verre pour éviter l'adsorption des métaux sur les parois, à l'exception de la verrerie de précision

et des fioles de 1,5 mL pour chromatographie.

L'ensemble du matériel est lavé entre deux campagnes : il est placé pendant 24 h dans un bain de HNO_3 (67 % pour analyse des métaux traces (TM)), dilué à 10 % (v/v) avec de l'eau ultra-pure (filtration Millipore, 18,2 M Ω), il est ensuite rincé trois fois à l'eau ultra-pure.

Les échantillons prélevés par les automates sont récupérés sous 24 h. Le transport s'effectue dans une glacière afin de conserver les échantillons à une température d'environ 4 °C. Une fois au laboratoire, les échantillons sont stockés à 4 °C avant d'être traités.

2.3.2 Echantillonnage

Les préleveurs automatiques ont collecté des échantillons d'eau dans les regards durant les deux périodes hivernales. L'eau prélevée correspond en entrée à l'eau de ruissellement routière entrant dans le bassin après passage dans les réseaux de collecte, et en sortie à l'eau du bassin se déversant dans le milieu naturel. Les préleveurs ISCO 2700 (période I) ont prélevé 24 échantillons de 1 L (pas de temps de 20 min) durant huit campagnes alors que les préleveurs ISCO Avalanche (période II) ont collecté 14 échantillons de 0,8 L (même pas de temps) durant dix campagnes.

Les échantillons ont été récupérés sous 24 h et stockés à 4 °C après avoir été stabilisés à l'aide d'une solution à 1 % de HNO_3 (TM).

2.3.3 Analyses

Le pH et la conductivité ont été mesurés dès l'arrivée des échantillons au laboratoire (Cyber Scan 600, Eutech Instruments). Lorsque la variation de la conductivité entre deux échantillons successifs était inférieure à 10 %, les deux échantillons étaient regroupés en un seul échantillon composite.

Ils ont été, par la suite, filtrés à l'aide d'une pompe à vide sur des filtres en acétate de cellulose de porosité 0,45 μm afin de séparer la fraction dissoute et mesurer la masse de matière en suspension (MES). Les volumes d'échantillons variaient entre 0,2 et 0,4 L. Les filtres ont été séchés à 40 °C en étuve durant sept jours avant d'être pesés.

La concentration en chlorure a été mesurée sur la fraction dissoute par chromatographie ionique à résine cationique (ISC-3000, Dionex). Lorsque la concentration en Cl^- excédait 900 mg.L^{-1} , la résine était saturée. Dans ce cas, la mesure de la concentration était effectuée par titration potentiométrique à l' AgNO_3 (titrateur automatique Titrando, Metrohm). Le titrant était une solution de AgNO_3 concentrée à 0,1 M et le potentiel était mesuré à l'aide d'une électrode composée d'une bague en argent et d'une solution de KNO_3 concentrée à 1 mg.L^{-1} .

2.3.4 Suivi des conditions météorologiques

Les conditions météorologiques ont été suivies grâce aux données collectées par Météo France à la station météorologique d'Essey-lès-Nancy située à 40 km au Nord-Ouest du site d'étude. Afin d'avoir des données plus précises et plus complètes sur l'intensité des précipitations, un pluviomètre à auget de résolution 0,2 mm (HOBO0006, Prosensor) a été installé en décembre

2017 sur le site, à 2 m du sol près du bassin et une estimation à partir d'un modèle² a été réalisée pour compléter les données de la station d'Essey-lès-Nancy. Il a fourni les données de pluviométrie et de température de l'air. Les autres données météorologiques (intensité solaire, valeur d'évapo-transpiration) sont issues des données de Météo France à la station d'Essey-lès-Nancy.

Le tableau 2.2 présente l'ensemble du matériel instrumentant le bassin.

TABLEAU 2.2 – Récapitulatif de l'instrumentation du bassin

id	Paramètres mesurés	Marque	Localisation	Mise en service
a	pH conductivité température	Aquaread AP-700	entrée/sortie	Janvier 2016
b	hauteur eau température eau	In situ, Level Troll 500	entrée/sortie	Janvier 2016
c	température air intensité pluvieuse	Prosensor, Hobo 006	site du bassin	Décembre 2017
d ₁	prélèvement eau	Ijinus ISCO 2700	entrée/sortie	Septembre 2016
d ₂	prélèvement eau	Ijinus Avalange	entrée/sortie	Août 2017

2.3.5 Maintenance hivernale : application du NaCl

Les quantités de sel épandues sur la chaussée et les heures de passage sont essentielles pour estimer le devenir du NaCl sur l'impluvium et au sein du bassin. La maintenance hivernale de la section de route étudiée est effectuée par le Centre d'Exploitation et d'Intervention (CEI) dont les saleuses sont réglées en fonction du type de sortie. Le sel est épandu sous forme de bouillie (eau + 30 % massique de fondants routiers et fondants en grains). Les événements neigeux sont traité *via* une double action : (1) le raclage de la neige vers les bas-côtes par les engins de déneigement, suivi (2) de l'épandage des fondants. La saumure a été préparée à partir de sel marin alors que les fondants en grains proviennent de sel extraits de la mine de Varangéville. Les compositions de ces deux formes de fondants sont présentées dans le tableau 2.3.

Durant la période hivernale I, les saleuses ont toujours été réglées pour épandre environ 20 g.m². Au total, 41 interventions ont été effectuées par le CEI de Saint-Dié entre le 6 décembre 2016 et le 18 février 2017.

Les engins ne salant que les voies de circulation (7 m pour chaque direction), sur la totalité du bassin-versant étudié (2,3 km), 26,4 t de fondants routiers ont été théoriquement épandus durant la période I. Cependant, le CEI a indiqué l'utilisation de seulement 25 t de fondants durant cet hiver, aussi nous utiliserons leurs données.

Lors de la période II, les saleuses ont été réglées selon trois conditions :

- traitement pré-curatif : épandage de 20 g.m⁻² ;
- traitement du verglas : épandage de 10 g.m⁻² ;

2. donnée interne Cerema

TABLEAU 2.3 – Composition des fondants utilisés, exprimées en pourcentage massique (LD : limite de détection)

	Fondants en grains	Saumure
Cl ⁻	56,4	57,1
Na ⁺	36,6	42,3
SO ₄ ²⁻	1,43	0,60
Ca ²⁺	0,36	-
Mg ²⁺	0,02	-
Hexaferrocyanure	0,05	0,001
Zn	<LD	0,0001

- traitement de la neige : épandage de 15 g.m⁻².

Au total, 48 interventions ont été effectuées sur l'impluvium entre le 29 novembre 2017 et le 24 mars 2018 par le CEI (35 salages pré-curatifs, 10 salages contre les phénomènes neigeux et 3 salages contre les phénomènes verglaçants). Aussi, 28 t de fondants ont été épandus durant la période II.

2.4 Mesure du débit

2.4.1 Débit de sortie

L'eau présente dans le bassin est évacuée par surverse au travers d'une buse en métal résiné. Le débit de surverse est mesuré à partir de la hauteur d'eau grâce au calcul du débit au droit d'un seuil circulaire à surface libre. La buse résinée de 0,2 m de diamètre et 0,3 m de longueur joue le rôle de seuil, aussi, l'équation de Manning (équation 2.1) (Manning, 1891 ; Powell, 1960) est utilisée en sortie de l'ouvrage (figure 2.8).

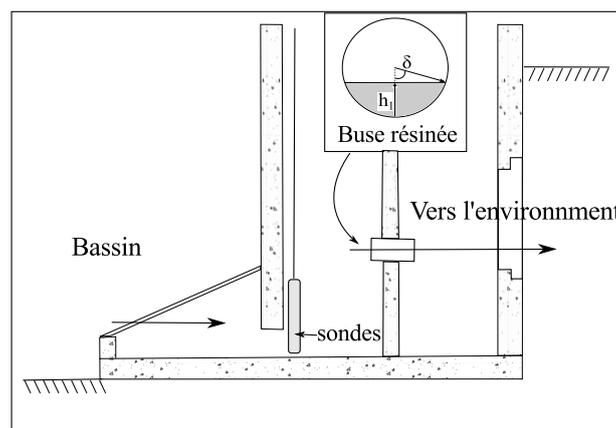


FIGURE 2.8 – Schéma du regard de sortie, visualisation de la buse

$$Q_{out} = K_s \cdot S_s \cdot R_h^{2/3} \cdot \sqrt{i} \quad (2.1)$$

où Q_{out} est le débit de surverse exprimé en $m^3.s^{-1}$, K_s est le coefficient de Strickler ($m^{-1/3}.s^{-1}$) qui prend en compte la rugosité de la buse. Dans notre système, elle a été fixée à 100 selon [Pernes \(2003\)](#) car la buse courte et résinée est considérée comme lisse et n'entraîne pas de perte de vitesse. i est la pente de la buse établie à $0,05 m.m^{-1}$, S est l'aire mouillée détaillée dans l'équation 2.2 (m^2) et Rh le rayon hydraulique (m) donné dans l'équation 2.4.

$$S = \frac{D^4}{4}(\delta - \cos \delta . \sin \delta) \quad (2.2)$$

où D est le diamètre de la buse (m) et δ l'angle (rad) soumis à la hauteur d'eau h_w (m) présent dans la buse (équation 2.3).

$$h_w = \frac{D}{2}(1 - \cos \delta) \quad (2.3)$$

$$Rh = \frac{D}{4}\left(1 - \frac{\sin \delta - \cos \delta}{\delta}\right) \quad (2.4)$$

Le débit de sortie permet, grâce à son intégration sur la durée de l'étude, de déterminer le volume d'eau sortant du bassin à l'issue des périodes hivernales I et II.

2.4.2 Débit d'entrée

Le débit ne peut être mesuré par un débitmètre, du fait de la configuration de l'ouvrage et des variations sur de faibles débits. La pose d'un canal venturi qui permet d'estimer finement le débit, n'a pas été possible sur cet ouvrage déjà en fonction. Le débit a donc été calculé à partir de la hauteur d'eau obtenue par la pose d'un seuil de déversoir qui ne perturbe pas le fonctionnement de l'ouvrage et permet d'estimer les débits entrants.

La mesure du débit entrant a été effectuée de deux manières différentes afin de pallier l'absence de données de hauteurs d'eau exploitables durant la période de 2016-2017 due à l'utilisation d'un seuil triangulaire. Le bilan hydrique est calculé pour les deux années afin de pouvoir les comparer.

Bilan hydrique. Le débit d'entrée Q_{in} ($m^3.s^{-1}$) a été estimé à partir du débit de sortie Q_{out} ($m^3.s^{-1}$), de la variation du volume du bassin $\frac{dV}{dt}$ ($m^3.s^{-1}$) et du débit de précipitation tombant directement dans le bassin Q_{rain} ($m^3.s^{-1}$).

$$\frac{dV}{dt} = Q_{in} + Q_{rain} - Q_{out} \quad (2.5)$$

La variation en continu de la superficie et du volume du bassin a été calculée à partir d'équations établies grâce à une représentation 3D du bassin. Le bassin a été dessiné à l'aide d'un logiciel de conception assistée par ordinateur : Salomé (www.salome-platform.org)³ qui a permis de définir les équations donnant la surface et le volume du bassin à partir de la hauteur d'eau (h_w) en mètre. Le **volume** V (m^3) a été déterminé par la relation suivante ([Barbier et al., 2018](#)) :

3. Avec l'aide de Dr Julien LAURENT (ENGEES)

$$V = 4242.h_w - 290 \quad (2.6)$$

La surface du bassin A (m^2) dépend de la hauteur selon l'équation suivante :

$$S = 599.h_w + 3963 \quad (2.7)$$

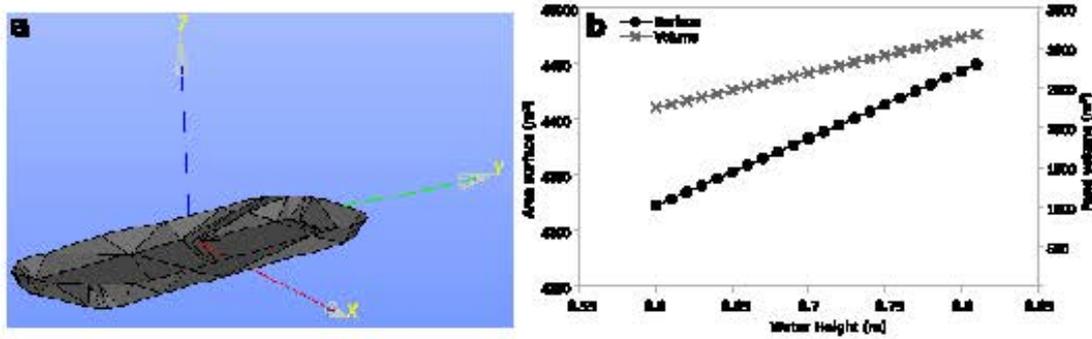


FIGURE 2.9 – Dessin du bassin sous Salomé (a), surface et volume en fonction de la hauteur d'eau (b)

Le **débit de pluie** ($m^3.s^{-1}$) a été calculé à partir de l'intensité pluvieuse à l'instant t I_t ($m.s^{-1}$) et de A_t la surface (m^2) au même instant.

$$Q_{rain} = I_t.A_t \quad (2.8)$$

À partir du débit sortant, de la variation du volume et du débit de pluie, il a été estimé le débit entrant à l'instant t .

$$Q_{in} = \frac{dV}{dt} + Q_{out} - Q_{rain} \quad (2.9)$$

Les volumes d'eau de pluie entrant et sortant sur la totalité des périodes étudiées ont été calculés grâce à l'intégration des débits respectifs sur la durée des périodes étudiées avec un pas de temps de 15 min.

Mesure du débit à l'aide d'un déversoir à seuil à contraction latéral rectangulaire.

Lors de la période II, un seuil à contraction latérale rectangulaire a été installé en sortie de la buse d'entrée. Ne retenant pas les déchets grossiers comme le seuil triangulaire, la mesure de la hauteur d'eau n'a pas été perturbée. Le débit a donc pu être calculé à partir de la formule de **Kindsvater et Carter (1959)**(équation 2.10) définie pour ce type de seuil.

$$Q_{in} = \mu L_e (h_e)^{3/2} \sqrt{2g} \quad (2.10)$$

où μ est le coefficient de débit (sans dimension) exprimé par :

$$\mu = \frac{2}{3} \left(\phi + \psi \frac{h_i}{p} \right) \quad (2.11)$$

avec $\phi = 0,58$ et $\psi = 0,005$ selon **Carlier (1998)** et h_i la hauteur d'eau (m) au dessus de seuil.

h_e est la hauteur d'eau effective (m) telle que :

$$h_e = h_i + K_h \quad (2.12)$$

avec la constante $K_h = 0,001$ m selon Carlier (1998).

L_e est la largeur effective (m) :

$$L_e = L_i + K_i \quad (2.13)$$

avec le facteur numérique $K_i = 0,0025$ m selon Carlier (1998), L_i fonction de la L/B (L : largeur de l'ouverture du seuil (m) et B la largeur de la canalisation (m))

2.5 Conclusion

L'étude a porté sur un bassin de rétention-décantation d'un volume de 4 250 m³ pour une précipitation décennale (temps de retour de dix ans). Il collecte les eaux de ruissellement routier sur un tronçon de 2,3 km d'une route nationale à 2x2 voies, dont environ 78 % ont été imperméabilisés (couche de bitume). Pour établir les bilans de masse hydrique et en chlorure, des sondes de hauteur d'eau et multiparamètres ont été installées en amont et en aval du bassin, complétées par l'installation d'un pluviomètre sur le terrain. En parallèle, la concentration a été mesurée dans les eaux prélevées aux deux points. Le débit a été calculé selon deux méthodes différentes : (1) à partir des lois d'écoulement au droit d'un déversoir à seuil et (2) à partir du bilan hydrique du bassin (figure 2.10).

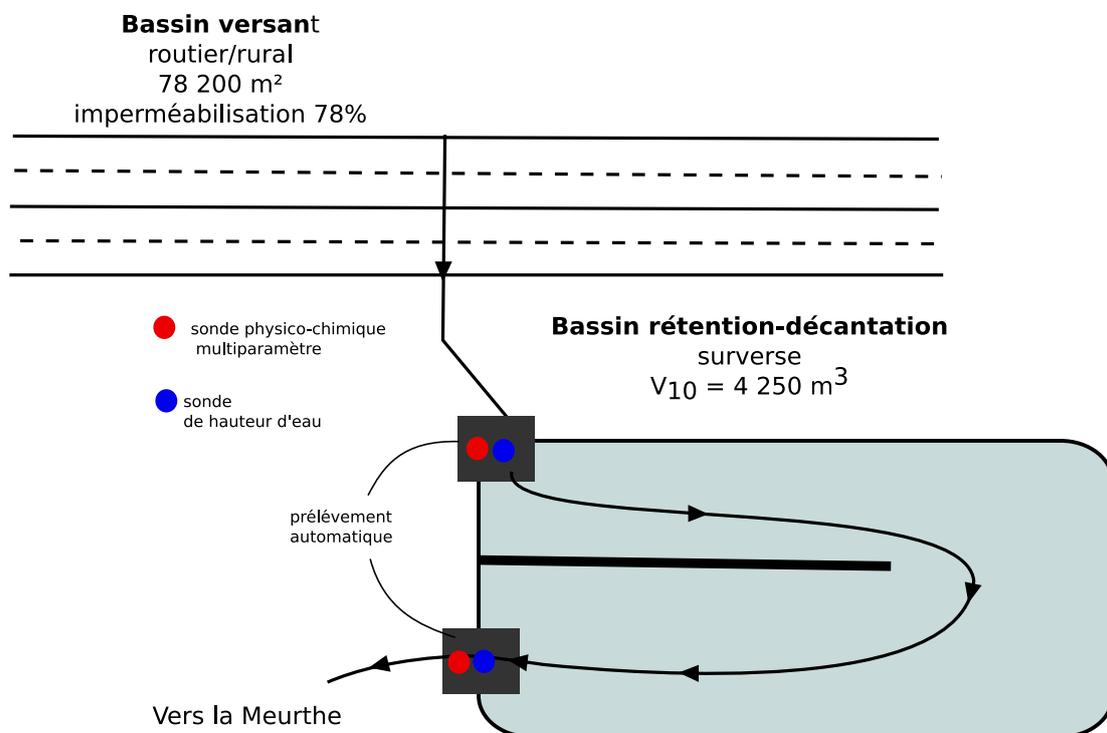


FIGURE 2.10 – Schéma de l'instrumentation du bassin d'Azerailles

Chapitre 3

Transfert et rétention des fondants routiers

Sommaire

3.1	Introduction	52
3.2	Description des conditions météorologiques	52
3.3	Relation entre conductivité et concentration en chlorure	54
3.4	Suivi de l'eau de ruissellement	59
3.4.1	Temps de réponse de l'eau sur la chaussée	59
3.4.2	Transport et rétention de l'eau au sein du système étudié	59
3.5	Évolution de la concentration en chlorure	63
3.6	Devenir des fondants routiers présents sur la chaussée	66
3.6.1	Épandage des fondants routiers	66
3.6.2	Temps de séjour du NaCl sur la chaussée	66
3.6.3	Transport vers le bassin et rétention des fondants routiers	66
3.7	Devenir des fondants routiers entrant dans le bassin	69
3.7.1	Temps de séjour des fondants routiers dans le bassin	69
3.7.2	Transport du bassin vers l'environnement	70
3.8	Conclusion	71

3.1 Introduction

Ce chapitre porte sur l'étude du devenir des eaux de ruissellement et des fondants routiers sur le bassin de rétention-décantation d'Azerailles. Il décrit les résultats du suivi des conditions météorologiques de ces deux périodes. Une relation établie entre la conductivité mesurée dans les eaux et la concentration en chlorure permettra de suivre cette concentration en continu pour dresser des bilans massiques sur le sel dans le bassin.

Il s'agira, après cela, de discuter les résultats concernant les mesures de débits en entrée et en sortie de bassin, et des bilans effectués sur le sel, épandu sur la chaussée d'une part et collecté par le bassin d'autre part. L'objectif est de mieux comprendre le devenir des fondants routiers dans ce système au cours de deux hivers aux conditions météorologiques contrastées.

3.2 Description des conditions météorologiques

L'étude de deux années consécutives permet d'observer l'influence des conditions météorologiques sur le transfert du NaCl et des eaux de ruissellement vers le bassin de traitement.

Les périodes observées présentent des conditions météorologiques dont les différences sont remarquables. L'observation de la période hivernale I : de décembre 2016 à février 2017 (figure 3.1), montre que les mois de décembre 2016 et janvier 2017 ont été relativement froids avec une moyenne mensuelle de respectivement 1,67 et -1,28 °C. Durant la période II, seul le mois de février 2018 a présenté des valeurs mensuelles aussi basses avec 0,07 °C. La période I a été la plus sèche dont le mois le plus pluvieux est novembre 2016 avec 109,0 mm de précipitations cumulées. Les mois de novembre 2017 et janvier 2018 ont vu les plus hautes valeurs de précipitation avec respectivement 148,0 et 151,8 mm. La période estivale séparant les deux périodes hivernales étudiées a permis le lessivage de l'impluvium et un renouvellement de l'eau du bassin par les précipitations dont les hauteurs mensuelles sont comprises entre 35,8 à 88,4 mm.

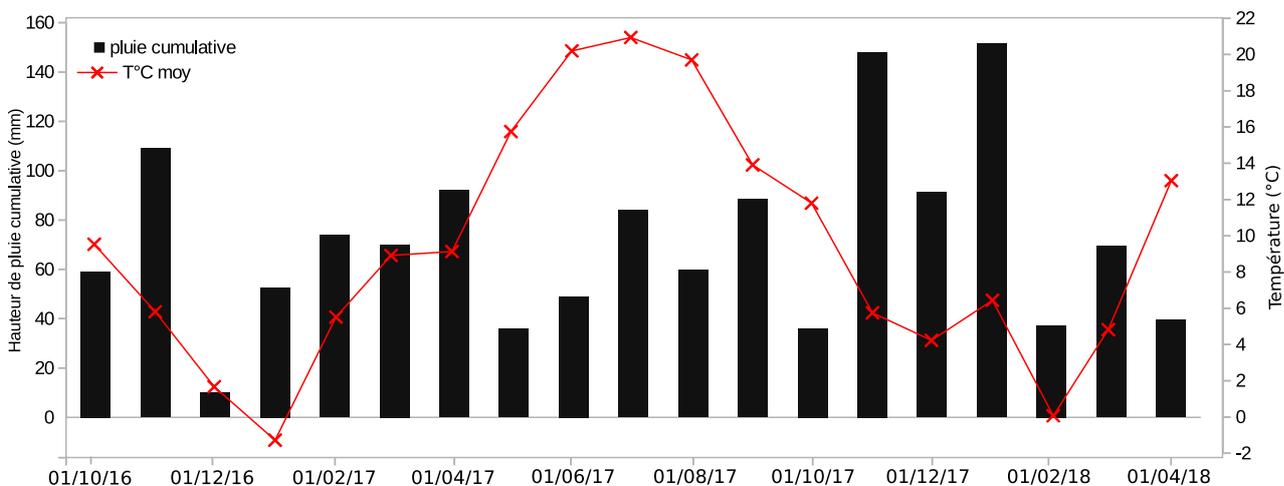


FIGURE 3.1 – Fig.6 : Cumul mensuel des précipitations et température moyenne mensuelle entre octobre 2016 et avril 2017

L’observation des périodes hivernales permet de préciser les observations mensuelles (figures 3.2 et 3.3).

La période I est caractérisée par des températures basses et un temps relativement sec. La température a été inférieure à 0 °C durant 587 h, rendant possible la formation de neige et de verglas. La précipitation cumulée entre décembre 2016 et mars 2017 était de 108 mm. Cette période a été remarquable notamment pour ces deux périodes de temps sec :

- entre le 20 novembre et le 20 décembre 2016 ;
- entre le 15 et le 30 janvier 2017.

Le mois de janvier a présenté des événements neigeux entre le 4 et 14 janvier. La neige a été raclée et envoyée dans les fossés où elle piège les polluants (Helmreich *et al.*, 2010). Le 13 janvier, la neige a entièrement fondu en raison de précipitations et de températures supérieures à 4 °C. Le manteau neigeux, présent sur les accotements suite au raclage, a fondu durant la période sèche sans apport d’eau vers le bassin de rétention. Les salages ont principalement eu lieu lors des périodes sèches dont les températures étaient basses pour prévenir la survenue de verglas et lors des phénomènes neigeux afin d’améliorer la fonte de la neige sur la chaussée après raclage. Le 18 février a eu lieu le dernier salage de la saison 2016-2017.

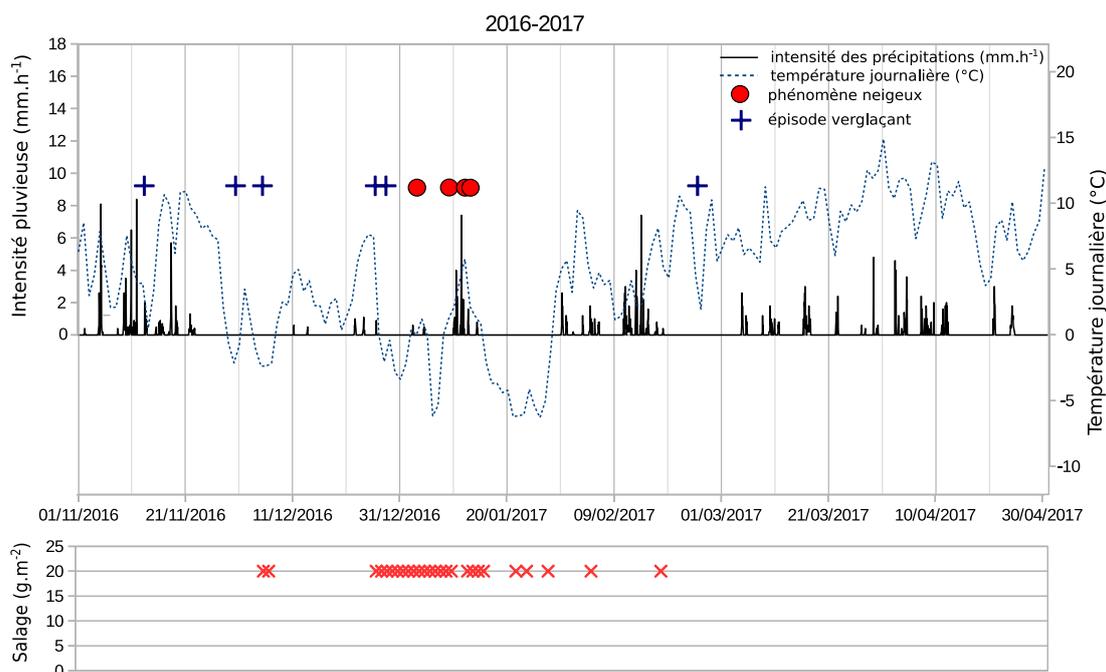


FIGURE 3.2 – Condition hivernale durant la période I : évolution des salages (croix rouges), de la précipitation horaire (histogramme noir), de la température journalière (courbe bleue), avec les phénomènes neigeux (ronds rouges) et les épisodes verglaçants (croix bleues)

La période II a été plus chaude et significativement plus riche en précipitations. Les températures négatives ont été enregistrées durant 386 heures cumulées et 497,8 mm de pluies sont tombées sur la chaussée. Des phénomènes neigeux plus nombreux ont eu lieu :

- entre le 30 novembre et le 29 décembre 2017 ;

- entre le 5 février et le 17 février 2018.

Ces phénomènes ont été suivis par le raclage et le salage à 15 g.m^{-2} de sel. Les conditions météorologiques n'ont pas permis la conservation de la neige dans les fossés, celle-ci ayant fondu rapidement suite à son raclage. De nombreux salages préventifs ont également été effectués durant ces périodes afin de prévenir la survenue de verglas sur chaussée humide et refroidie par la neige. De plus, un refroidissement brutal en mars a retardé la fermeture de l'activité de la viabilité hivernale (habituellement entre le 15 novembre et le 15 mars) et a entraîné des salages curatifs supplémentaires jusqu'au 24 mars 2018 (20 g.m^{-2} de sel).

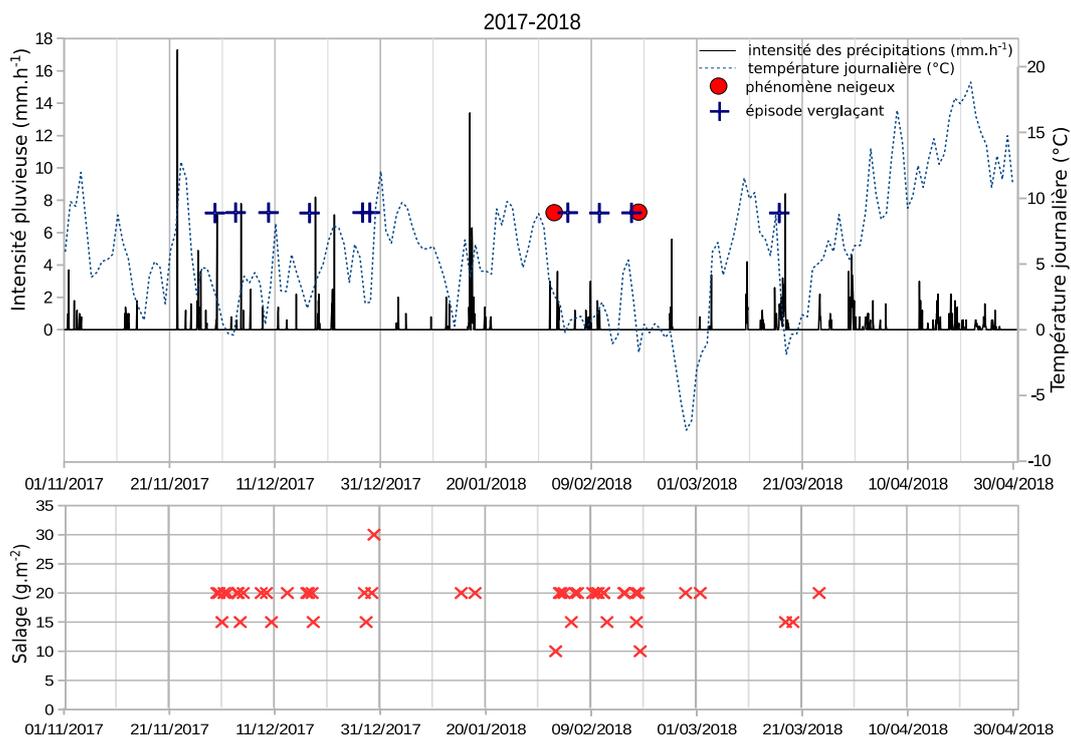


FIGURE 3.3 – Condition hivernale durant la période II, évolution des salages (croix rouges), de la précipitation horaire (histogramme noir), de la température journalière (courbe bleue), avec les phénomènes neigeux (ronds rouges) et les épisodes verglaçants (croix bleues)

3.3 Relation entre conductivité et concentration en chlorure

La conductivité est reliée à la concentration en chlorure durant l'hiver. Ainsi, la concentration en Cl^- peut être calculée en continu à partir de la mesure de la conductivité. Il est alors possible de déterminer les flux de fondants routiers et d'estimer les volumes transportés, la capacité de rétention de l'impluvium et du bassin à partir de cette concentration en chlorure (Helmreich *et al.*, 2010 ; Hallberg *et al.*, 2007 ; Meriano *et al.*, 2009 ; Suaire *et al.*, 2013 ; Gallagher *et al.*, 2011). Cependant, la présence de l'ensemble des ions présents dans le milieu influence la conductivité.

La mesure de la conductivité (σ en mS.m^{-1}) permet de caractériser la quantité d'ions présents dans l'eau. Pour les solutions diluées, la conductivité peut être calculée par la loi de Kohlrausch (équation 3.1) :

$$\sigma = \sum z_i \Lambda_i C_i \quad (3.1)$$

avec pour chaque ion i : z_i sa valence, Λ_i sa conductivité molaire ionique ($\text{mS.m}^2.\text{mol}^{-1}$) et C_i sa concentration (mol.m^{-3}) (Lide, 2009).

Dans les systèmes étudiés ici, on fera l'hypothèse que cette loi est vérifiée et on considérera uniquement les ions majoritaires, Na^+ et Cl^- , dont les conductivités molaires ioniques sont respectivement 5,008 et 7,631 $\text{mS.m}^2.\text{mol}^{-1}$.

Dans le système routier, l'épandage des fondants entraîne une augmentation brusque de la conductivité des eaux de ruissellement. Le Cl^- est l'ion majoritaire dans les fondants routiers. Pour cette raison et à cause de sa conductivité molaire ionique élevée (7,63 $\text{mS.m}^2.\text{mol}^{-1}$), il influence fortement la conductivité.

La conductivité mesurée en entrée du bassin a été comparée à celle des solutions de NaCl et de fondant routier mesurées en laboratoire. Différentes concentrations connues en sel (NaCl pur et fondant routier) ont été ajoutées à 0,1 L d'eau ultra-pure et la conductivité a été mesurée à l'aide d'un conductimètre (Cyber Scan 600, Eutech Instruments). À titre comparatif, la valeur théorique de la conductivité σ du NaCl dans l'eau ultra-pure a été calculée à partir des conductivités molaires ioniques et des concentrations en solution (équation 3.1). L'autolyse de l'eau étant négligeable devant la concentration en NaCl, aussi, OH^- et HO_3^+ n'ont pas été pris en compte dans le calcul.

Pour les 342 échantillons d'eau prélevés durant les deux périodes hivernales (200 durant la période 2016-2017 et 142 pour la période 2017-2018), la concentration en chlorure a été représentée en fonction de la conductivité (figure 3.4). Des régressions linéaires ont permis, pour ces deux périodes, de déterminer des équations de corrélation. La conductivité mesurée a aussi été comparée à la conductivité théorique calculée par l'équation (3.1).

La régression théorique du Cl^- , celle du NaCl 99,5 % et du sel de voirie permettent de mettre en évidence l'influence possible des autres éléments constituant le sel de voirie (respectivement équation 3.2, 3.4 et 3.3). Les équations des régressions sont des équations de droites du type $f(x)=ax+b$ avec $f(x)$ correspondant à la concentration en chlorure en g.L^{-1} notée $[\text{Cl}^-]$ en g.L^{-1} et x à la conductivité en mS.cm^{-1} notée σ .

$$[\text{Cl}^-]_{th} = 0,46\sigma \quad (3.2)$$

$$[\text{Cl}^-]_{NaCl} = 0,45\sigma - 0,07 \quad (3.3)$$

$$[\text{Cl}^-]_{fondant} = 0,42\sigma - 0,10 \quad (3.4)$$

Une faible différence est observée entre les deux types de sel testés. Pour une conductivité donnée, la concentration en Cl^- dans la solution de NaCl 99 % est supérieure à celle de la

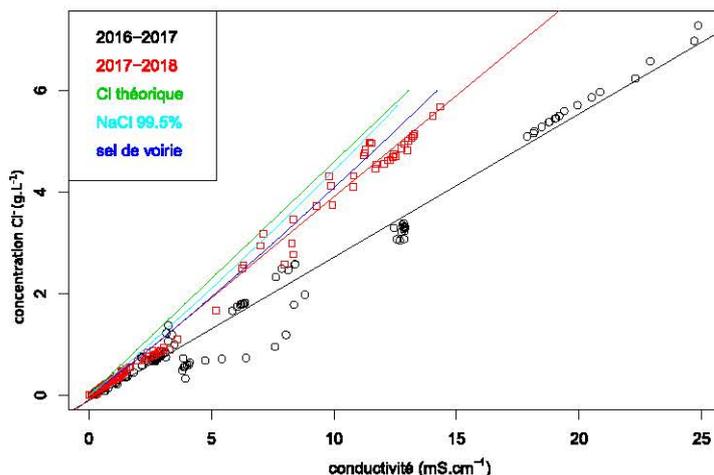


FIGURE 3.4 – Graphique de la relation conductivité en fonction de la concentration en chlorure durant les périodes étudiées

solution de fondants routiers. Ce résultat indique que la fraction massique du Cl^- dans le NaCl pur est supérieure à celle du Cl^- dans les fondants routiers. Or, la fraction massique mesurée dans le sel de la mine de Varangéville (utilisé durant cette étude) est de 57 % contre 60 % dans le NaCl pur à 99 %, justifiant ainsi cette légère différence, alors que le NaCl présente une équation proche de l'équation théorique. Les différences peuvent être dues à l'autolyse de l'eau et les impuretés présentes dans le NaCl à 99%, non prise en compte dans le calcul de la conductivité théorique.

Les équations des échantillons des deux périodes hivernales présentent des coefficients de corrélation élevés ($r^2 = 0,98$ pour la période I et $0,99$ pour la période II) (équation 3.5, 3.6). Le coefficient directeur de la régression linéaire pour la période II est supérieur à celui de la période I. Cette différence suggère que le pourcentage massique du Cl^- est plus important dans les eaux entrant durant la période II que durant la période I. Cette différence est observée lorsque la conductivité est supérieure à 4 mS.cm^{-1} .

$$[Cl]_I = 0,28\sigma - 0,11 \quad (3.5)$$

$$[Cl]_{II} = 0,40\sigma - 0,09 \quad (3.6)$$

Les variations mensuelles ont été observées entre les échantillons provenant des eaux de ruissellement prélevées en entrée du bassin durant les deux périodes étudiées (figure 3.11). L'évolution mensuelle est différente entre les deux périodes. Le mois de janvier 2017 présente les plus hautes valeurs de conductivité, influençant fortement l'équation de la période I, principalement la campagne du 9 janvier dont les 17 prélèvements présentent les plus fortes valeurs de conductivité. Cette campagne a été précédée d'une longue période de temps sec avec des températures négatives (jusqu'à $2 \text{ }^\circ\text{C}$ dans les eaux de ruissellement) avec la présence d'un manteau neigeux sur les bas-côtés et de nombreux épandages préventifs entre le 2 et le 9 janvier correspondant à $9,6 \text{ t}$ de fondants routiers.

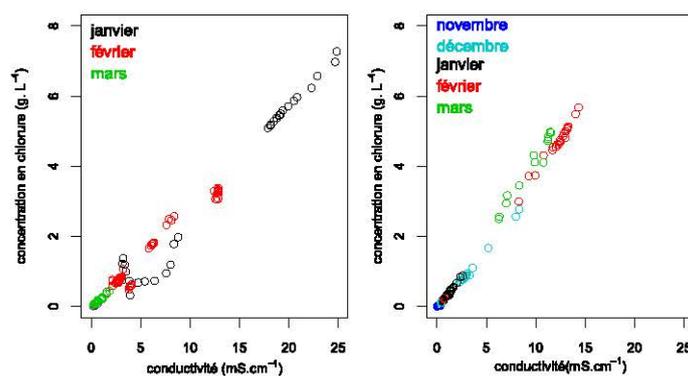


FIGURE 3.5 – Evolution mensuelle de la conductivité en fonction de la concentration en chlorure durant les périodes étudiées

Discussion Au sein du système étudié, deux équations bien distinctes sont observées. Le chlorure est l'ion dominant dans la mesure de la conductivité avec un coefficient de détermination élevé ($r^2 > 0,99$), les autres ions majeurs semblent négligeables face aux ions chlorures comme suggère le r^2 supérieur à 0,95. Novotny *et al.* (2008) ont observé le même phénomène dans les lacs urbains, avec un seul autre ion présentant une forte corrélation avec la conductivité, l'ion sodium, qui présente un coefficient de régression de 0,97. De fortes concentrations en Cl^- sont observées en janvier 2017 du fait des nombreux salages préventifs, des longues périodes de temps sec et de la présence d'un manteau neigeux. Aussi, le mois de janvier 2016-2017 a une forte influence dans l'équation de la période hivernale I. Durant la période II, peu de salages ont été effectués durant les périodes de temps sec. La différence observée entre les deux périodes hivernales suggère un pourcentage massique du Cl^- plus élevé dans les eaux de ruissellement en 2017-2018 par rapport à 2016-2017.

Cette différence annuelle est également observée sur les résultats provenant du bassin de rétention-décantation de Chenevière situé à 5 km du bassin d'Azerailles sur un sous-sol et une configuration de route similaire, dont le fond géochimique est proche de celui du bassin étudié (figure 3.11) (Suaire *et al.*, 2013 ; Suaire, 2015). L'hiver 2012-2013 (Suaire *et al.*, 2013) présente une corrélation supérieure à celle de l'hiver 2014-2015 (Suaire, 2015) (respectivement $[\text{Cl}^-] = 0,33\sigma - 79,33$ et $[\text{Cl}^-] = 0,16\sigma - 4,68$). L'hiver 2014-2015 a présenté des périodes de temps sec précédant les prélèvements importants avec les salages précuratifs. Durant l'hiver 2012-2013, les périodes de temps sec ont été plus courtes et les salages ont été plus rapidement évacués par les précipitations.

L'étude de ces deux bassins de rétention-décantation met en évidence une forte variation inter-annuelle. La variation des conditions météorologiques semble expliquer cette différence. En effet, les équations de l'hiver 2014-2015 et 2016-2017 présentent les coefficients directeurs les plus faibles et les périodes de temps sec les plus longues avec la présence de salages précuratifs. Ces périodes de temps sec peuvent permettre l'augmentation de la quantité d'éléments majeurs et de polluants sur la chaussée tels que les ETM et d'autres éléments (Ball *et al.*, 1998 ; Mangani *et al.*, 2005) qui augmentent la minéralisation des eaux et diminuent le pourcentage massique du Cl^- .

Cependant, il est difficile de valider ces hypothèses à cause du manque d'informations provenant du bassin versant. De plus, la littérature est controversée sur le phénomène de "first flush" (changement rapide de la qualité de l'eau qui survient suite à des précipitations précédés de temps sec longs). En effet, [Ball *et al.* \(1998\)](#) ont démontré l'influence du temps sec sur la qualité des eaux de ruissellement, alors que [Helmreich *et al.* \(2010\)](#), à l'inverse, ont observé que le temps sec avait peu d'influence sur la qualité des eaux de ruissellement. [Cristina et Sansalone \(2003\)](#) ont montré que tous les événements pluvieux n'avaient pas un effet nettoyant sur la chaussée, en raison de la présence de neige qui, lors de sa fonte, libère du sel et des polluants qui entraînent une augmentation de la conductivité.

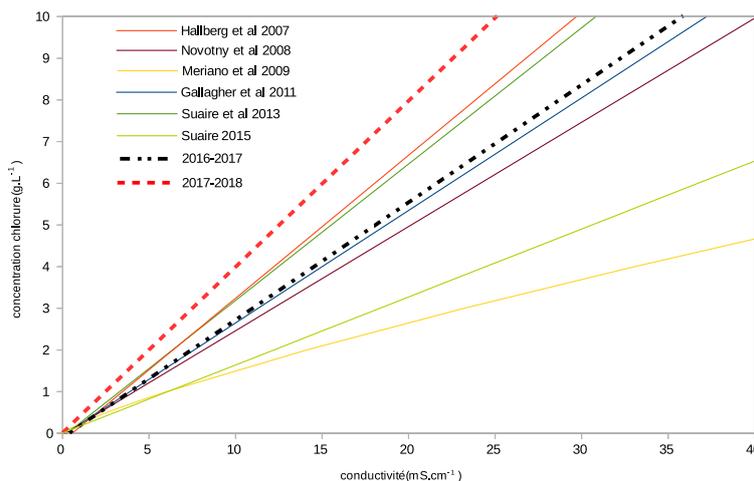


FIGURE 3.6 – Variation de la conductivité en fonction de la concentration en chlorure durant les périodes étudiées

Plusieurs auteurs ont calculé la relation entre la conductivité et la concentration en chlorure (figure 3.6). Elles sont relativement proches des équations 3.5 et 3.6 malgré le fond géochimique et les conditions climatiques et météorologiques différentes. Les variations observées entre les équations semblent être reliées au lieu de mesure. Les études ont été réalisées sur des bassins versants urbains ou routiers. [Suaire *et al.* \(2013\)](#) et [Hallberg *et al.* \(2007\)](#) ont mesuré la conductivité et la concentration en chlorure sur les eaux avant l'entrée du bassin de traitement, suite à leur ruissellement dans les réseaux de collecte, alors que [Gallagher *et al.* \(2011\)](#) et [Novotny *et al.* \(2008\)](#) ont réalisé leurs mesures dans les lacs et étangs collectant les eaux pluviales routières. [Meriano *et al.* \(2009\)](#) ont effectué les mesures dans un cours d'eau recevant les eaux pluviales prenant sa source dans un lac en amont du bassin versant. Les eaux prélevées avant l'entrée dans les ouvrages de traitement présentent les rapports conductivité-concentration en chlorure les plus hauts, du fait de la forte présence de fondants routiers sur la chaussée. Le rapport le plus faible provient des eaux prélevées dans le ruisseau où la dilution est plus importante du fait de volume du ruisseau, ainsi que son débit permanent. De plus, le ruisseau contient d'autres éléments provenant de la dégradation des sols et de l'activité biologique.

Les équations 3.5 et 3.6 établies entre la conductivité et la concentration en chlorure sont utilisées afin de déterminer en continu les concentrations en chlorure pour les deux périodes

étudiées.

3.4 Suivi de l'eau de ruissellement

3.4.1 Temps de réponse de l'eau sur la chaussée

Le temps de réponse de l'eau sur l'impluvium correspond au temps écoulé entre le pic d'intensité d'une averse et le débit de pointe du ruissellement (figure 3.7). Le pas de temps utilisé pour les deux courbes est de 15 min.

L'étude s'est focalisée sur les événements dont les courbes se rapprochent d'une distribution normale.

Durant la période I, le temps de réponse de l'eau de ruissellement sur la chaussée est défini à l'aide de 45 événements : il est de 34 min en moyenne avec un minimum de 15 min (valeur du pas de temps de la sonde, il est possible que le temps de concentration minimum soit inférieur à 15 min) et un maximum de 105 min. Durant la période II, 37 événements ont été analysés sur les 105 recensés, le temps de rétention moyen a été de 33 min avec un minimum de 15 min et un maximum de 80 min. Le temps de rétention moyen de l'eau de ruissellement sur la chaussée est de 33,5 min.

Le temps de réponse permet d'estimer les épandages influençant les masses de Cl^- entrant dans le bassin durant chaque événement étudié.

3.4.2 Transport et rétention de l'eau au sein du système étudié

Le volume d'eau de ruissellement sur le bassin-versant est déterminé à partir de la superficie du bassin-versant ($78\,200\text{ m}^2$) pondérée par les coefficients de ruissellement établis pour la gestion des eaux pluviales (DDAF, 2008). Les zones imperméabilisées ($60\,950\text{ m}^2$) sont pondérées par un coefficient de ruissellement de 0,90. Les zones de bas-côtés ($17\,250\text{ m}^2$) constituées de terre végétale sont pondérées par un coefficient de 0,50. Ces coefficients prennent en compte l'infiltration dans les sols. L'évapo-transpiration est considérée dans un premier temps comme négligeable en hiver.

Durant la période I, entre le 1^{er} novembre 2016 et le 30 avril 2017, 408 mm de précipitation sont tombés sur l'impluvium permettant le ruissellement de $25\,900\text{ m}^3$. Cependant, sur ce volume total, seuls $11\,926\text{ m}^3$ d'eau sont entrés dans le bassin.

Les débits d'entrée ont été estimés à partir du bilan hydrique du bassin. Durant cette période, le débit maximum était de $346\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$. Le bilan hydrique a pris en compte le débit de pluie tombé directement dans le bassin, dont le volume total était de $1\,786\text{ m}^3$, le débit de sortie calculé, à partir du seuil circulaire, et la variation du volume sur la durée de l'étude. Le volume d'eau évacué a été de $9\,732\text{ m}^3$ avec un débit moyen de $2,24\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ (débit max. : $77,3\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$).

Durant la période II, entre le 1^{er} novembre 2017 et le 30 avril 2018, la totalité de la pluie tombée sur l'impluvium représente 537 mm. Elle a permis le ruissellement de $34\,089\text{ m}^3$ d'eau.

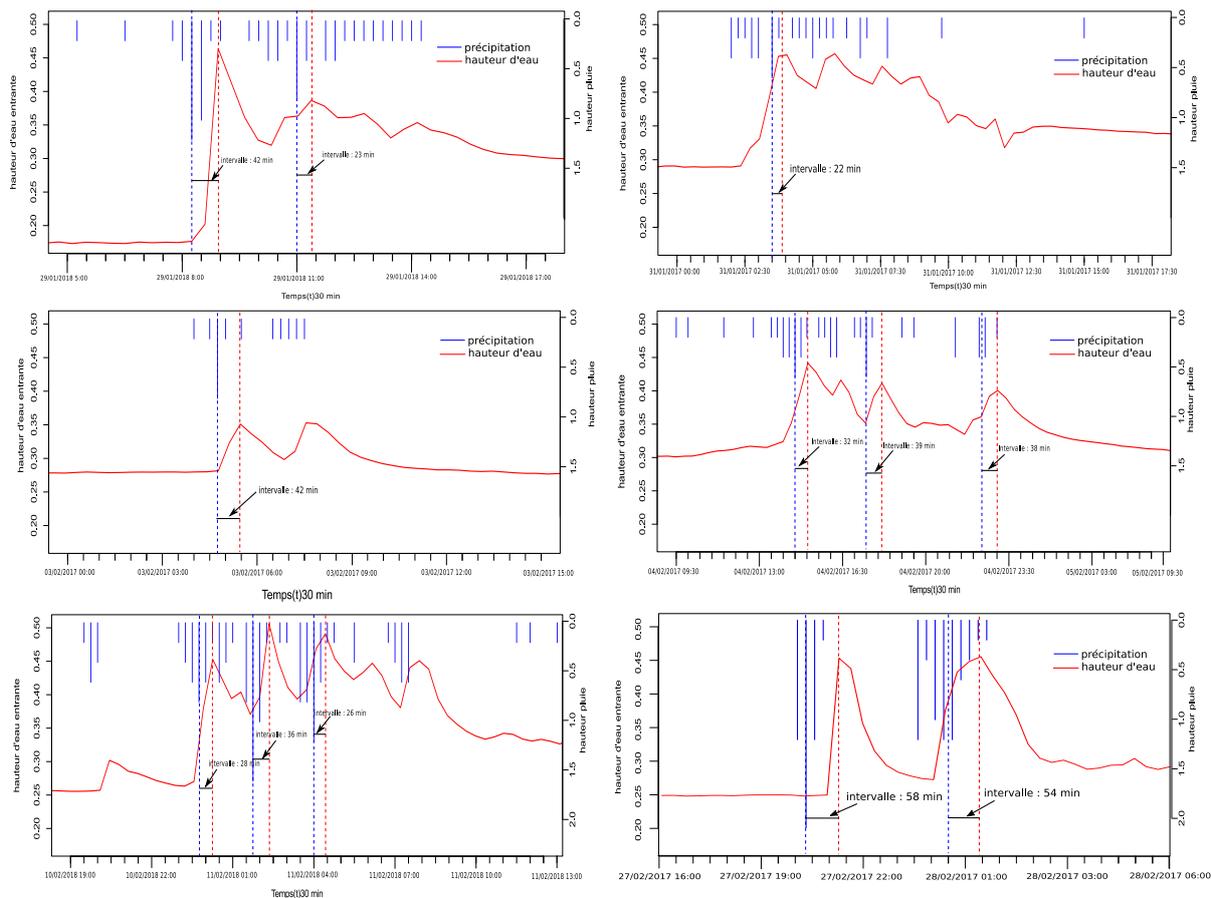


FIGURE 3.7 – Exemple d'événements pluvieux utilisés pour déterminer le temps de réponse de l'eau sur la chaussée

Durant cette période, le débit d'entrée a été calculé à l'aide du bilan hydrique et à partir du seuil rectangulaire installé en entrée. Les précipitations tombant directement dans le bassin ont apporté un volume de 2 321 m³ directement dans le bassin. L'intégration des débits a permis d'estimer un volume entrant de respectivement 26 727 et 25 555 m³ avec un débit moyen de 6,15 et 5,88 m³.h⁻¹ (débit maximum : 403 et 281 m³.h⁻¹). Le débit de sortie a été en moyenne de 6,88 m³.h⁻¹ (débit maximum : 117 m³.h⁻¹) et a permis l'évacuation de 26 677 m³ d'eau.

Pour résumer, durant cette période, 54 % des eaux de ruissellement sur le bassin-versant ne sont pas collectés par le bassin d'Azerailles durant la période I et 29 % durant la période II.

La rétention des eaux dans le bassin (R en %) à la fin de période étudiée (fin avril) a été calculée à partir de l'équation suivante (équation 3.7) :

$$R = 1 - \frac{V_s}{V_e + V_p} \quad (3.7)$$

avec V_s le volume sortant du bassin en m³, V_e le volume entrant du bassin en m³ et V_p le volume de pluie tombée dans le bassin en m³.

Sur la totalité des volumes d'eau entrants durant chaque période (volume ruisselé et volume de précipitation directe), 29 % du volume est toujours présent dans le bassin à la fin de période d'étude 2016-2017, alors que l'eau du bassin en 2017-2018 a totalement été renouvelée.

Un volume important de l'eau de ruissellement n'a pas été collecté par le bassin d'Azerailles durant les périodes hivernales étudiées. Il est donc nécessaire de remettre en question les hypothèses de départ. L'infiltration dans les sols peut être plus importante qu'estimé par les coefficients de ruissellement appliqués au bassin-versant. Il est également nécessaire de se demander si l'évapo-transpiration peut être considérée comme négligeable en période hivernale.

L'évapo-transpiration a été déterminée pour les bas-côtés qui sont constitués de graminées formant une couverture végétale homogène régulièrement fauchée. Aussi, il est possible d'appliquer aux fossés le calcul de l'évapo-transpiration de Penman-Monteith (équation 3.8) établie par Météo France, qui est valable pour une végétation courte afin d'estimer la capacité d'évaporation des bas-côtés.

$$ETP = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{37}{T} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)} \quad (3.8)$$

avec ETP l'évapo-transpiration de référence, en mm.h⁻¹, R_n le rayonnement global en MJ.m⁻².h⁻¹, G le flux de chaleur dans le sol par conduction en MJ.m⁻².h⁻¹, Δ et γ des constantes en kPa.°C⁻¹ déterminées par Météo-France, T la température en K, P la pression atmosphérique en kPa, e_s la pression de vapeur saturante en kPa, e_a la humidité relative en kPa et u_2 la vitesse du vent à 2 mètres du sol en m.s⁻¹.

Les valeurs d'évaporation issus par Météo-France ont permis d'estimer que 3 124 m³ d'eau en 2016-2017 et 2 584 m³ en 2017-2018 ont été évaporés durant les périodes étudiées. Elle permet d'expliquer respectivement 5 et 6 % du volume non collecté par le bassin pour les deux périodes. Aussi, 48 et 23 % de l'eau retenue restent à expliquer, mettant en évidence une infiltration plus importante que prévu par les coefficients de ruissellement.

TABLEAU 3.1 – Bilan hydrique : récapitulatif

	Période 2016-2017	Période 2017-2018
Précipitation	408 mm (25 900 m ³)	537 mm (34 089 m ³)
Volume d'eau entrant dans le bassin	11 926 m ³	26 727 m ³ (bilan de masse) 25 555 m ³ (débit entrant)
Volume d'eau sortant du bassin	9 715 m ³	26 677 m ³
Temps de concentration de l'eau sur la chaussée	34 min	33 min
Collecte des eaux par le bassin	46 %	71 %
Évaporation	3 124 m ³	2 584 m ³
Taux de renouvellement des eaux du bassin	71 %	total

Discussion La caractérisation des flux de fondants nécessite la mesure des débits d'entrée et de sortie. Deux méthodes de calcul ont été utilisées pour calculer le débit d'entrée (le bilan hydrique et la méthode de calcul via le déversoir à seuil rectangulaire). Une variation de 5 % est observée entre les deux méthodes. L'erreur est acceptable, car le système étudié est un environnement non contrôlé présentant de fortes variations météorologiques et dues à la route (vitesse, densité de trafic, *etc.*).

L'étude des transferts des eaux vers le bassin a permis de mettre en lumière le fonctionnement du système étudié. Le temps de réponse moyen des eaux de ruissellement sur la chaussée est de 33,5 min. Cette valeur est proche des temps de concentration (30 min) recommandés par le Guide d'Assainissement Routier (Setra, 2006). La rétention de surface n'est pas négligeable sur le système étudié, en effet, une partie de l'eau de ruissellement n'est pas collectée par le bassin de rétention-décantation. En 2016-2017, 54 % de l'eau présente sur le bassin-versant n'a pas été collectée, contre 29 % en 2017-2018. Plusieurs paramètres interviennent, notamment l'évapo-transpiration par les graminées implantées dans les fossés. À partir du calcul de Penman-Monteith, elle est estimée à 5 % des eaux non collectées durant la période 2016-2017 et 6 % lors de 2017-2018. L'infiltration et la rétention des eaux au travers du sol jouent un rôle important. Ils dépendent des propriétés hydrauliques du sol et des conditions météorologiques, mais également de la texture du sol (sable, limon, argile) et de l'arrangement des particules (Hall *et al.*, 1977 ; Carsel et Parrish, 1988 ; Fiès et Bruand, 1998). Garcia-Serrana *et al.* (2017) indique que l'infiltration dans les fossés est très importante (70 % au printemps en moyenne). La flore et la faune favorisent la conductivité hydraulique et donc l'infiltration des eaux.

Les réseaux de collecte présentent des dépressions naturelles formées par les sédiments, le sol ou la présence de déchets qui peuvent également perturber le trajet de l'eau vers le bassin. Une partie de l'eau de ruissellement peut alors être retenue sur le bassin versant. Durant la période 2016-2017 les périodes de temps sec ont été plus longues et ont pu favoriser l'évaporation des

eaux retenues par les obstacles et présentes dans les pores du sol.

3.5 Évolution de la concentration en chlorure

L'observation de l'évolution de la concentration en chlorure calculée à partir des équations 3.5 et 3.6 (figures 3.8 et 3.9) permet de mettre en évidence l'influence des opérations de salage entre les années et l'influence des conditions météorologiques.

Durant la période hivernale I, les salages ont principalement été effectués entre le 27 décembre 2016 et le 16 janvier 2017. Durant cette période, 12 événements pluvieux ont eu lieu dont les principaux entre le 9 et le 12 janvier 2017, avec une hauteur de pluie totale de 33,8 mm.

La concentration en Cl^- durant le mois de novembre avant les premiers salages a été de $0,14 \text{ g.L}^{-1}$ en entrée du bassin (figure 3.8). Elle a augmenté brusquement en entrée à partir du 1^{er} janvier avec une concentration maximale de $7,14 \text{ g.L}^{-1}$. Puis elle a diminué brutalement à partir du 30 janvier 2017 pour tendre vers les valeurs observées avant la période hivernale ($0,2 \text{ g.L}^{-1}$). À partir du 27 février 2017, la concentration est restée inférieure à 1 g.L^{-1} , puis à $0,55 \text{ g.L}^{-1}$, à partir du 7 avril 2017.

L'évolution de la concentration en Cl^- observée en sortie de l'ouvrage (figure 3.9) a présenté une allure similaire. Cependant, la concentration est restée constante jusqu'au 13 janvier 2017 avec une faible réduction de la concentration jusqu'à $0,11 \text{ g.L}^{-1}$, bien que les salages aient eu lieu sur le bassin-versant depuis le 6 décembre. Les eaux chargées en Cl^- n'ont pas encore influencé la mesure en sortie. Aussi seul l'apport de fortes précipitations directement dans le bassin entraîne une dilution des eaux en sortie d'ouvrage. Le 28 janvier 2017, la concentration a brusquement augmenté pour atteindre un maximum le 9 février 2017 ($1,8 \text{ g.L}^{-1}$). La concentration a ensuite diminué pour tendre vers des valeurs proches de celles observées avant la période hivernale ($0,2 \text{ g.L}^{-1}$), à partir du 16 mars 2017.

La concentration en sortie est toujours inférieure aux valeurs mesurées en entrée. La différence peut atteindre un facteur 4 lors des plus fortes concentrations observées en entrée. Cette réduction est principalement due à la dilution du flux d'eau chargée en Cl^- dans les eaux du bassin, limitant ainsi les rejets vers l'environnement de fortes concentrations pouvant être toxiques pour les organismes vivants.

Le décalage observé entre l'augmentation en entrée et celle en sortie de l'ouvrage représente le temps de séjour du chlorure au sein du bassin. Le Cl^- peut donc être utilisé comme traceur pour estimer le temps de séjour de l'eau dans le bassin.

L'évolution de la concentration en chlorure de la période II suit un schéma différent. La concentration en Cl^- dans les eaux de ruissellement précédant les salages était de $0,14 \text{ g.L}^{-1}$. La concentration a augmenté brusquement à différentes périodes avec des pics de concentrations inférieurs à ceux de la période I :

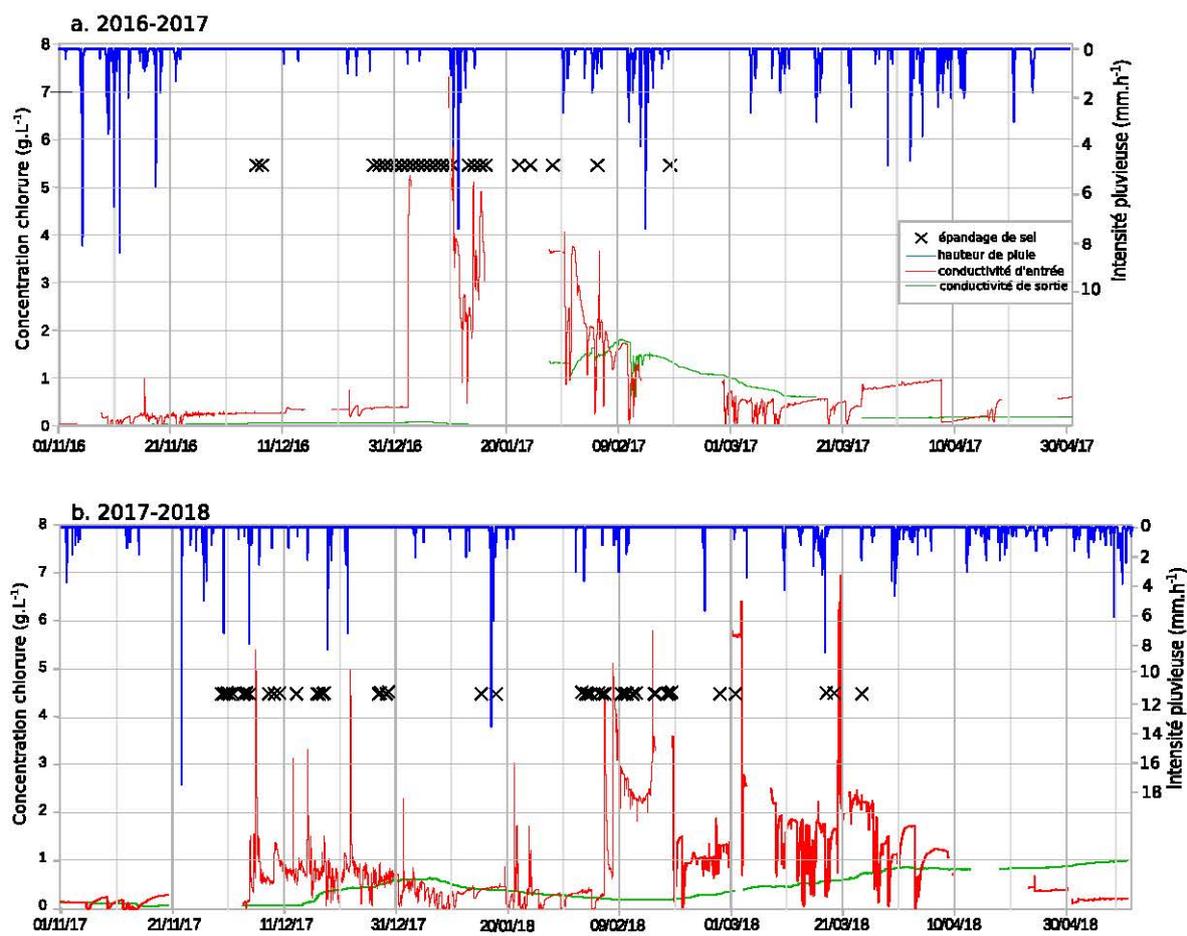


FIGURE 3.8 – Évolution de la concentration de chlorure en entrée (rouge) et sortie (vert) du bassin durant les périodes I (a) et II (b)

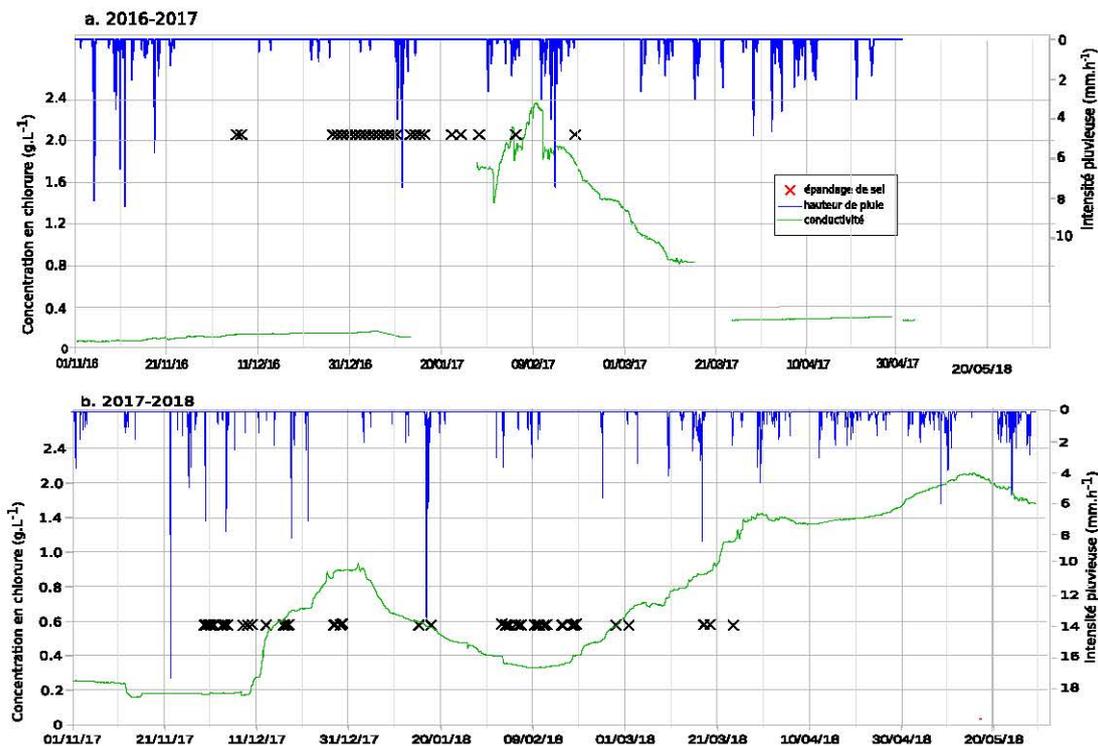


FIGURE 3.9 – Évolution de la concentration de chlorure en entrée (rouge) et sortie (vert) du bassin durant les périodes I (a) et II (b)

- le 1^{er} et le 18 décembre 2017 avec, respectivement, des concentrations en chlorure de 5,2 et 4,5 g.L⁻¹ ;
- le 4, 12 et 26 février 2018 avec respectivement 5, 5,6 et 6,9 g.L⁻¹ ;
- le 18 mars avec une concentration de 6,2 g.L⁻¹.

Cette différence est due aux salages répartis entre trois périodes :

- entre le 29 novembre et le 29 décembre 2017 ;
- entre le 2 et le 18 février 2018 ;
- entre le 17 et le 24 mars 2018.

En sortie, deux augmentations sont observables avec un premier maximum à 0,6 g.L⁻¹ de Cl⁻ le 31 décembre 2017, avant de diminuer durant le mois de janvier où peu de salages ont été effectués et des précipitations importantes ont été observées. Deux autres pics sont observés, le 31 mars 2018 avec une concentration en Cl⁻ de 0,8 g.L⁻¹ et le 14 avril 2018 avec un maximum à 1,4 g.L⁻¹. À partir du 14 avril la concentration en chlorure dans le bassin diminue. Cependant, le retour à une concentration proche des valeurs précédant la période de salage n'a pas pu être observé du fait de l'arrêt des mesures le 6 juin 2018. La concentration dans le bassin présente une dilution pouvant attendre un facteur 9 par rapport aux concentrations observées en entrée. La dilution apportée par le bassin est plus forte en 2017-2018 du fait du renouvellement de l'eau du bassin plus rapide avec un débit moyen de surverse de 6,88 m³.h⁻¹, causé par des précipitations plus importantes.

3.6 Devenir des fondants routiers présents sur la chaussée

Les fondants routiers épandus sur la chaussée sont collectés par le bassin de traitement. Afin de connaître leur devenir, il convient de déterminer les quantités de Cl^- transportées vers le bassin et de définir les pertes vers l'environnement.

3.6.1 Épandage des fondants routiers

Les données rapportées par le CEI permettent de connaître les horaires d'intervention et les quantités de fondants routiers de voiries appliquées sur la chaussée. Cependant, avant de pouvoir déterminer les quantités transportées vers le bassin, il faut rapporter ces données aux limites de l'impluvium étudié pour déterminer les masses de fondants routiers présentes dans le système.

Durant la saison hivernale de 2016-2017, 25 t de sel ont été épandues sur l'impluvium lors de 41 interventions et 28 t entre 2017 et 2018 lors de 48 interventions (section 2.3.5).

Les applications de fondants routiers ont été mises à l'échelle de la masse de chlorure grâce à un facteur multiplicateur de 0,56 appliqué à la masse du fondant routier. Ce facteur correspond à la fraction massique de l'ion Cl^- présent dans les fondants routiers. L'application de ce facteur sur les fondants permet de comparer les quantités de Cl^- épandues sur la chaussée avec les quantités observées dans les eaux de ruissellement et les eaux du bassin.

3.6.2 Temps de séjour du NaCl sur la chaussée

Les fondants routiers appliqués sur la chaussée sont transportés vers le bassin par les eaux pluviales et celles provenant de la fonte de la neige. Aussi, le temps de rétention sur l'impluvium dépend fortement des conditions météorologiques.

Il est déterminé graphiquement par la mesure de l'intervalle de temps entre l'horaire du salage et le maximum de la courbe de conductivité en entrée en fonction du temps (figure 3.10). Le pas de temps a été de 15 min, qui correspond au pas de temps de prise de mesure de la sonde de conductivité. Durant la période I, le temps de rétention moyen sur l'impluvium était donc de 78 h. Lors de la période II, sur les 48 épandages effectués, 44 épandages ont été étudiés. Le temps de rétention moyen a été de 35 h.

Le temps de rétention du sel sur l'impluvium varie selon l'année étudiée. La période I a présenté des périodes de temps sec plus longues et nombreuses. Aussi le temps de rétention du sel a été plus long que durant la période II.

3.6.3 Transport vers le bassin et rétention des fondants routiers

La masse de chlorure entrant dans le bassin est calculée à partir du débit entrant Q_{in} et de la concentration en Cl^- $[Cl]_{in}$ (Équation 3.9).

$$m = \int_{t_0}^{t_n} Q_{in} \times [Cl]_{in} \cdot dt \quad (3.9)$$

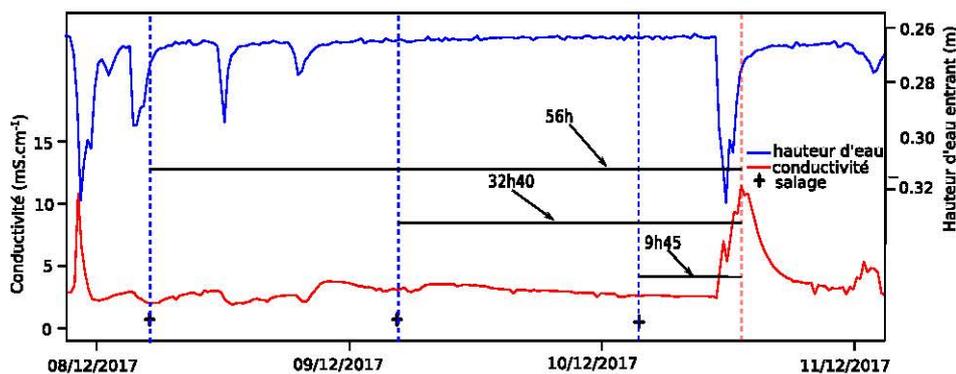


FIGURE 3.10 – Exemple de l'intervalle (flèches) entre la conductivité (courbe rouge) et les salages (croix noires), en bleu l'évolution de la hauteur d'eau en entrée du bassin

La masse de Cl^- a été déterminée entre le 1^{er} novembre 2016 et le 30 avril 2017 et le 1^{er} novembre 2017 et le 6 juin 2018.

La rétention (R_s) permet de calculer la fraction du chlorure épandu sur la chaussée non collectée par le bassin (équation 3.10).

$$R_s = 1 - \frac{m_{in}}{m_{ch}} \quad (3.10)$$

avec m_{in} la masse de Cl entrant dans le bassin et m_{ch} la masse de Cl épandu sur la chaussée.

L'épandage varie selon les conditions météorologiques. Aussi 25 et 28 t de fondants ont été épandues sur la chaussée sur les périodes 2016-2017 et 2017-2018. Ces quantités correspondent à 14 et 15,7 t de chlorures appliquées sur l'impluvium.

Pour la période I, leur épandage a eu lieu entre le 6 décembre 2016 et le 18 février 2017, mais les fondants routiers n'ont été transportés vers le bassin qu'à partir de janvier jusqu'en avril 2017, du fait de la période de temps sec entre le 20 novembre et le 20 décembre.

Durant la période II, les salages ont eu lieu entre le 29 novembre 2017 et le 24 mars 2018, et les fondants routiers ont été transportés vers le bassin dès décembre 2017 jusqu'au 30 avril 2018, où un retour à une concentration en Cl^- proche de celle mesurée au début de la période d'étude est observée.

À partir de l'équation 3.9, il a été estimé que 7 t de chlorures ont été collectés par le bassin durant la période 2016-2017 et 14,3 t en 2017-2018. Ces valeurs permettent d'extrapoler les masses de fondants routiers entrant dans le bassin. En effet, le Cl^- correspond à 56,4 % massique du fondant routier, soit 12,5 et 25,5 t de fondants routiers ont été transportés vers le bassin, durant les deux périodes.

La fraction de NaCl non collectée par le bassin varie entre les deux périodes étudiées (équation 3.10). Durant la période I, 50 % du fondant épandu sur la chaussée n'a pas été collecté par le bassin, alors que seulement 9 % du fondants n'atteint pas le bassin durant la période 2017-2018.

Cette différence entre les deux années est principalement due aux conditions météorologiques (températures, précipitations, temps sec antérieur, vents, etc.). En effet, plus les eaux ont été

retenues sur l'impluvium, plus la rétention des fondants a été importante.

Discussion Le temps de séjour du sel présent sur la chaussée a été en moyenne de 78 h en 2016-2017 et de 35 h en 2017-2018. De plus, une partie des fondants routiers épandus n'a pas été collectée par le bassin. L'impluvium a retenu 50 % du sel en 2016-2017 et 9 % en 2017-2018. Durant la période hivernale II, la concentration en chlorure est toujours très élevée après l'arrêt des mesures. Aussi, il est possible d'émettre l'hypothèse que la quasi-totalité du NaCl épandu a été collecté par le bassin. Ces résultats suggèrent que le temps de séjour sur l'impluvium, ainsi que le volume d'eau de ruissellement n'atteignant pas le bassin (respectivement 53 et 29 %) favorisent la rétention du sel sur le bassin versant (ou impluvium) et son transfert direct vers l'environnement avoisinant.

La rétention des fondants routiers sur l'impluvium du bassin d'Azerailles et son infiltration dans les bas-côtes peuvent être comparés à plusieurs cas similaires rapportés dans la littérature. *Herb et al. (2017)* mettent en évidence, sur plusieurs routes du bassin versant du lac du McCarrons (Minnesota, USA) une grande variation de la rétention des fondants routiers entre les sites, mais également entre les années (variation entre 0 et 65 %) comparable à celle observée pour le cas du bassin versant d'Azerailles. Ils suggèrent un stockage des chlorures dans le sol, les zones humides et des eaux souterraines.

De nombreuses études réalisées sur les quantités de fondants rejetées vers les eaux naturelles depuis un bassin-versant urbain mettent, par ailleurs, en évidence une grande variabilité de la rétention des fondants. Sur l'impluvium urbain de Twin Cities Metropolitan (Minnesota) de 4150 km² seulement 23 % des fondants routiers ont été transportés vers l'exutoire (le Mississippi) entre 2000-2005 (*Novotny et al., 2008*). *Meriano et al. (2009)* ont montré que 52 à 60 % de la masse totale des chlorures est retenu sur le bassin versant de Frenchman's Bay (Ontario, Canada) dont la superficie est de 27 km² durant l'hiver 2002-2003. *Howard et Haynes (1993)* mettent en évidence que 55 % du sel appliqué entre décembre 1988 et avril 1991 est retenu sur le bassin versant urbain (superficie de 104 km²) de Highland Creek (Toronto, Canada). Ces capacités de rétention des bassins versants ont été calculées pour des impluviums de taille significativement plus grandes que celui d'Azerailles, mais également plus hétérogènes. Il convient toutefois de constater que les critères pouvant influencer la rétention sont parfois les mêmes et que les observations de l'impluvium d'Azerailles nous permettent de faire plusieurs hypothèses concernant la rétention du sel. Il peut, ainsi, être transporté hors de l'impluvium avant la collecte dans le bassin d'Azerailles par plusieurs voies :

- la projection directement hors de la chaussée, lors de l'épandage : entre 20 et 40 % du NaCl en grain n'atteint pas la chaussée (*Setra, 2011*) ;
- les projections par les véhicules et le transport éolien peuvent entraîner les fondants routiers jusqu'à 400 m de la route mais 20 à 63 % des fondants routiers se déposent entre 2 et 40 m de la route (*Blomqvist et Johansson, 1999* ; *Kelsey et Hootman, 1992* ; *Setra, 2011*) ;
- le transport par les eaux de ruissellement dans les sols de bords de route où le NaCl peut

être lessivé vers les eaux souterraines (Herb *et al.*, 2017 ; Garcia-Serrana *et al.*, 2017 ; Blomqvist, 2001).

Cependant, la forte variation annuelle de collecte des fondants routier par le bassin provient principalement des conditions météorologiques et des volumes d'eau collectés par l'ouvrage. Durant la période I, 54 % des eaux de ruissellement sont évacués de la chaussée soit par infiltration soit par projection entraînant avec eux les fondants routiers, or seulement 29 % des eaux ne sont pas collectés par le bassin durant le période II.

Le sel étant présent sous forme de bouillie, il est, pour une part significative, transporté vers les réseaux de collecte par ruissellement. Il est fortement contraint par la configuration de la route, construite en déblais. La proportion de sel rejoignant le bassin dépend, en plus des conditions météorologiques, des quantités d'eau de ruissellement transitant sur l'impluvium et de fondants routiers épandus sur la route.

3.7 Devenir des fondants routiers entrant dans le bassin

Les fondants routiers ne sont pas traités efficacement par les ouvrages de rétention-décantation du fait de leur présence sous forme dissoute (Suaire, 2015). La dilution par les eaux de bassin est le principal phénomène permettant la réduction de la toxicité aiguë du NaCl en sortie d'ouvrage. La connaissance du devenir des fondants routiers au sein du bassin permet ainsi d'émettre des hypothèses quant à la contamination de l'environnement récepteur.

3.7.1 Temps de séjour des fondants routiers dans le bassin

Il est difficile de déterminer précisément le temps de séjour dans des ouvrages de traitement des eaux pluviales de grandes dimensions tels que le bassin d'Azerailles, à cause de la grande variabilité des débits et du volume d'eau important nécessaire pour réaliser un traçage. L'entrée du chlorure à fortes concentrations lors des salages a toutefois permis d'estimer le temps de séjour moyen des eaux au sein de l'ouvrage durant hiver.

L'intervalle de temps entre les maxima de concentrations en entrée et en sortie a permis de déterminer le temps de séjour moyen des éléments dans le bassin.

La période hivernale 2016-2017 présente une évolution de la concentration en chlorure permettant d'estimer de façon relativement précise ce temps. Le pic de chlorures apparaît en entrée le 10 janvier 2017, mais n'est visible en sortie que le 9 février 2017. Le temps de séjour est donc estimé à 30 jours.

Durant la période 2017-2018, six pics de chlorures ont été définis en entrée. Il n'est donc pas possible de déterminer l'influence de chaque pic sur les augmentations observées en sortie. Il est, cependant, possible de mettre en évidence un retard minimum en considérant le plus petit intervalle de temps entre les pics définis dans la section 3.3. Le temps de séjour minimum pour la période 2017-2018 est déterminé entre le 18 et le 31 décembre 2017 et entre le 18 et le 31 mars 2018. Le temps de séjour minimum est donc de 13 jours.

3.7.2 Transport du bassin vers l'environnement

Les masses de Cl^- sortant du bassin sont déterminées à partir de l'équation 3.9. Elles ont été déterminées entre le 1^{er} novembre 2016 et le 30 avril 2017 et entre le 1^{er} novembre 2017 et le 6 juin 2018 (bien que la concentration en chlorure soit toujours supérieure à la concentration initiale ($[\text{Cl}^-] = 0,5 \text{ g.L}^{-1}$)). Il aurait été, cependant, intéressant de continuer l'enregistrement au-delà du 6 juin 2018 (arrêtée suite à un défaut du matériel de mesure).

Les eaux de ruissellement entrant dans le bassin ont permis de collecter 7 et 14,3 t de chlorures respectivement durant les périodes I et II (soit 12,5 et 25,5 t de fondants routiers). Une fois dans le bassin, les chlorures sont transportés par les eaux vers la sortie de l'ouvrage où ils seront détectés par la sonde de conductivité. L'intégration du débit de sortie et des concentrations en chlorure permet d'estimer la masse de chlorures sortante. Elle a été de 6 t de Cl^- en 2016-2017 et de 9,7 t en 2017-2018. Les masses de fondants routiers qui ont transité au sein du bassin sont déterminées à partir des quantités massiques de chlorures. Aussi, en 2016-2017, 10,7 t de sels de voirie ont été évacués du bassin et 17,3 t en 2017-2018.

La rétention des chlorures dans le bassin a été de 14,2 % durant la période I et de 32,2 % durant la période II. Le temps de séjour moyen dans le bassin a été estimé à 30 jours durant la période I. Un retour à des concentrations inférieures à $0,2 \text{ g.L}^{-1}$ est alors attendu. Cette hypothèse est vérifiée en novembre 2018 où les concentrations en Cl^- sont de $0,14 \text{ g.L}^{-1}$. Durant la période II, les salages ayant été effectués jusqu'au 23 mars avec une faible précipitation. De fortes concentrations en Cl^- sont observées jusqu'à juin témoignant d'une évacuation lente des fondants routiers.

TABLEAU 3.2 – Récapitulatif du devenir du Cl^- dans le système routier d'Azerailles

	Période 2016-2017	Période 2017-2018
Masse de Cl^- épandu sur la chaussée	14,0 t (fondant routier : 25 t)	16,8 t (fondant routier : 28 t)
Masse de Cl^- entrant dans le bassin	7 t	14,3 t
Masse de Cl^- sortant du bassin à l'arrêt des mesures	6 t le 30 avril 2017	9,7 t le 6 juin 2018
Temps de concentration de l'eau sur la chaussée	34 min	33 min
Temps de concentration du Cl^- sur la chaussée	79 h	35 h
Rétention du Cl^- sur la chaussée	7,2 t (50%)	2 t (9%)
Rétention de l'eau sur la chaussée	78 h	35 h
Rétention du Cl^- dans le bassin	30 j	min :13 j

Discussion Le bassin de traitement a collecté 50 et 91 % des fondants routiers durant les deux années d'étude. De la totalité des fondants entrants dans le bassin, 85,8 % en 2016-2017 et 67,8 % en 2017-2018 sont observés en sortie du bassin à la fin de la campagne de mesure. Le rejet des fondants routiers continue au-delà de cette période de mesure. Le temps de séjour est calculé selon une méthode s'apparentant à un traçage aux chlorures permettant d'estimer le temps de séjour moyen des fondants routiers à 30 jours en 2016-2017. Le temps de séjour minimum est estimé à 13 jours lors de la période II, mais il n'est pas possible d'estimer un temps de séjour moyen.

Les temps de séjours calculés permettent de renouveler l'eau du bassin avant la période de salage suivante et donc d'évacuer la totalité du sel présent dans les eaux. En avril 2017, seulement 80 % des eaux entrées dans le bassin depuis novembre 2016 sont évacuées, permettant d'expliquer la rétention des chlorures en avril et suggérant que la totalité des chlorures sera évacuée du bassin avant la prochaine période hivernale. En juin 2018, la totalité de l'eau a été renouvelée en avril, mais la concentration en chlorure dans le bassin, toujours supérieure à $0,5 \text{ g.L}^{-1}$, met en évidence la présence de chlorures qui seront évacués par les précipitations durant l'été et l'automne. La littérature ne présente pas de résultats de rétention du sel dans les bassins de traitement routier. Plusieurs études présentent l'accumulation de chlorures et de sodium dans des lacs dont le temps de rétention est supérieur à une année. Un temps de rétention long entraîne un accroissement de la concentration dans le milieu d'année en année (Koretsky *et al.*, 2012 ; Rhodes et Guswa, 2016). Novotny *et al.* (2008) ont observé une augmentation annuelle de la concentration moyenne en chlorure de 1,8 % entre 2001 et 2005, dans 38 lacs de la Twin Cities Metropolitan (Minnesota, USA).

3.8 Conclusion

Le but des travaux présentés dans ce chapitre était de déterminer le devenir des fondants routiers et des eaux de ruissellement dans le système impluvium-bassin. Les deux années analysées ont présenté des conditions météorologiques différentes avec un hiver sec et froid (2016-2017) et un second marqué par des précipitations plus importantes (2017-2018). Le devenir des eaux et des fondants routiers au sein du système étudié durant ces deux années ont démontré une forte influence des conditions météorologiques sur le transfert depuis la chaussée vers l'environnement au travers du bassin de rétention-décantation d'Azerailles.

Le temps de parcours des eaux sur la chaussée est constant durant les deux années étudiées. Cependant le bassin ne collecte qu'une partie de l'eau et des fondants routiers présents sur l'impluvium. Durant l'hiver 2016-2017, la rétention de l'eau et des fondants a été environ deux fois supérieure à celle de l'hiver 2017-2018. La diminution de l'efficacité de la collecte par les réseaux semble liée aux périodes de temps sec plus longues en 2016-2017, ce qui peut favoriser l'évaporation des eaux retenues dans les fossés et sur la surface de la chaussée. De plus, la présence de neige persistante dans les fossés peut perturber le transfert des eaux et des fondants.

Le comportement du bassin est également différent, avec une meilleure dilution des fondants

dans les eaux en 2017-2018 en raison d'un épandage plus dispersé sur la période hivernale et un volume d'eau entrant plus important. Aussi, l'impact des fondants routiers sur l'environnement récepteur peut varier d'un hiver à l'autre. Durant l'hiver 2016-2017, un seul pic de concentration est observé avec une concentration élevée ($7,14 \text{ g.L}^{-1}$), alors qu'en 2017-2018, l'évacuation du chlorure est étalée jusqu'en mai avec des concentrations moins élevées (inférieur à $6,9 \text{ g.L}^{-1}$).

Cependant, la dilution par les eaux du bassin permet dans un premier temps de réduire le choc de toxicité avec des facteurs de dilution de quatre et neuf. De plus, les rejets vers l'environnement sont échelonnés jusqu'au printemps. Aussi, les organismes présents dans le milieu récepteur ne sont pas soumis à des toxicités aiguës, mais à une contamination chronique. Les fondants routiers entrant dans le bassin peuvent également influencer les paramètres physico-chimiques et modifier la toxicité des polluants métalliques. Il convient donc par la suite de déterminer dans notre système l'influence du NaCl sur la dynamique de transfert des polluants métalliques.

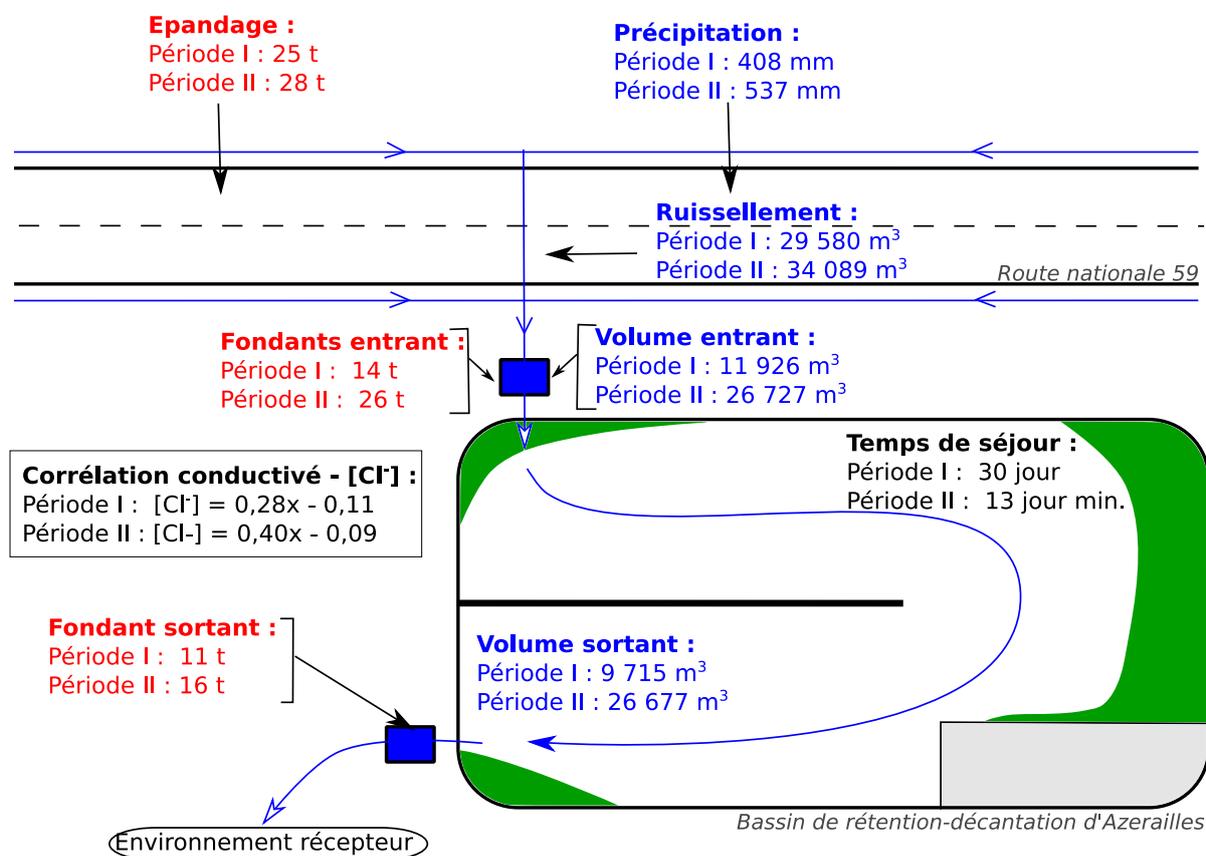


FIGURE 3.11 – Récapitulatif des principaux résultats sur les flux durant les deux périodes étudiées, I (2016-2017) et II (2017-2018)

Deuxième partie

**Influence des fondants routiers
sur le système étudié**

Chapitre 4

Matériels et méthodes

Sommaire

4.1	Analyse des fondants routiers	76
4.2	Mesure des paramètres physico-chimiques dans la colonne d'eau	76
4.3	Échantillonnage	77
4.3.1	Échantillonnage de l'eau	77
4.3.2	Échantillonnage du sédiment et du sol	79
4.4	Caractérisation de la qualité de l'eau	79
4.5	Caractérisation des matières en suspension	80
4.5.1	Distribution des tailles de particules	80
4.5.2	Observations microscopiques	81
4.5.3	Marqueurs organiques de la pollution routière	81
4.6	Caractérisation du sédiment et du sol de fossé	82
4.7	Analyse statistique	83
4.8	Conclusion	83

Ce chapitre a pour but de définir les méthodes d'échantillonnage de l'eau, du sol et du sédiment, et les méthodes d'analyse nécessaires pour répondre aux questions scientifiques portant sur l'influence du NaCl sur la pollution routière entrant dans le bassin routier et son rejet vers l'environnement. Deux axes sont étudiés :

1. l'évaluation de la qualité de l'eau entrant dans le bassin, particulièrement concernant la charge en ETM, et le devenir de ces polluants au sein du bassin (chapitre 5) ;
2. l'étude de la charge en MES, phase porteuse de la pollution et la détermination de l'influence du NaCl leur qualité et leur transport (chapitre 6).

4.1 Analyse des fondants routiers

Les fondants routiers épandus sur la chaussée ont été analysés afin de déterminer leur composition. Les analyses ont été effectuées en suivant les préconisations d'analyse de la norme NF TS 16 811-3 qui définit les caractéristiques physico-chimiques du fondant routier :

- la teneur en NaCl ;
- les insolubles ;
- les antimottants ;
- le sulfate soluble ;
- la teneur en ETM.

4.2 Mesure des paramètres physico-chimiques dans la colonne d'eau

En entrée et en sortie du bassin, la sonde multiparamètre (AP-700, Aquaread) mesure en continu la conductivité, le pH et la température de l'eau.

En parallèle, pour déterminer l'influence de la présence de la glace et du NaCl sur la stratification des eaux du bassin, les paramètres physico-chimiques (température et conductivité) ont été mesurés à l'aide d'une sonde nomade (Cyber Scan Series 600, Eutech Instruments) en différents points du bassin sur toute la hauteur de la colonne d'eau (figure 4.2). Les mesures ont été effectuées durant deux campagnes en période de salage :

- le 5 mars 2018, lorsque la surface du bassin était gelée avec une épaisseur de glace d'environ 0,05 m ;
- le 15 mars 2018, lorsque la glace a fondu, la surface du bassin était donc libre.

Afin d'éviter le brassage de la colonne d'eau, les mesures de conductivité ont été effectuées depuis le déflecteur présent au centre du bassin (l'opérateur n'a donc pas été en contact avec l'eau du bassin pendant les mesures). L'épaisseur du sédiment n'est pas constante dans le temps et dans l'espace : durant le prélèvement du 5 mars 2018, les points d et f (figure 4.2) présentaient une épaisseur plus importante de sédiment, la colonne d'eau avait alors une hauteur de 0,30 m

contre 0,35 m sur le reste des échantillons. Le 15 mars 2018, la hauteur d'eau était de 0,35 m sur l'ensemble du bassin. La sonde a été fixée de façon à pouvoir coulisser le long d'un réglet gradué. Les mesures sont donc effectuées à la même distance du sédiment même lorsque la profondeur de la colonne d'eau varie.

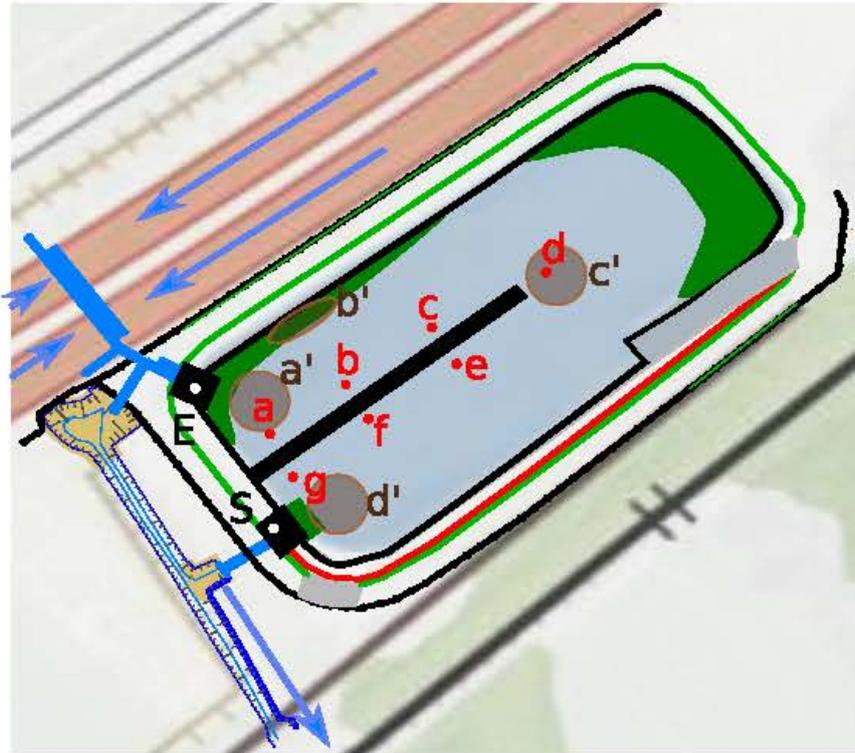


FIGURE 4.1 – Points de mesure de la conductivité et zones de prélèvement

4.3 Échantillonnage

4.3.1 Échantillonnage de l'eau

Deux méthodes d'échantillonnage ont été mises en œuvre durant les deux années d'étude :

- entre mai et novembre 2016, cinq prélèvements manuels effectués en entrée (E) et en sortie (S) de l'ouvrage, ainsi qu'au milieu du bassin (c') et dans la végétation proche de l'entrée (b') (figure 4.2) ;
- durant les deux périodes hivernales, les échantillons d'eau ont été prélevés automatiquement à l'aide de préleveurs asservis à la hauteur d'eau en entrée (E) et en sortie (S) (section 2.3.2).

Les prélèvements manuels ont été effectués en triplicat à l'aide d'une perche de 2,5 m de longueur, destinée à prélever l'eau sans remobiliser le sédiment, depuis l'extérieur des regards. Au milieu du bassin et dans la végétation, les échantillons ont directement été prélevés à environ 2,5 m de l'opérateur à l'aide de la perche. Les flacons ont été totalement immergés à quelques centimètres de la surface afin de limiter les variations dues à l'interface eau-atmosphère ou eau-sédiment.

L'année 2016-2017 a été divisée en deux périodes (tableau 4.2) :

- la période hors salage, entre avril et novembre 2016, ainsi qu'en mars et avril 2017 durant laquelle 58 prélèvements ont été effectués ;
- la période de salage (période I) entre décembre 2016 à février 2017, durant laquelle 197 prélèvements ont été effectués.

Durant l'année 2017-2018, les deux périodes de prélèvement étaient :

- la période hors salage, où 45 prélèvements ont été effectués en novembre 2017 et en avril 2018 ;
- la période de salage (période II) entre décembre 2017 et mars 2018 durant laquelle 113 prélèvements ont été effectués.

La préparation et le transport des échantillons ont été détaillés dans la section 2.3.1.

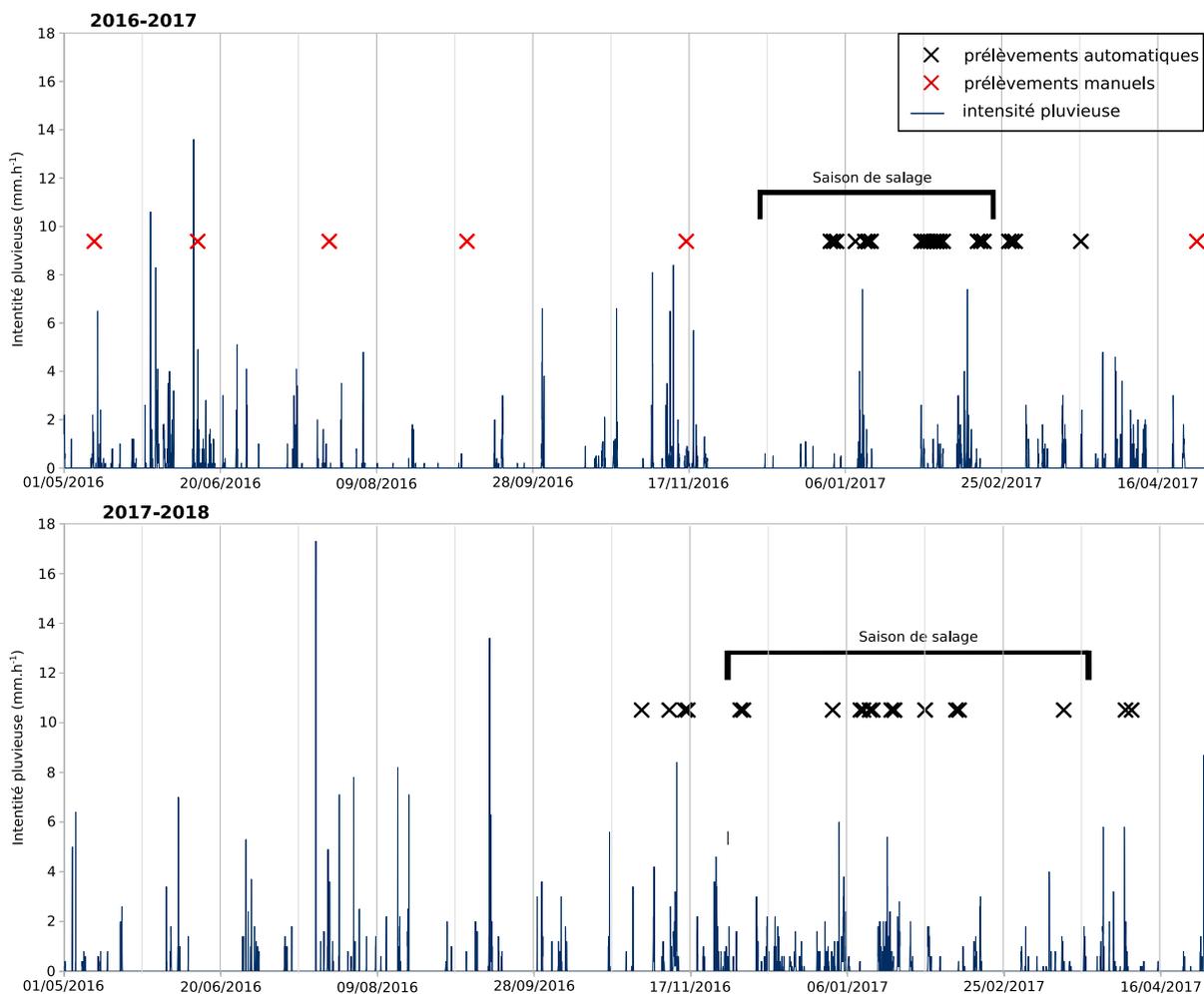


FIGURE 4.2 – Points de mesure de la conductivité

4.3.2 Échantillonnage du sédiment et du sol

Le sédiment du bassin a été prélevé en quatre points : proche de l'entrée (a'), dans la végétation (b'), au centre du bassin (c') et proche de la sortie (d') (figure 4.2). Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'une pelle à sédiment en polypropylène. Pour chaque point, trois sous-échantillons ont été collectés à environ 1 m les uns des autres, avant d'être regroupés en un seul échantillon composite.

Des carottes de sol ont été prélevées sur une profondeur de 0,35 m dans les fossés enherbés (afin de ne pas transpercer la couche d'argile constituant la couche imperméable des fossés). Deux prélèvements ont été effectués à 200 m en amont du bassin. En parallèle, un prélèvement a été effectué à 70 m de la route afin de comparer la composition du sol remanié et fortement impacté par la pollution routière à un sol moins impacté par cette pollution. Les carottages des fossés ont été effectués à l'aide d'une tarière manuelle lors de trois campagnes : le 23 janvier et le 5 mars 2018 durant la période de salage et le 14 avril 2018 durant la période hors salage.

Le sédiment et les carottes de sol ont été transportés dans des glacières afin d'être maintenus à environ 4 °C. Une fois au laboratoire, ils ont été stockés à 4 °C en attendant leur préparation pour analyse.

4.4 Caractérisation de la qualité de l'eau

Après avoir mesuré la conductivité et le pH des eaux prélevées, sur chacun échantillon, un volume compris entre 250 et 500 mL a été filtré à l'aide d'un filtre en acétate de cellulose de 0,45 μm (section 2.3.2).

Une partie du volume filtré a été stockée à 4 °C afin d'être analysée par chromatographie (1,5 mL) et COTmètre (60 mL), 10 mL du volume filtré est acidifié à pH 2 par ajout de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de HNO_3 (67 % TM) avant analyse par spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma inductif (ICP-AES).

L'ensemble des échantillons d'eau filtrés et acidifiés (pour observer la fraction dissoute) et les échantillons non filtrés (pour observer la fraction totale) ont été analysés par ICP-AES (Jobin-Yvon) pour quantifier les éléments majeurs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na) et mineurs (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn).

Pour les échantillons filtrés, les concentrations en anions (Cl^- , PO_4^{3-} , NO_3^- , SO_4^{2-}) ont été mesurées par chromatographie ionique en phase liquide (ICS300, Dionex).

Les concentrations en carbone inorganique et en carbone organique dissous ont également été mesurées pour les échantillons filtrés à l'aide d'un COTmètre (Analyseur TOC 505, Shimadzu). Grâce à de la concentration en carbone inorganique et la valeur du pH de l'échantillon, les concentrations en CO_3^{2-} et HCO_3^- sont calculées à partir des équations d'équilibre suivantes à 25 °C :

$$K_1 = \frac{[\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = 10^{-6,30} \quad (4.1)$$

$$K_2 = \frac{[CO_3^{2-}].[H^+]}{[HCO_3^-]} = 10^{-10,33} \quad (4.2)$$

Le volume d'échantillon non filtré subit une digestion acide avant analyse par ICP-AES. Un volume de 100 mL d'échantillon acidifié est évaporé à sec dans un tube en polypropylène placé dans un bloc chauffant (DigiPREP Jr, SCP Sciences). Le résidu est remis en solution dans 4 mL de HNO₃ et chauffé à 105 °C pendant 2 h recouvert d'un couvercle type "verre de montre". Suite à ce chauffage, l'échantillon est de nouveau évaporé à sec à l'air libre. Après refroidissement, il est remis en solution dans 1 mL d'HNO₃ pendant 30 min avant d'ajouter 20 mL d'eau. L'échantillon est placé pendant 5 min dans une cuve à ultrasons avant d'être filtré et analysé.

4.5 Caractérisation des matières en suspension

Les filtres en acétate de cellulose utilisés pour la filtration de l'eau sont séchés à 40 °C pendant 48 h (donnée empirique permettant d'obtenir une masse stabilisée), puis peser afin de déterminer la masse, puis la concentration en MES dans les eaux.

Le nombre d'échantillons analysés à chaque campagne de prélèvement varie en fonction de la durée des précipitations. De plus, seuls certains échantillons ont permis de caractériser les MES et l'eau, d'autres, de volume insuffisant, n'ont pas pu faire l'objet de ces analyses (tableau 4.1).

TABLEAU 4.1 – Récapitulatif des prélèvements effectués en entrée et en sortie (entre parenthèses)

2016-2017			2017-2018		
Date	MES	Composition chimique	Date	MES	Composition chimique
11/05/16	3 (3)	3 (3)	14/11/17	14 (3)	5 (1)
13/06/16	3 (3)	3 (3)	20/11/17	14 (3)	8 (3)
07/09/16	3 (0)	3 (0)	07/12/17	14 (3)	14 (3)
09/01/17	20 (12)	4 (3)	15/01/18	10 (6)	9 (6)
13/01/17	19 (24)	3 (3)	18/01/18	14 (3)	11 (3)
31/01/17	22 (3)	4 (0)	26/01/18	12 (4)	9 (3)
01/02/17	16 (1)	3 (1)	05/02/18	14 (3)	3 (0)
03/02/17	14 (23)	4 (2)	15/02/18	12 (3)	14 (3)
08/02/17	18 (12)	6 (3)	23/03/18	10 (5)	10 (5)
03/03/17	20 (9)	0	16/04/18	11 (0)	6 (0)
28/04/17	3(3)	0			

4.5.1 Distribution des tailles de particules

L'analyse de la distribution des tailles des MES est réalisée à l'aide d'un granulomètre laser (Mastersizer 2000, Malvern). Elle a été réalisée sur deux campagnes de prélèvement dont la première correspond à l'analyse d'un événement pluvieux non influencé par l'application de fondants routiers sur la chaussée, le 26 janvier 2018 et la seconde à un événement précédé par des salages, le 15 février 2018. Les trois premiers échantillons ont été analysés (t0, t20min et

t40min) en trois sous-réplicats. Le dispersant utilisé pour introduire les échantillons dans la cellule de détection a été de l'eau déminéralisée. Pour chaque échantillon, l'obstruction de la cellule a été d'environ 20 %.

4.5.2 Observations microscopiques

Des prélèvements supplémentaires ont été effectués durant deux événements pluvieux : le 15 février (période de salage) et le 20 mai 2018 (hors période de salage) en vue d'observer les MES au microscope électronique à balayage (MEB : FEI Quanta 3D FEG Dual Beam) couplé avec une analyse par énergie dispersive de rayons X (EDX). Un petit volume d'eau a été filtré sur un filtre 0,45 μm en fibre de verre monté sur seringue (membrane Cyclopore Track Etched, Whatmann monté sur un support Swinnex, Millipore). Le volume utilisé a été défini empiriquement afin de limiter la saturation du filtre.

4.5.3 Marqueurs organiques de la pollution routière

Suite à une observation *a posteriori* de la couleur des filtres en acétate de cellulose de la campagne de l'hiver 2017-2018, quatre de ces derniers ont été analysés, dans le but de déterminer la présence de marqueurs organiques de la pollution routière. La mesure a été effectuée par le couplage de chromatographie en phase gazeuse (Agilent Technologies 7820) assurant la séparation des composés et de spectroscopie de masse (Agilent Technologies 5975) permettant l'identification des produits de la séparation, par le laboratoire GéoRessource (Université de Lorraine).

Les filtres proviennent d'une campagne effectuée avant la période de salage (le 5 novembre 2017) et de trois campagnes effectuées lors de la période de salage 2017-2018, avec des conductivités et masses de MES variables (tableau 4.2).

TABLEAU 4.2 – Caractéristiques des filtres analysés

Date de la campagne	Conductivité ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Masse MES ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Coloration	Intervalle entre le salage et le prélè- vement
5 novembre 2017*	0,4	46,6	claire	pas de salage
7 décembre 2017**	3,75	13,2	noire	5 jours
26 janvier 2018**	0,3	19,2	claire	7 jours
23 mars 2018**	9,55	3,8	noire	1 heure

* : avant la période de salage, ** : lors de la période de salage 2017-2018.

Les échantillons provenant de deux campagnes effectuées durant la période de salage (le 7 décembre 2017 et le 23 mars 2018) présentent une coloration noire et des conductivités élevées associées à l'épandage de fondants routiers dans les eaux de ruissellement. L'échantillon provenant de la troisième campagne lors de la période de salage (26 janvier 2018) a une conductivité et une coloration proches de celles de la campagne hors salage.

Les filtres étant en acétate de cellulose, le solvant utilisé pour l'extraction des composés a dû répondre à deux contraintes : extraire au mieux les produits organiques tout en limitant la mise en solution du filtre lui-même (soluble dans les solvants utilisés en routine au laboratoire Géoressource). Le n-hexane a été sélectionné suite à plusieurs essais.

L'extraction a été réalisée en trois étapes aux ultrasons, chacune suivie de filtration, afin d'éliminer les particules de filtre en acétate de cellulose (seuil de coupure : 0,45 μm) entre chaque extraction :

- extraction de 15 min avec 18 mL de n-hexane ;
- filtration ;
- extraction de 15 min avec 18 mL de n-hexane ;
- filtration ;
- extraction de 15 min avec 18 mL de n-hexane + 3 ml d'acétone (afin d'augmenter la polarité du solvant) ;
- filtration.

4.6 Caractérisation du sédiment et du sol de fossé

Chaque échantillon de sédiment a été homogénéisé et étalé sur un film en polyéthylène, puis séché à 40 °C à l'étuve jusqu'à masse constante, avant d'être broyé à l'aide d'un broyeur à boules en céramique et tamisé à 2 mm.

Chaque carotte de sol a été séparée en trois fragments en fonction de la couleur du fragment qui correspond à un horizon, avant d'être séchée à 40 °C à l'étuve jusqu'à masse constante, puis, broyée et tamisée.

Une partie du sédiment et du sol préparé a été conservée pour être caractérisée par le Laboratoire des Sols d'Arras (INRA). La plupart des analyses ont été réalisées suivant des normes ISO ou françaises, à l'exception de l'analyse de la granulométrie et de la matière organique qui ont été préparées suivant des protocoles propres au laboratoire (non diffusés) :

- Granulométrie ;
- Carbone organique (ISO-13878) ;
- Azote total (ISO-10694) ;
- Matière organique ;
- pH (ISO-10390) ;
- CEC (NF-X-31-130) ;
- Calcaire total (ISO-10693) ;

Sur la seconde partie du sédiment et du sol, les concentrations en éléments majeurs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na) et les ETM (Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn) ont été quantifiées par ICP-AES. Les échantillons de sédiment et de sol broyés et tamisés ont été divisés en trois sous-réplicats de 1 à

3 g selon la quantité de matériel initial. Chaque sous-réplikat a été mis en contact avec 7 mL de HCl (37 % TM) et 2,5 mL de HNO₃ (67 % TM) par gramme d'échantillon humidifié durant 16 h dans des tubes de polypropylène couvert par un verre de montre. La température a été augmentée jusqu'à ébullition durant 2 h. Après refroidissement, 50 mL d'eau ultra pure ont été ajoutés. Les échantillons ont été alors placés dans une cuve à ultra-sons durant 10 min avant être filtrés afin de supprimer les parties minérales résiduelles. Le filtrat a été analysé par la suite.

4.7 Analyse statistique

Des tests statistiques ont été réalisés sur le jeu de données afin de comparer différentes variables à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2016 ; Fox et Weisberg, 2011 ; Wickham, 2016). Pour chaque comparaison, les variables mises en jeu ont été testées afin de vérifier l'homocédasticité (l'homogénéité des variances) avec le test de Levene (Glass et Hopkins, 1996) et la distribution normale des échantillons à l'aide du test de Shapiro-Wilk (Shapiro et Wilk, 1965).

De nombreuses variables ne respectent pas les conditions initiales, aussi un test non-paramétrique : l'ANOVA de Kruskal-Wallis (Kruskal et Wallis, 1952) est utilisé, complété par le test de Wilcoxon-Mann-Whitney (Wilcoxon, 1945) de comparaison des moyennes deux à deux. Afin de comparer des deux à deux des échantillons appariés, le test non-paramétrique de Wilcoxon est utilisé.

Afin d'observer la corrélation entre deux variables numériques, un test de corrélation est effectué grâce au test de Spearman (Spearman, 1904) sur le jeu de données. Il s'agit d'un test robuste utilisé lorsque les variables ne suivent pas une loi normale. Le test calcule le ρ de Spearman qui correspond au coefficient de corrélation entre les rangs des valeurs des variables. Il est compris entre -1 (corrélation négative) et 1 (corrélation positive). Le risque α donné par la valeur de p (p-value) est également calculé. Lorsque la p-value est inférieure à 0,05, le test est considéré comme significatif (l'hypothèse initiale est vraie et acceptée avec un risque jugé négligeable).

4.8 Conclusion

Dans ces travaux de thèse, le bassin d'Azerailles a été instrumenté afin de permettre l'étude des eaux de ruissellement entrant dans le bassin et les eaux rejetées vers l'environnement durant 2 années. Le schéma 6.15 permet de visualiser l'ensemble des prélèvements et des mesures de terrain effectués, ainsi que la préparation et les analyses nécessaires pour répondre aux questions posées.

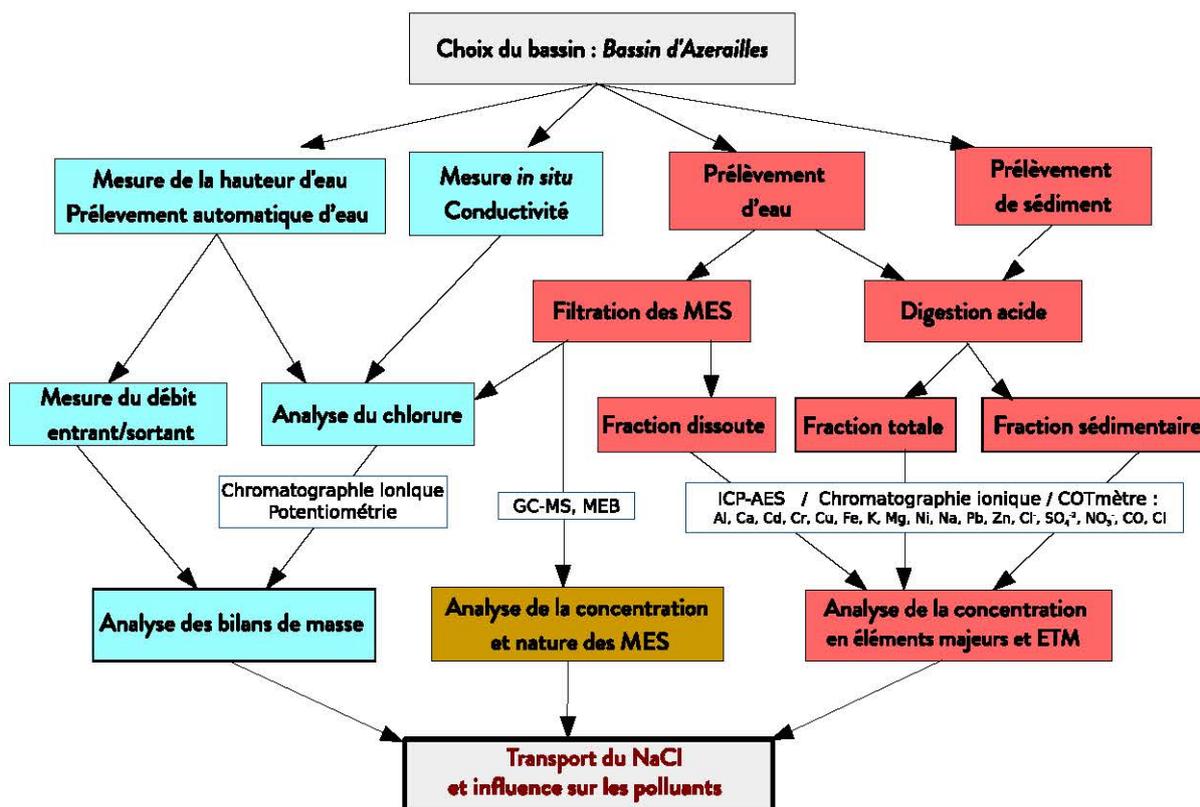


FIGURE 4.3 – Schéma récapitulatif des échantillonnages et des analyses effectuées

Chapitre 5

Influence du NaCl sur le transport des particules solides

Sommaire

5.1	Introduction	86
5.2	Variations des concentrations en MES	86
5.2.1	Influence du débit sur la concentration en MES	87
5.2.2	Phénomène de first-flush	88
5.3	Flux de MES et influence des fondants routiers	89
5.3.1	Concentration moyenne par événement durant l'hiver 2018	89
5.3.2	Transport des insolubles des fondants routiers	92
5.3.3	Discussion	93
5.4	Composition des MES	93
5.4.1	Observation macroscopique des MES	94
5.4.2	Influence des fondants routiers sur la distribution des tailles des MES	96
5.4.3	Observation microscopique des MES	97
5.4.4	Marqueurs organiques de la pollution routière	100
5.4.5	Discussion	103
5.5	Test d'agrégation du sédiment en présence de sels	104
5.5.1	Protocole	104
5.5.2	Influence du sel sur la dispersion des particules	105
5.5.3	Discussion	105
5.6	Conclusion	107

5.1 Introduction

Les eaux de ruissellement transportent une grande part des polluants routiers (éléments traces métalliques, hydrocarbures, *ect*) vers le milieu récepteur, dont une partie est collectée par les bassins de rétention-décantation. Ces ouvrages ont pour but de réduire la charge polluante particulaire *via* des processus de décantation. L'évolution du transport solide en période de salage est donc observée lors de ce chapitre afin de déterminer l'influence des fondants routiers sur les matières en suspension (MES), porteuses de charges polluantes, dans les eaux de ruissellement. Les concentrations en MES et leur qualité en entrée d'ouvrage sont notamment évaluées. L'efficacité du bassin d'Azerailles pour traiter les MES et limiter leur rejet vers l'environnement est également suivi.

5.2 Variations des concentrations en MES

Les eaux de ruissellement contenant les MES émises depuis la chaussée ont été collectées en entrée et en sortie du bassin durant les deux hivers 2016-2017 et 2017-2018 afin de caractériser l'influence de l'épandage sur la concentration en MES.

Les échantillons des événements pluvieux ne sont pas représentatifs du volume d'eau entrant et sortant du bassin. Il est donc difficile d'établir un bilan de masse des MES au travers du bassin. Aussi, dans un premier temps une comparaison, à partir des valeurs de concentration en MES, a été effectuée.

La figure 5.1 présente la concentration en MES en entrée et en sortie du bassin selon l'année et la période étudiées. En entrée, la distribution des échantillons est très étendue (lors des périodes de salage I et II, jusqu'à 150 et 180 mg/L, respectivement) avec une moyenne (point rouge) qui varie selon l'année et la présence de salage, alors que la distribution des concentrations en sortie est plus restreinte (inférieure à 20 mg/L pour les deux années). La distribution en entrée est influencée par les différents événements pluvieux ayant chacun des caractéristiques propres, qui influencent le transport des MES par les eaux de ruissellement (Lewis, 1996 ; Edwards et Withers, 2008). Certaines pluies ne permettent pas un lessivage efficace de la chaussée (Cristina et Sansalone, 2003). En sortie, l'influence des événements pluvieux est limitée par le temps de rétention dans le bassin.

Différences entre l'entrée et la sortie. Une réduction de la concentration en MES est observée entre l'entrée et la sortie, durant l'année 2016-2017 et la période de salage de 2017-2018. Peu d'échantillons ont été prélevés hors période de salage, en 2017-2018, aussi, il n'est pas possible de définir une tendance durant cette période, ni d'établir une différence significative entre les échantillons de la période de salage et de la période hors salage.

Plusieurs auteurs ont noté une augmentation de la concentration en MES en hiver dans les eaux de ruissellement autoroutiers notamment aux États-Unis (Oberts, 1994) en France (Legret et Pagotto, 1999), en Allemagne (Helmreich *et al.*, 2010) ou en Suède avec une concentration en

MES en hiver de 13 à 4800 mg.L⁻¹ et de 14 à 520 mg.L⁻¹ en été (Hallberg *et al.*, 2007). Ces augmentations n'ont pas pu être observés dans cette étude.

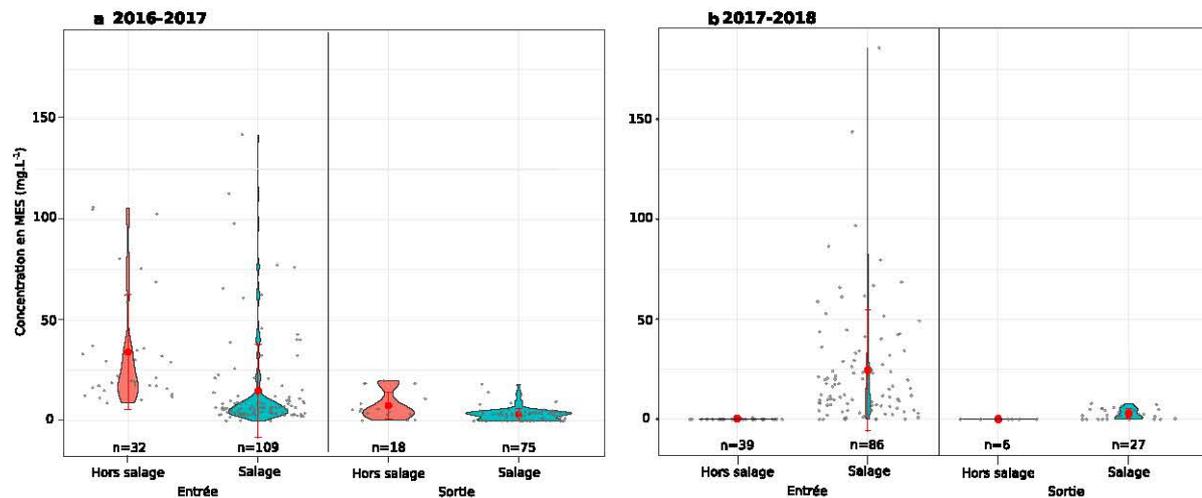


FIGURE 5.1 – Distributions des concentrations en MES entre 2016-2017 (a) et 2017-2018 (b), avec une représentation de la moyenne (point rouge) et de l'écart type (barres rouges)

5.2.1 Influence du débit sur la concentration en MES

Avant de déterminer le flux de MES entrant dans le bassin durant les campagnes de prélèvements, il est nécessaire d'évaluer l'influence du débit sur la concentration en MES entrant dans le bassin. La corrélation entre le débit et la concentration en MES à l'entrée a été effectuée à l'aide des échantillons de 2017-2018 (figure 5.2). Ceux de 2016-2017 n'ont pas pu être utilisés du fait d'une absence de données de hauteurs d'eau fiables. La figure 5.2 présentant le débit en entrée en fonction de la concentration en MES pour les données de 2017-2018 ne permet pas d'observer une corrélation entre le débit et la concentration en MES. Cette dernière semble être influencée par d'autres facteurs masquant l'influence du débit et donc du flux d'eau provenant de la chaussée.

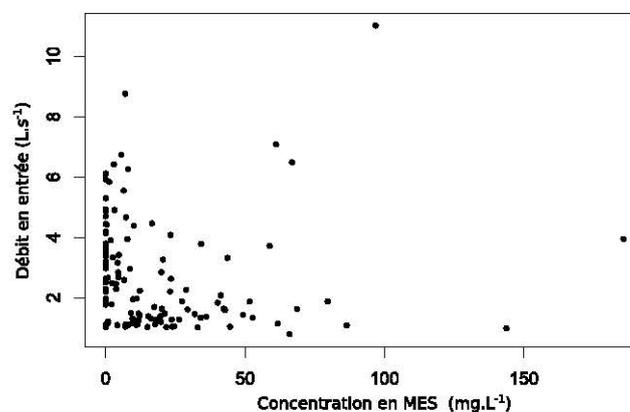


FIGURE 5.2 – Relation entre la concentration en MES et le débit

5.2.2 Phénomène de first-flush

La figure 5.3 présente le flux de MES en $\text{mg}\cdot\text{min}^{-1}$ en fonction de l'intervalle de temps entre le début du prélèvement et chaque prélèvement effectué, pour les dix événements pluvieux échantillonnés durant la saison 2017-2018. Les événements sont distingués en fonction des durées de temps sec qui les précèdent, mettant en évidence l'évolution de la concentration en MES dans les eaux de ruissellement au cours d'un événement et l'influence de l'état de la chaussée.

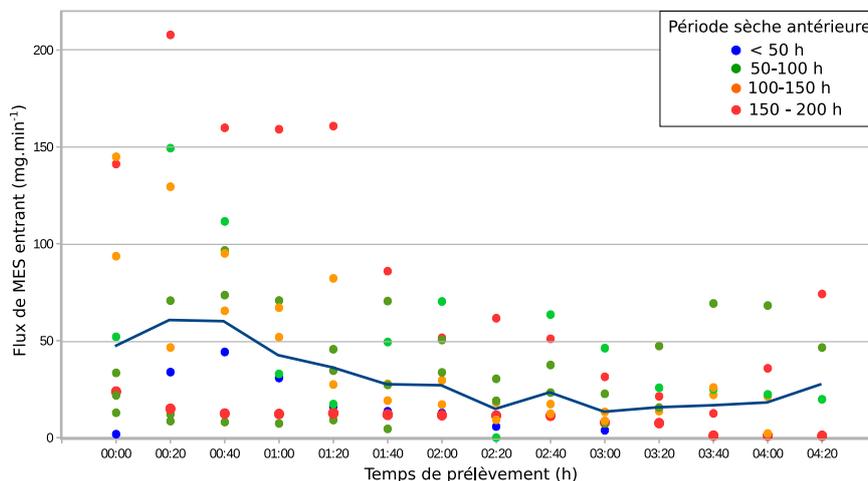


FIGURE 5.3 – Évolution du flux de MES durant une campagne selon le temps sec précédant la campagne

La figure 5.3 a permis d'observer une diminution moyenne du flux de MES entrant entre les prélèvements à t_0 et ceux à $t+4\text{h}20$ au cours d'un même événement. Le flux dans les premières 40 min des événements observés varie entre 0 et $207,8 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}$ avant de diminuer jusqu'à la fin de l'événement. Le prélèvement s'interrompt après 4 h 20 avec des flux compris entre $0,92$ et $74,1 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}$.

Dans la littérature, le "first-flush" ("première chasse") est un phénomène où une certaine fraction de la charge polluante totale se trouve dans les premiers volumes d'eau de ruissellement entrant dans l'ouvrage. Les valeurs de cette fraction et du volume considéré varient d'un auteur à l'autre. Ainsi, pour [Bertrand-Krajewski et al. \(1998\)](#), le first-flush a lieu lorsqu'au moins 80 % de la charge polluante totale se trouvent dans les premiers 30 % d'eau de ruissellement, alors que pour [Li et al. \(2005\)](#), c'est lorsque 40 % de la charge totale en particules sont transportés dans les premiers 20 % d'eau de ruissellement.

Ici, les premiers 20 % du volume d'eau entrant dans le bassin contiennent entre 29 et 61 % de la charge en MES mesurée lors des différentes campagnes, alors que 30 % du volume d'eau contient entre 39 et 72 % de la charge. Ce phénomène peut alors être considéré comme une observation de "first-flush", selon [Li et al. \(2005\)](#).

La période sèche antérieure à l'événement pluvieux est symbolisée sur la figure 5.3 par les points de différentes couleurs. Elle semble influencer la concentration en MES entrant dans le bassin. En effet, la série de prélèvements ayant les plus fortes concentrations correspond à un événement pluvieux précédé d'une période sèche de 150 h, alors que la série précédée par la

plus faible période sèche (12 h) présente des concentrations faibles. Cependant, la dispersion de ces concentrations est très importante.

Les particules présentes sur la chaussée sont soumises à différents paramètres qui influencent leur transport vers les ouvrages de traitement. Les périodes de temps secs donnent lieu à une augmentation de la charge polluante sur le système routier. Les eaux de ruissellement entraînent ces polluants, y compris les MES, vers les bassins. Cependant, entre deux précipitation, les turbulences provoquées par les véhicules et le vent peuvent transporter les particules hors du système étudié (Cristina et Sansalone, 2003) et réduire la charge polluante collectée par les eaux de ruissellement. De plus, le lessivage des particules varie en fonction de leur taille et des conditions de ruissellement. Ainsi, la taille des particules entraînées par l'eau ruisselée varie selon le volume d'eau. Un faible volume transporte principalement des particules fines ($<20\mu\text{m}$), alors qu'un volume plus important ($>200\text{ m}^3$) peut charrier des particules de taille supérieure à $100\ \mu\text{m}$ (Furumai *et al.*, 2002).

5.3 Flux de MES et influence des fondants routiers

L'analyse de la concentration en MES a permis d'observer des tendances entre les différentes conditions. Cependant ces valeurs sont fortement dépendantes du débit. Aussi il a été nécessaire de définir les flux et les concentration de MES entrant par événement.

5.3.1 Concentration moyenne par événement durant l'hiver 2018

Pour caractériser les paramètres jouant sur les quantités de MES entrant dans le bassin, il a été nécessaire de déterminer la concentration en MES moyennes par événement (CME). Elle est calculée à partir de la masse de MES (M) durant l'événement et le volume d'eau entrant dans le bassin (V) selon l'équation suivante :

$$CME = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^t C_t \cdot q_t \cdot dt}{\int_0^t C_t \cdot dt} \quad (5.1)$$

avec C_t la concentration en MES à t 20 min (mg.L^{-1}) et q_t le débit à t 20 min (L.s^{-1}). Ce calcul est basé sur les échantillons prélevés entre novembre 2017 et avril 2018 correspondant à la période de prélèvement, soit 4 h 20 (14 prélèvements toutes les 20 minutes), alors que chaque événement a présenté une durée d'écoulement supérieure à six heure.

Durant la série de campagnes 2017-2018, dix phénomènes de ruissellements routiers ont été étudiés (tableau 5.1). Les hauteurs de pluies ont été supérieures aux moyennes mensuelles (novembre : 7,1 mm, décembre : 4,4 mm, janvier : 7,6 mm, février : 3,9 mm, mars : 3,3 mm, avril : 5,9 mm), sauf le 5 février 2018 où la précipitation à l'origine de l'entrée d'eau de ruissellement dans le bassin a été de 0,8 mm. La période sèche antérieure a varié entre 12 et 150 h et la durée de l'événement pluvieux de 2 à 23 h. Entre 0 et 1,7 t de fondants routiers ont été épandus sur la chaussée avant la survenue de la pluie avec un intervalle entre le salage et la précipitation

pouvant être inférieur à une heure ou supérieur à cinq jours (120 h). L'intervalle entre le salage et la précipitation a été fixé à 8 mois (5 880 h) pour les campagnes précédant la période de salage, afin de pouvoir les intégrer dans cette variable. La conductivité présente des valeurs élevées en février (13,14 et 12,35 mS.cm⁻¹) et mars (9,55 mS.cm⁻¹) du fait des nombreux salages effectués en amont des prélèvements. Durant ces campagnes, entre 18,2 et 75,9 m³ d'eau sont entrés dans le bassin avec un débit maximum variant entre 1,15 et 11,02 L.min⁻¹. Les eaux entrantes ont permis l'apport de 0 à 61,66 mg.L⁻¹ de MES par événement en moyenne soit une concentration maximum par événement de 0 à 207 mg.L⁻¹. (tableau 5.1).

La corrélation de Spearman permet de déterminer une corrélation entre les paramètres décrits dans le tableau 5.2). Plusieurs corrélations attendues ont été observées. La conductivité est corrélée positivement à la masse de sel épandu sur la chaussée ($\rho = 0,82$). Une corrélation positive est également observée entre les paramètres représentant les eaux de ruissellement (volume entrant dans le bassin et débit $\rho = 0,92$). La conductivité est anti-corrélée avec les paramètres représentant les eaux de ruissellement (débit maximum : $\rho = - 0,72$ et le volume entrant : $\rho = - 0,77$). Cependant, aucune corrélation significative n'a été observée entre les paramètres représentant les eaux de ruissellement (volume entrant et débit) et la hauteur de pluie, suggérant l'implication de paramètres non testés, notamment l'influence des fossés qui peuvent retenir les eaux de ruissellement en favorisant leur percolation vers les eaux souterraines et/ou l'évapo-transpiration. De plus le débit et le volume mesurés ne correspondent qu'à 4 h 20 sur la totalité des écoulements, dont la durée est supérieure six heure.

Des artefacts sont également observés. En effet le volume entrant et le débit présentent une corrélation avec l'intervalle de temps entre les salages et l'événement étudié. Or cet intervalle n'est pas lié aux paramètres représentant les eaux de ruissellement (volume entrant et débit)

La CME ne présente pas de corrélation avec les paramètres caractéristiques des événements pluvieux (hauteur de pluie et période de temps sec) ou les paramètres représentant les eaux de ruissellement (volume entrant et débit). Elle est corrélée positivement et de manière significative avec les fondants routiers épandus sur la chaussée et entrant dans le bassin, caractérisés par la conductivité ($\rho = 0,77$) et la masse de sel épandu sur la chaussée ($\rho = 0,71$). Ce résultat permet de renforcer les observations de la figure 5.1. Cette corrélation est également observée par Helmreich *et al.* (2010) et Hilliges *et al.* (2013). L'influence du temps sec antérieur à l'événement pluvieux n'est pas observée par tous les auteurs. Ball *et al.* (1998) et Li et Barrett (2008) ont observé l'influence de la période de temps sec sur la concentration en charge polluante dans les eaux de ruissellement. À l'inverse, Helmreich *et al.* (2010) n'ont pas observé d'influence significative de la période sèche sur la charge en particules.

Le système routier est soumis à l'influence d'un grand nombre de paramètres qui masquent l'effet possible du débit et de la période antérieure de temps sec. Les particules présentes sur la chaussée peuvent être transportées en dehors du système d'assainissement par les turbulences causées par les véhicules et les vents (Ball *et al.*, 1998 ; Werkenthin *et al.*, 2014). Certains événements pluvieux ne permettent pas de lessiver efficacement les polluants de la chaussée (Cristina et Sansalone, 2003).

TABLEAU 5.1 – Caractéristiques des campagnes étudiées (date, conditions de précipitations, sel et MES entrant, ruissellement, masse MES max, CME)

Date événement	Période de salage	hauteur de pluie (mm)	Période de temps sec (h)	Durée de pluie (h)	Intervalle salage-pluie (h)	Masse sel épandu (t)	Conductivité (mS.cm ⁻¹)	Débit moyen (L.s ⁻¹)	Volume d'eau entrant (m ³)	CME (mg.L ⁻¹)
05/11/17	Non	15	96	10	5880	0	0,39	6,11	56,2	0
19/11/17	Non	9,8	121	8	5880	0	0,4	6,05	59,1	0
07/12/17	Oui	8,2	150	9	74	2,4	3,75	11,01	62,9	61,66
15/01/18	Oui	17,6	136	23	12	0,64	1,07	4,08	50,3	18,5
18/01/18	Oui	8,2	12	7	1	0,64	1,2	4,66	41,7	4,67
26/01/18	Oui	11,3	79	22	120	0	0,3	8,76	75,9	6,27
05/02/18	Oui	0,8	69	2	1	1,7	13,14	1,15	18,2	34,33
15/02/18	Oui	10,2	67	19	1	1,29	12,35	1,88	20,7	36,95
22/03/18	Oui	6,6	97	8	1	0,48	9,55	1,87	23,7	34,76
15/04/18	Non	8	118	2	120	0	0,84	5,11	31,1	22,9

TABLEAU 5.2 – Corrélation de Spearman

	CME (mg.L ⁻¹)	Volume d'eau entrant (m ³)	Débit max	Conductivité	Masse sel épandu (t)	Intervalle salage-pluie (h)	Durée de pluie (h)	Période de temps sec (h)
hauteur de pluie (mm)	-0,433	0,541	0,426	-0,595	-0,293	0,451	0,869	0,146
Période de temps sec (h)	0,122	0,467	0,406	-0,236	-0,056	0,485	0,189	
Durée de pluie (h)	-0,034	0,470	0,299	-0,329	0,038	0,177		
Intervalle salage/pluie (h)	-0,587	0,711	0,755	-0,856	-0,700			
Masse sel épandu (t)	0,717	-0,358	-0,326	0,828				
Conductivité	0,741	-0,770	-0,721					
Débit moyen	-0,280	0,915						
Volume d'eau entrant (m ³)	-0,389							

*les rhôs (ρ) supérieurs à 0,7 et dont la p-value est inférieure à 0,05 sont surlignés

5.3.2 Transport des insolubles des fondants routiers

La concentration en MES est corrélée à la masse de sel épandu sur la chaussée. Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer ce phénomène. Il peut notamment provenir de l'épandage des fondants routiers issus de mines qui contiennent des fractions insolubles. Celui utilisé présente environ 5,35 % d'impuretés non solubles, ce qui représente au total environ 1,33 t d'impuretés sur la chaussée durant la période I et 1,50 t durant la période II (rappel : 25 t de fondants routiers ont été épandues en 2016-2017 et 28 t en 2017-2018).

La quantité d'insolubles issus des fondants pouvant être collectée par le bassin a été comparée à la quantité mesurée lors des prélèvements. Cependant, la quantité mesurée ne correspond qu'à 4h20 de chaque événement étudié. Durant les 10 événements, 7,15 t de fondants routiers ont été épandus, soit 382,5 kg d'insolubles dont la majeure partie sont des argiles. Les flux de MES collectés ont été mesurés à partir de la concentration en MES prélevées à l'instant t et du débit d'entrée à cet même instant t . La méthode est détaillée dans le chapitre 2. Les flux ont été intégrés sur la durée du prélèvement, afin d'être comparés aux quantités d'insolubles présent sur la chaussée. Durant les prélèvements 30 m³ d'eau ont été collectés par le bassin et 8,46 kg soit 2,21 % des insolubles présents sur la chaussée.

Les concentrations en MES par événement sont présentées sur la figure 5.4. Durant les prélèvements de novembre, la masse entrant estimée est inférieure aux limites de détection, alors que le 18 décembre 2018 la masse entrant dans le bassin est élevée (3,88 kg). Les prélèvements entre le 6 janvier et le 16 avril présentent des masses entrant plus faibles entre 0,11 kg (18 janvier) et 0,7 kg (16 avril).

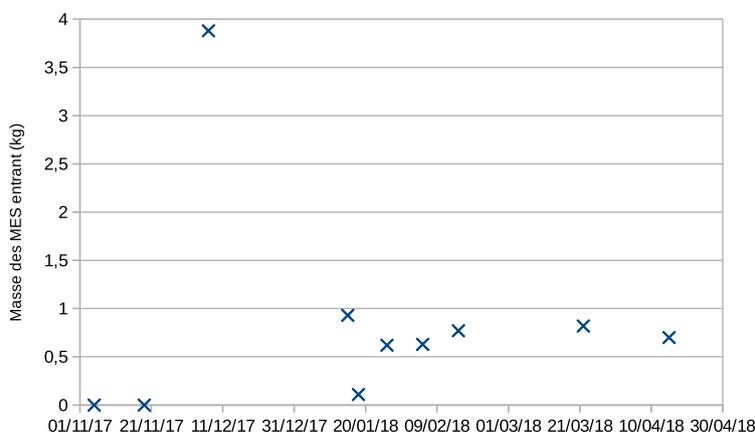


FIGURE 5.4 – Concentration en MES par événement durant la période hivernale 2017-2018

En parallèle, les particules sont émises toute l'année depuis la chaussée *via* différentes sources. La quantité de particules présentes dans les réseaux de collecte est impactée par le taux de trafic, la conception de la chaussée et des bas-côtés, l'utilisation des sols adjacents et l'état de la route (Bilby *et al.*, 1989). Le taux d'accumulation moyen des particules sur la chaussée varie entre 0,55 et >100 g/m/j (Sartor et Boyd, 1972 ; Ellis et Revitt, 1982 ; Zanders, 2005). En utilisant ces estimations, le taux d'accumulation journalier des particules de la chaussée est

d'au minimum $1,27 \text{ kg.j}^{-1}$ sur les 2,3 km de chaussées étudiées. En cumulant l'ensemble des jours de temps secs précédant les événements pluvieux échantillonnés, soit 39 jours, la quantité de particules présents sur la chaussée est estimée à 49,5 kg.

Cependant, il est difficile de déterminer la quantité d'insolubles provenant des fondants routiers. Une partie reste dans les engins de salage, soumis à des problèmes de colmatage des buses. Les particules peuvent être retenues dans les fossés enherbés. En effet, les particules supérieures à $125 \mu\text{m}$ semblent être facilement piégées par les gazons, mais l'efficacité de piégeage diminue pour les particules inférieures à $60 \mu\text{m}$ (Deletic, 1999 ; 2001).

Plusieurs auteurs ont, notamment, mis en évidence la mobilisation de colloïdes en présence de fondants routiers, notamment lors de brusques changements de force ionique (Amrhein *et al.*, 1992 ; Norrström et Bergstedt, 2001 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Acosta *et al.*, 2011).

5.3.3 Discussion

Le système routier d'Azerailles est étudié afin de déterminer l'influence des fondants routiers sur le transport des MES, ainsi que sur l'influence de traitement du bassin de rétention-décantation. L'étude de la concentration en MES a permis d'observer une grande variation de la concentration entre les deux années étudiées. La concentration en MES semble être influencée par la présence de fondants routiers (NaCl) particulièrement durant l'année 2017-2018. Cependant, le système routier est complexe et de nombreux paramètres pouvant avoir des effets antagonistes et masquant certains phénomènes interviennent. Il est nécessaire d'avoir un nombre important d'échantillons, représentatifs de divers événements afin d'établir des corrélations significatives.

La concentration en MES étant influencée par les événements pluvieux (Edwards et Withers, 2008) et par le volume d'eau ruisselée sur la chaussée (Furumai *et al.*, 2002), l'étude s'est portée sur l'analyse du flux des MES. Seule la période 2017-2018, a permis d'établir le flux et la masse de MES entrant durant les campagnes de prélèvements.

En entrée, la concentration en MES est influencée principalement par la présence des fondants routiers sur la chaussée. Ce résultat est aussi observé par Helmreich *et al.* (2010) et Hilliges *et al.* (2013). L'influence des précipitations et des débits n'a pas été observée, d'autres paramètres semblent masquer notamment le phénomène de first-flush ou la présence de NaCl. Huber *et al.* (2016) ont résumé l'influence d'un grand nombre de paramètres, notamment, la structure de la route (*e.g.* superficie de l'impluvium, présence d'accotement, taux d'imperméabilité de la route), le service de la route (*e.g.* vitesse, trafic) ou les conditions météorologiques (*e.g.* précipitation, neige, salage). Cependant, cette augmentation de la masse en MES entrant dans le bassin peut également provenir directement des fondants routiers dont l'analyse au laboratoire a montré qu'ils contenaient 5,35 % de composés insolubles.

5.4 Composition des MES

Les MES sont composés d'argiles, de matière organique, de micropolluants et d'autres composants provenant du sol et de la chaussée (Roger *et al.*, 1998 ; Balades *et al.*, 1985).

5.4.1 Observation macroscopique des MES

Lors de l'année 2017-2018, les MES entrants dans le bassin ont été collectées sur des filtres en acétate de cellulose. La figure 5.5 présente les MES issues de sept événements pluvieux étudiés entre le 28 avril 2017 et le 14 avril 2018. Pour chaque événement, 14 échantillons ont été obtenus, correspondant à un prélèvement de 1 L toutes les 20 min (dont 0,5 L sont utilisé pour effectuer les filtrations). Les filtres ont été classés en fonction de leur horaire de prélèvement (1 : t₀, 14 : t_{4h20}). Les prélèvements du 28 avril, quant à eux, ont été prélevés manuellement en triplicat. Lorsque la conductivité entre les échantillons était identique, indiquant des concentrations en Cl⁻ proches, les échantillons étaient regroupés. Ainsi, pour les événements du 22 mars 2018 et du 14 avril 2018, les événements sont caractérisés par six et cinq échantillons, respectivement au lieu de 14.

L'observation macroscopique des particules a permis de détecter une variation colorimétrique importante (figure 5.5). Les premier échantillons (n°1 à 4-6 en fonction des événements) sont les plus chargés en MES, et présentent des colorations plus prononcées. Par exemple, le 7 décembre 2017, les filtres n°1 et n°2 correspondent à 35,9 et 49,6 mg de particules et présentent des colorations noires (10YR2/2 selon les cartes de coloration du sol de Munsell) et le filtre n°1 du 26 janvier 2018 contient 22,7 mg de particules avec une couleur ocre très prononcée (10YR8/6). Puis la coloration s'atténue, suggérant un lessivage efficace de l'impluvium durant les premiers instants du ruissellement. Le filtre n°14 du 7 décembre ne présente plus que 4,15 mg (pour une concentration en MES dans l'échantillon de 16,7 mg.L⁻¹) et une coloration brune (10YR5/4), le filtre n°14 du 26 janvier contient 2,60 mg de particules (8,6 mg.L⁻¹ de MES dans l'échantillon) et une coloration beige (10YR8/4).

Les échantillons du 28 avril et du 19 novembre 2017 sont de couleur claire (orange/jaune), respectivement 2,5YR5/8 et 2,5YR8/3. Durant ces événements, la conductivité est de, respectivement, 0,3 et 0,4 mS.cm⁻¹. Le débit maximum du 19 novembre est de 6,09 L.s⁻¹. Il n'a pas pu être mesuré le 28 avril (déversoir triangle obstrué), mais la coloration orange plus prononcée provient probablement d'une précipitation dont l'intensité a été élevée, entraînant un fort apport de MES provenant de la chaussée et des fossés enherbés, chargés en fer ferrique (Fe²⁺).

Durant la période hivernale, les échantillons du 26 janvier 2018, dont la conductivité était de 0,3 mS.cm et le débit maximum de 8,76 L.s⁻¹, ont également présenté une coloration claire (10YR8/6). Cette faible conductivité est expliquée par l'absence de salage (absence d'événements hivernaux à risque) entre le 29 décembre 2017 et le 2 février 2018, à l'exception de deux salages le 15 et le 17 janvier (1,3 t de sel épandu) lessivés rapidement par de fortes précipitations durant 5 jours avec des maximums atteignant les 5,5 mm.h⁻¹.

Pour les échantillons à forte conductivité (variant entre 0,84 et 9,55 mS.cm⁻¹) le débit a varié entre 1,80 et 11,02 L.s⁻¹ et les MES présentent une coloration noire à l'exception des prélèvements n°11 à 14 du 7 décembre et n°6 à 14 du 15 janvier, où la coloration tendent vers respectivement 10YR3/4 et 10YR6/4.

La coloration brune à orange rappelle les particules de sol et du sous-sol qui contiennent des oxydes de fer. La coloration noire peut provenir de la pollution routière dues à la présence

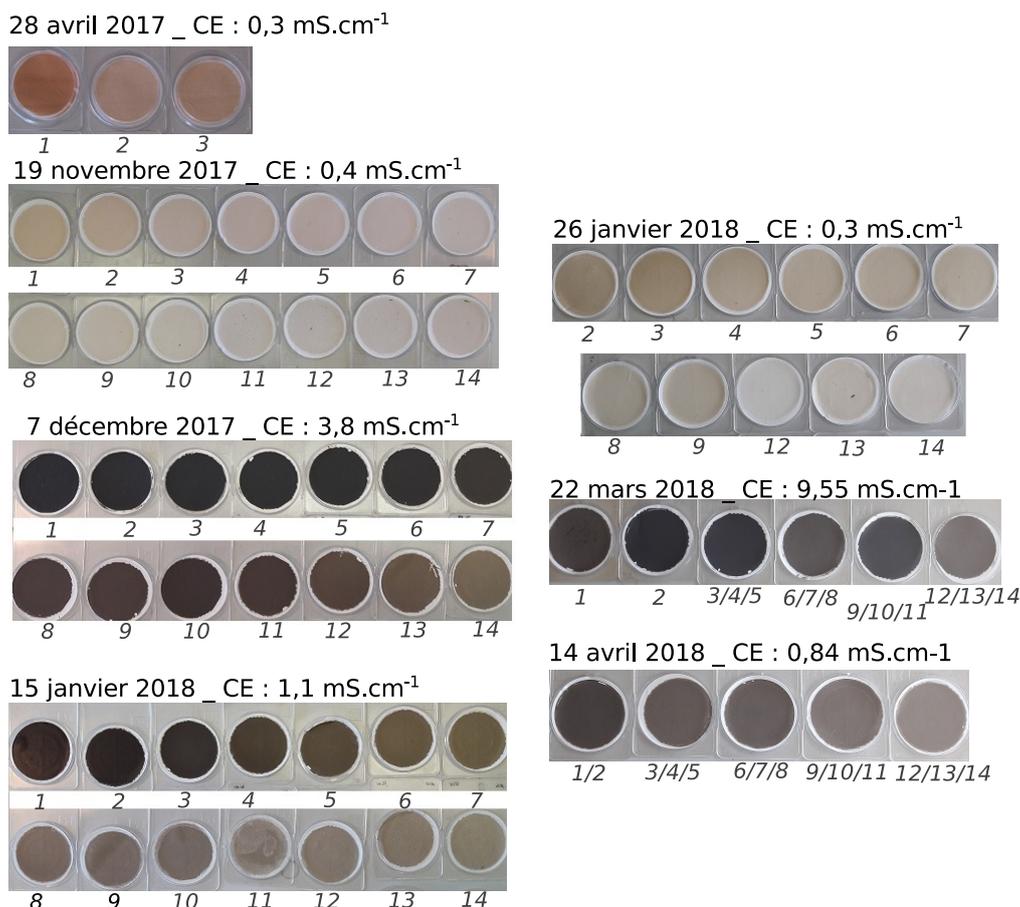


FIGURE 5.5 – Coloration des MES sur les filtres séchés



FIGURE 5.6 – Coloration des insolubles provenant des fondants routiers sur filtre sec

de composés bitumineux ou pétroliers. Cependant, la concentration en Fe dans les particules présentes dans les filtres ne varie pas de manière significative entre les différents prélèvements ([Fe] varie entre à 0,2 et 1 mg.g⁻¹).

Les fondants routiers épandus sur la chaussée contiennent des particules insolubles de couleur grise (10YR8/1) (figure 5.6). Aussi, la coloration des filtres n°12 su 22 mars 2018 (10YR5/1) et du 14 avril 2018 (10YR6/1), peut être attribuée à un lessivage vers les bassins d'insolubles issus des fondants, alors que durant l'hiver les échantillons ont présenté des filtres noirs ou bruns (10YR2/2 à 10YR5/4), suggérant des particules issues du sol ou de la chaussée.

5.4.2 Influence des fondants routiers sur la distribution des tailles des MES

L'observation macroscopique a été complétée par l'analyse de la granulométrie des particules provenant d'échantillons ayant été prélevés durant un événement pluvieux précédé par des salages, le 15 février 2018, avec une conductivité variant sur les trois échantillons de 9,3 à 12,9 mS.cm⁻¹ et un débit variant de 0,79 à 1,63 L.s⁻¹. Un second événement a été analysé, non précédé par un salage, la conductivité des échantillons a variée de 0,27 à 0,50 mS.cm⁻¹ avec un débit de 1,83 à 2,28 L.s⁻¹ (tableau 5.3).

TABLEAU 5.3 – Distribution des tailles de particules

		argile	limon	sable fin	sable moyen à très gros- sier	volume moyen
26 janvier	n°1	2,76 %	76,62 %	20,58 %		30,63 μm^3
	n°2	2,45 %	74,33 %	6,79 %	16,50 %	μm^3
	n°3	2,79 %	85,65 %	11,47 %		24,19 μm^3
15 février	n°1	10,47 %	89,43 %			10,63 μm^3
	n°2	11,10 %	88,92 %			8,07 μm^3
	n°3	14,77 %	85,25 %			6,30 μm^3

La taille des particules diminue lorsque le temps entre le prélèvement et le début du ruissellement augmente. En effet, le volume moyen des particules estimé par le granulomètre diminue de 30,6 à 24,2 μm^3 entre l'échantillon n°1 et n°3 le 26 janvier 2018 et de 10,2 à 6,3 μm^3 le 15 février. Une variation est également observable entre les deux prélèvements. Les échantillons du 26 janvier présentent une faible fraction d'argile (2,5 à 2,8 %), une fraction limoneuse prédominante (74,3 à 85,7 %) et des sables fins (6,8 à 20,6 %). L'échantillon n°2 (t20min) présente une fraction de sables moyens à grossiers qui peut provenir de la présence d'algues filamenteuses ou d'un artefact de mesure. Les échantillons du 15 février présentent une plus importante fraction d'argile (10,5 à 14,8 %) avec une fraction limoneuse toujours majoritaire (85,3 à 89,4 %) mais pas de fraction sableuse. Le volume moyen est de 22,4 μm^3 le 26 janvier et seulement de 8,2 μm^3 le 15 février.

Cette différence de distribution des tailles de particules entre les deux événements pluvieux semble mettre en évidence l'influence des fondants routiers sur la granulométrie. Ils peuvent entraîner une désagrégation des MES présents dans les eaux de ruissellement ou une libération des particules des sols (Frenkel *et al.*, 1978 ; Amrhein *et al.*, 1992 ; Norrström *et Bergstedt*, 2001 ; Nelson *et al.*, 2009).

Cependant, le dispersant utilisé étant de l'eau déminéralisé, la force ionique faible alors que les échantillons du 15 février présentent une forte force ionique due à la présence de fondants routiers (conductivité supérieure à 9,3 mS.cm⁻¹), cette différence peut entraîner une désagrégation des particules au sein du granulomètre laser comme observé par Norrström (2005) lors d'essais en colonne.

5.4.3 Observation microscopique des MES

Les MES prélevées en entrée ont été filtrées sur les filtres en fibre de verre afin d'être observées à l'aide d'un MEB couplé à une analyse EDX permettant de déterminer la nature des particules pour les prélèvements effectués en période hivernale (15 février 2018) et en période hors salage (20 mai 2018).

Des particules de silicate d'aluminium, dominées par les éléments Si, O et Al, (a, des figures 5.7 et 5.8) ont été observées durant les deux périodes ainsi que des complexes pouvant être apparentés à des complexes argilo-humiques (avec un cocktail d'éléments : Si, O, Al, C, Ca, *etc.*) (b, des figures 5.7 et 5.8) (Laird *et al.*, 2008). Les échantillons du 20 mai 2018 présentent des structures carbonées d'origine animale ou végétale telles que du pollen ou des spores (e, figure 5.8) ou d'autres n'ayant pas pu être déterminés (f, figure 5.8). Pour l'échantillon de la période hivernale, une particule silicatée portant des oxydes de fer a été observée (c, figure 5.7). L'observation d'oxyde de fer ne permet pas de conclure quant à une augmentation de la concentration en Fe car l'analyse par ICP-AES n'a pas mis en évidence de différence significative entre les deux périodes. Des particules sphériques ont également été observées semblant provenir de la combustion carbonée (combustion de bois de chauffage ou de l'émission routière) (Wang *et al.*, 2008 ; Lu *et al.*, 2008 ; Kocbach *et al.*, 2005). Elles peuvent expliquer la coloration sombre des MES.

L'analyse qualitative des filtres (g de la figure 5.7 et 5.8) par EDX a permis d'observer une distribution relative similaire des éléments dans le bruit du filtre constitué d'un amas de particules non distinguables. Les éléments constituant les matrices silicatées (majoritairement composées de Si, O) et carboniques (majoritairement composées de C, O) sont dominés par : $Si \gg O > Al > C > Ca \approx Mg \gg P \approx S \approx K > Fe$. L'aluminium provient d'aluminosilicates, tels que les feldspaths fortement présents dans les minéraux du sol. Le Fe et le Mg sont les constituants de silicates ferromagnésiens tels que la chlorite, l'amphibole. Le Ca, le Mg et le S proviennent principalement des marnes qui constituent les fossés (dolomite, gypse, anhydrite) (Roger *et al.*, 1998 ; Hatert, 2015). Les phosphates et les sulfates sont des marqueurs de l'activité biologique (Schachtman *et al.*, 1998).

Sur les échantillons prélevés en hiver, la proportion de Na et Cl a été supérieure à celle observée en mai du fait de la présence de fondants routiers (conductivité : $12,4 \text{ mS.cm}^{-1}$). De plus, Cu et Ni ont été détectés en faible proportion permettant d'émettre l'hypothèse d'une augmentation de leurs concentrations en période de salage. Plusieurs auteurs ont mis en évidence cette augmentation des MES corrélée avec celle des ETM principalement (Legret et Pagotto, 1999 ; Oberts, 1994 ; Helmreich *et al.*, 2010 ; Hallberg *et al.*, 2007 ; Westerlund *et al.*, 2003).

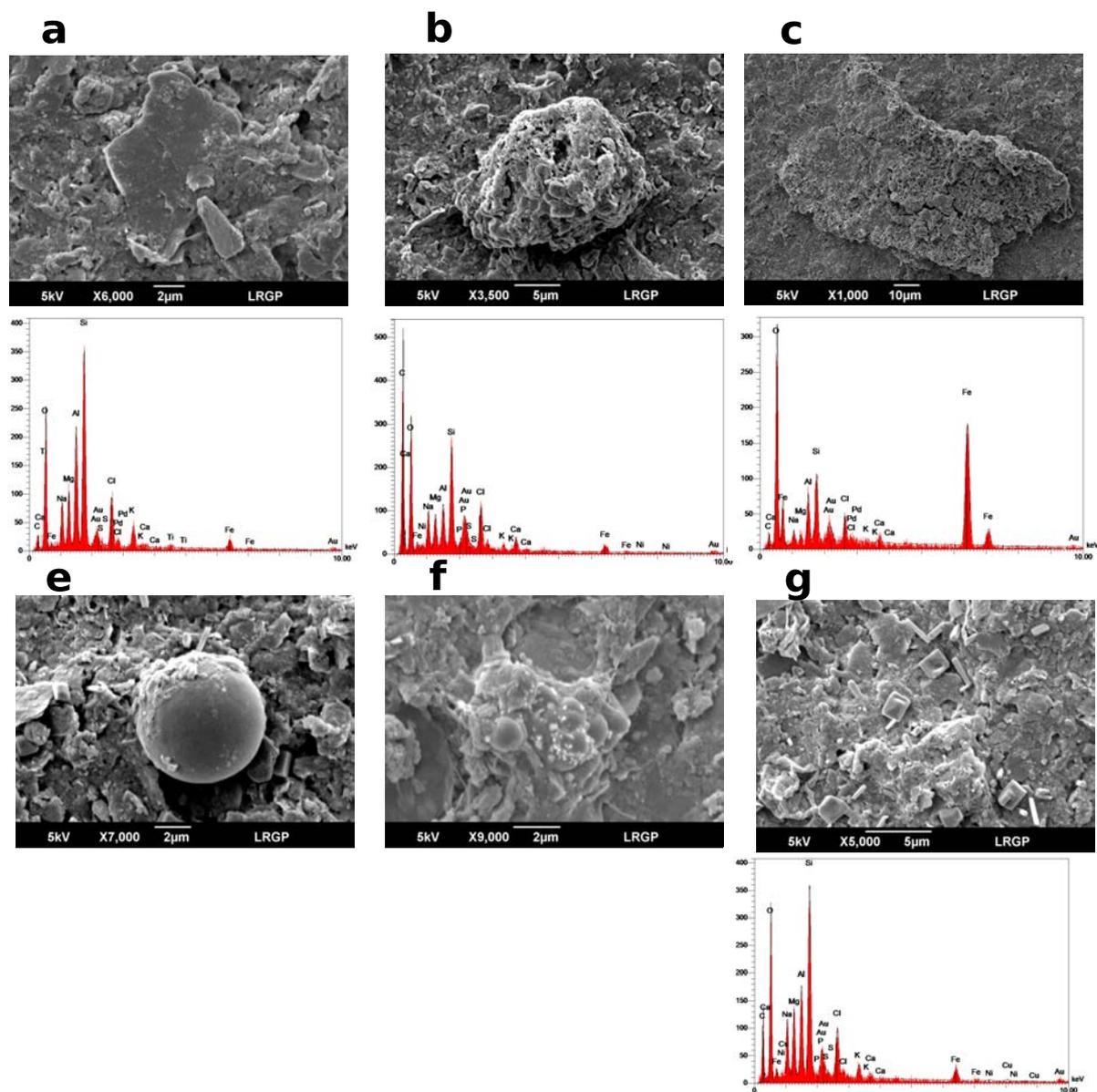


FIGURE 5.7 – Observation par microscopie électronique à balayage (MEB) de filtres en période de salage (15 février 2018)

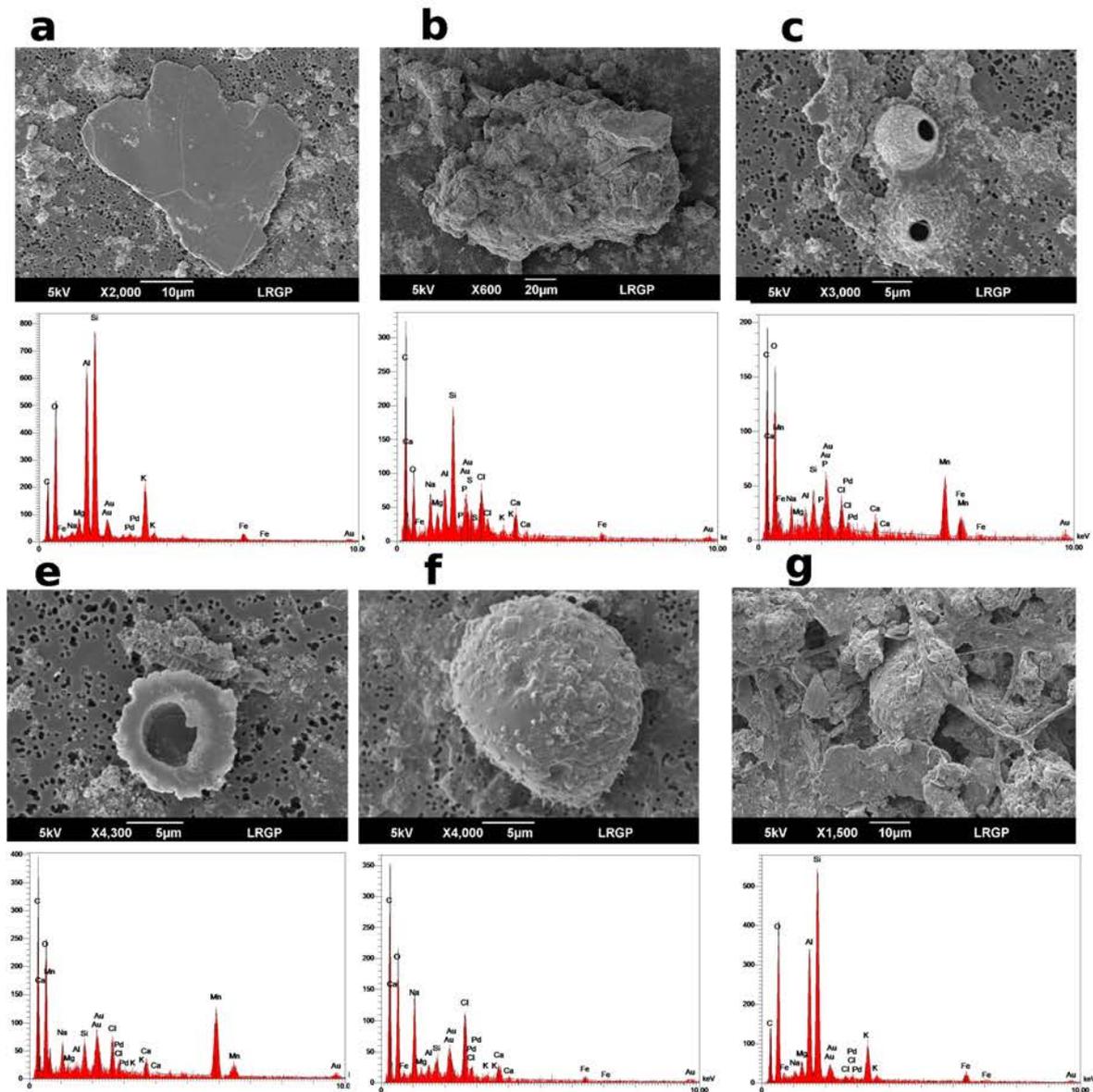


FIGURE 5.8 – Observation par MEB de filtres hors période de salage (20 mars 2018)

5.4.4 Marqueurs organiques de la pollution routière

Les MES présentant une coloration sombre en présence d'une forte conductivité (marqueur de la présence de fondants routiers) ont été analysées afin de comprendre la provenance de cette coloration. Deux filtres (7 décembre 2017 et 23 mars 2018) présentant des MES sombres et une forte conductivité ont été comparés à deux filtres (19 novembre 2017 et 26 février 2018) présentant une coloration claire orangée et de faible conductivité.

Le blanc analytique est réalisé à l'aide d'un filtre vierge. L'extraction ayant consommé le filtre, le blanc permet d'identifier les produits émis par le filtre (F), et également les artéfacts d'analyse, tels que les alkyl-benzènes linéaires (LAB) (figure 5.9).

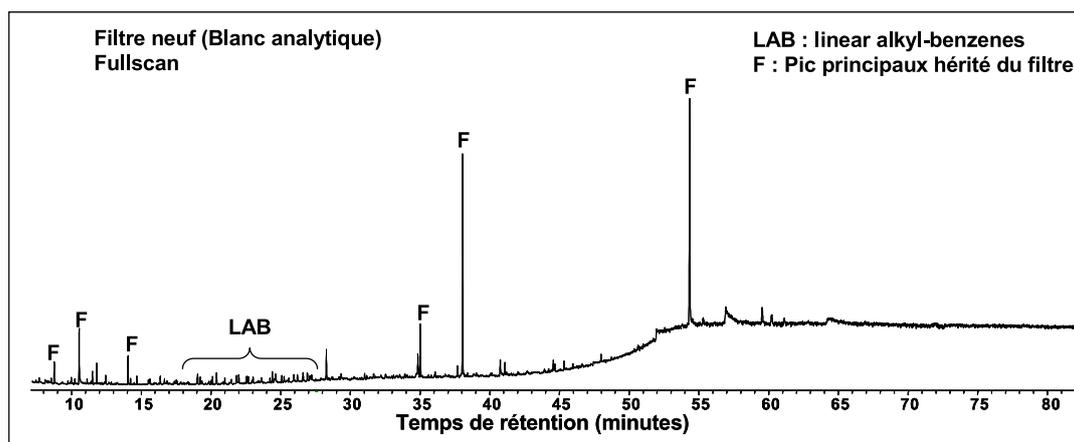


FIGURE 5.9 – Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge F= filtre, LAB= alkyl-benzène linéaire (Analyse réalisée par le laboratoire Géoresources)

L'extraction des MES présentes sur le filtre du 7 décembre 2017 donne un chromatogramme représentant les composés du filtre en acétate de cellulose, mais également de nouveaux composés (figure 5.10 et 5.11). Les MES qui étaient de couleur noire sont dominées par des n-alcane possédant entre 13 et 40 atomes de carbone sans prédominance paire ou impaire, avec une proportion plus grande de composés comportant entre 29 et 34 atomes. Des triterpènes pentacycliques ($m/z=191$) ont également été détectés avec une distribution caractéristique des matières organiques thermiquement mures (décomposition des matières organiques avancée et soumis à de fortes températures). Des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) de 2 à 4 noyaux ont été identifiés dans des abondances limitées par rapport aux abondances des autres composés. Ils ont été principalement dominés par des composés parents. À la vue de la nature du solvant, aucun produit polaire n'a pu être détecté.

Les MES du second filtre (23 mars 2018) proviennent des échantillons prélevés lors de forte conductivité et dont les particules sont de couleur noire. Tout comme pour les MES du 7 décembre 2017, la distribution moléculaire présente les produits issus du filtre et d'alcane (figure 5.12 et 5.13) Les MES étaient dominées par des n-alcane possédant entre 13 et 40 atomes de carbones sans prédominance paire ou impaire dont la distribution était différente de celle du 7 décembre 2017. Les HAP étaient présents à l'état de trace, proche du bruit analytique et les triterpanes pentacycliques n'ont pas été détectés.

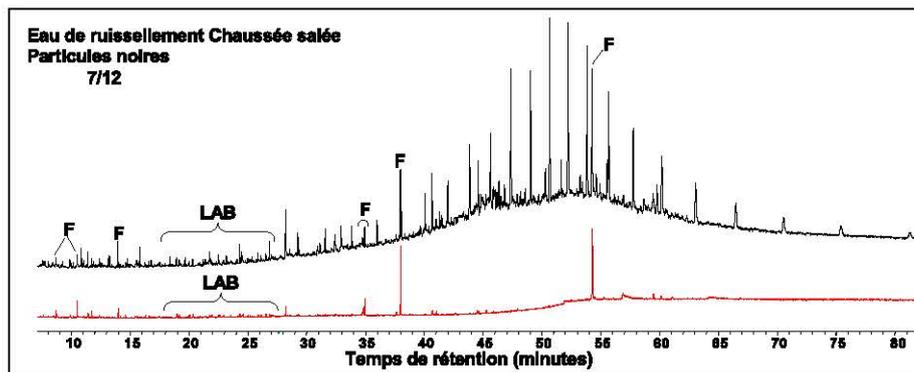
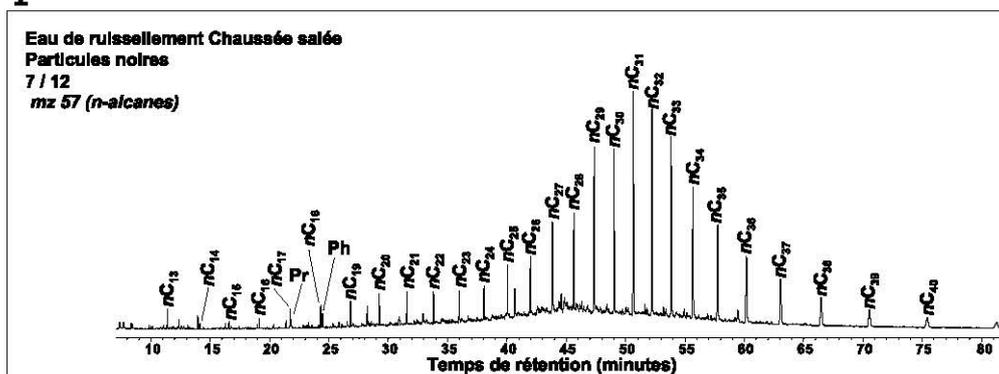
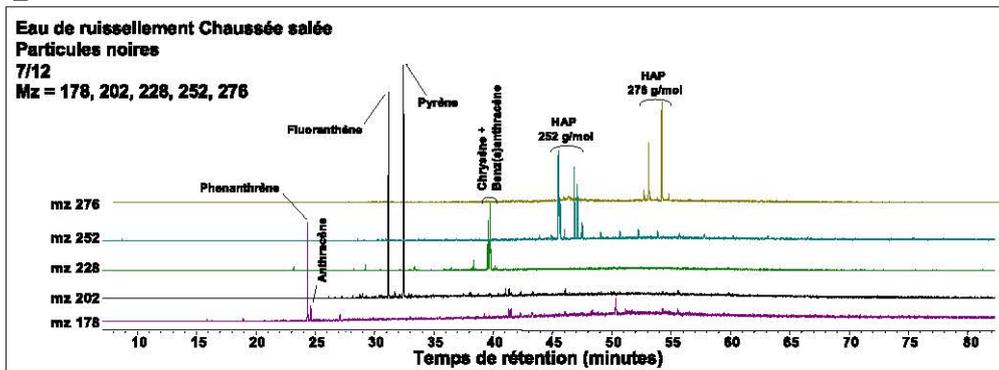


FIGURE 5.10 – Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 7 décembre 2017 (noir) (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources)

1



2



3

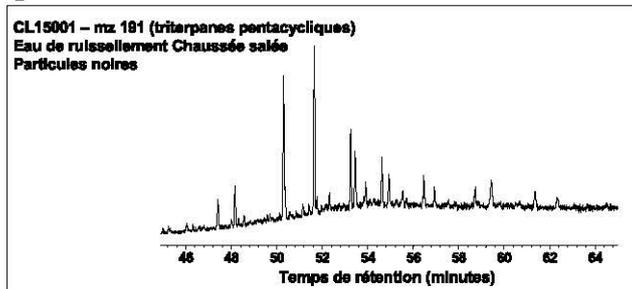


FIGURE 5.11 – Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 7 décembre 2017 (noir) en mode analyse d'ion unique 1. Alcane, 2. HAP, 3. Tritenpane pentacycliques (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources)

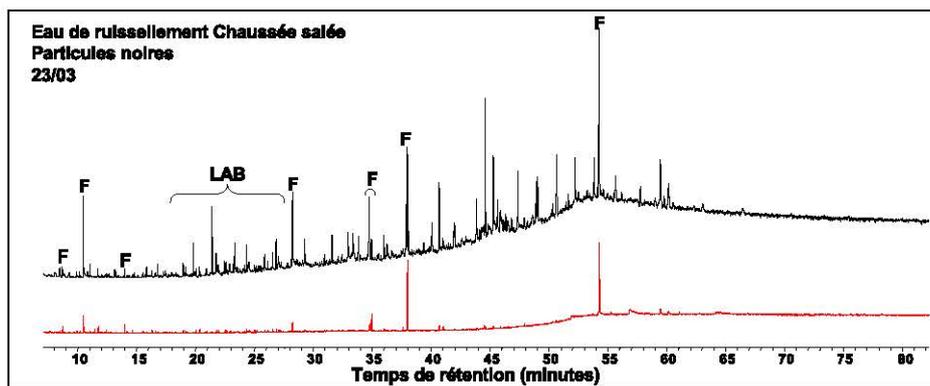


FIGURE 5.12 – Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 23 mars 2017 (noir) (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources)

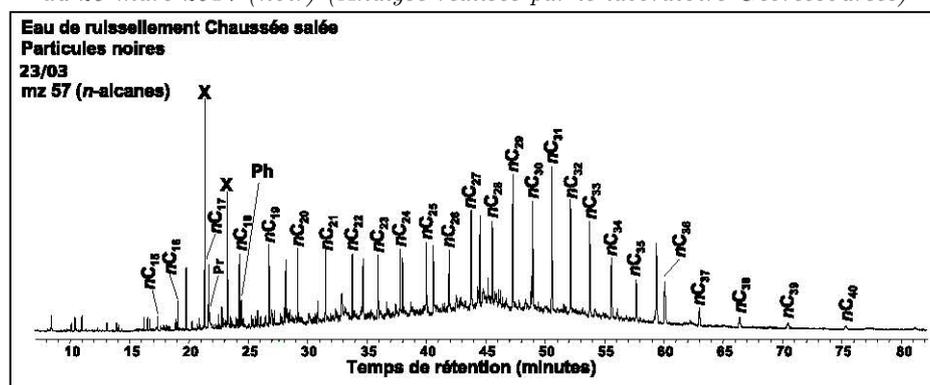


FIGURE 5.13 – Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et du filtre du 23 mars 2017 (noir) en mode analyse d'ion unique 1. Alcane (Analyse réalisée par le laboratoire Géoressources)

Les deux filtres présentant des MES de couleur claire, prélevés lors des événements caractérisés par les conductivités les plus faibles, ont présenté des chromatogrammes similaires au blanc analytique (figure 5.14). Ils ne permettent pas de détecter d'autres produits.

Les distributions observées sur les filtres noirs prélevés lors des événements caractérisés par les conductivités les plus fortes en n-alcanes et triterpane pentacyclique suggèrent une contribution importante des produits pétroliers, probablement issus des bitumes routiers (Faure *et al.*, 2000) ou des émissions des moteurs (essences, lubrifiants, *etc.*) (Bi *et al.*, 2003). Les HAP présentent une distribution pouvant être attribuée à des rejets de pots d'échappement (Jeanneau *et al.*, 2006) ou au chauffage au bois des habitations des villages avoisinants (Khalili *et al.*, 1995).

Ces analyses préliminaires nécessitent des analyses plus approfondies grâce à une plus grande masse de MES filtrée sur des filtres en verre, afin de pouvoir effectuer des mises en solution à l'aide de solvant polaire. Une masse plus importante d'échantillon le 23 mars aurait pu permettre de caractériser les HAP présents, ici, à l'état de traces.

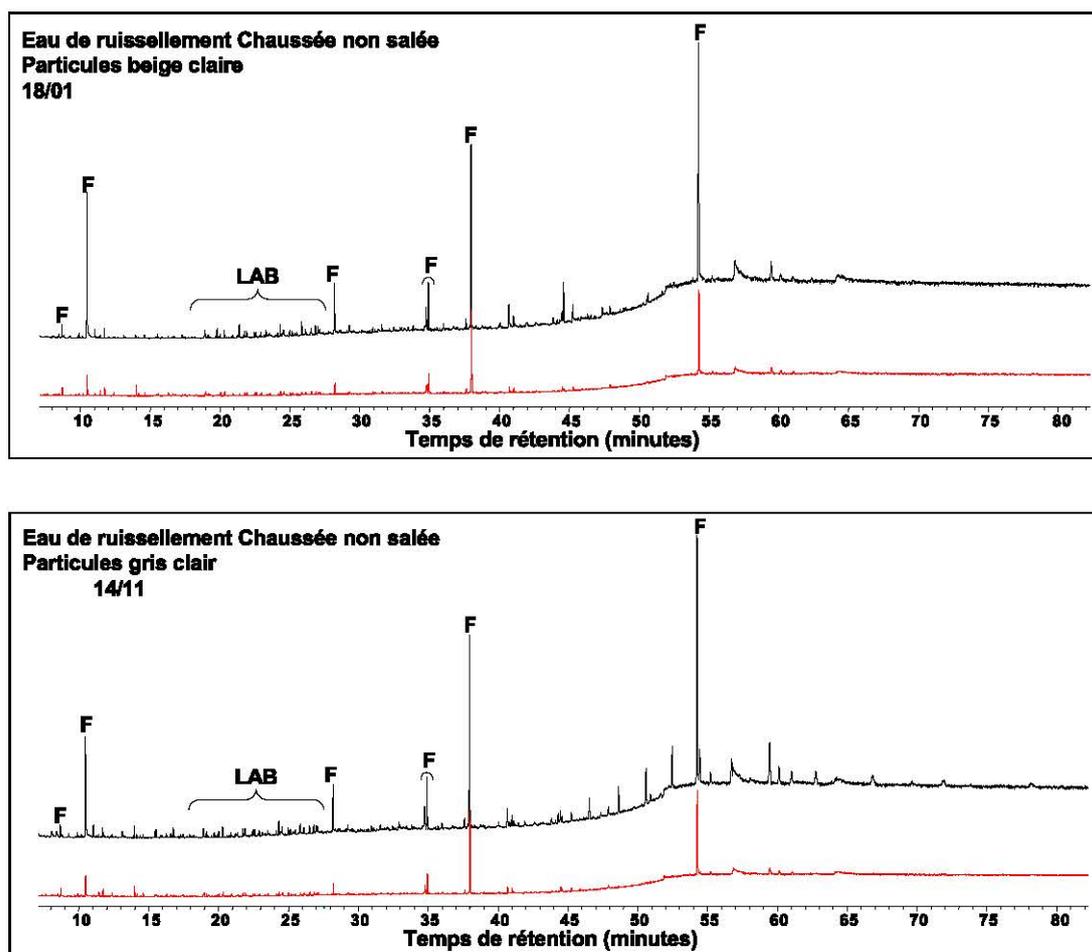


FIGURE 5.14 – Chromatogramme de l'extrait organique issu du filtre vierge (rouge) et des filtres hors salage (noir) en mode analyse d'ion unique

5.4.5 Discussion

En plus de l'augmentation des particules en hiver observée par de nombreux auteurs, un changement de leur composition est mis en évidence. Bien que les particules retrouvées dans les eaux de ruissellement soient proches de la composition du sol (argiles, marnes, matières organiques) (Roger *et al.*, 1998 ; Gunawardana *et al.*, 2012), les MES changent de couleur en présence de fondants routiers. En période hivernale, la présence d'ETM est détectée ainsi que celle de composés marqueurs organiques de la pollution anthropique provenant notamment des bitumes, des pots d'échappement ou du fonctionnement des véhicules (Jeanneau *et al.*, 2006 ; Faure *et al.*, 2000). Cette augmentation des MES et des polluants associés peut être attribuée à une augmentation de la corrosion des véhicules et des infrastructures, l'utilisation de pneus neige ou pneus hiver et des fondants routiers (Bauske et Goetz, 1993 ; Hallberg *et al.*, 2007 ; Legret et Pagotto, 1999 ; Helmreich *et al.*, 2010).

La comparaison entre la coloration des MES et des insolubles des fondants suggère que durant la période hivernale les MES proviennent du sol et de la pollution routière, en fin de période, la coloration change pour être proche de celle des insolubles provenant des fondants,

semblant indiquer une collecte tardive de ces insolubles par le bassin.

Le sol gelé et la présence de neige limitent l'infiltration des eaux de ruissellement dans les fossés et favorisent leur ruissellement vers les bassins. Cependant, ce phénomène ne permet pas d'expliquer la coloration des filtres d'avril, puisque la température de l'air du mois de mars et d'avril a permis le dégel des fossés.

Les fondants routiers semblent également jouer sur la taille des particules transportées par les eaux de ruissellement en entraînant une diminution de leur taille.

Cette augmentation et diminution des MES peut provenir d'une déstructuration des sols due à la présence de fondants routiers dans les eaux interstitielles qui entraîne une augmentation un transport des particules (Frenkel *et al.*, 1978 ; Menneer *et al.*, 2001 ; Amrhein *et al.*, 1992 ; Nelson *et al.*, 2009 ; Norrström et Bergstedt, 2001).

5.5 Test d'agrégation du sédiment en présence de sels

Le sel peut influencer les sols en augmentant la mobilité de particules fines qui obstruent les micropores du sol. Il convient de se demander si le NaCl et le fondant routier en particulier peuvent réduire l'efficacité du bassin en favorisant la formation de particules fines dans les MES et le sédiment. Ces particules remises en suspension possèdent une vitesse de décantation plus lente augmentant alors le risque de rejet vers l'environnement.

5.5.1 Protocole

Un test d'agrégation a été réalisé à l'aide d'un dispositif « jar-test » composé de six postes dont la vitesse de rotation des pales est réglable. Le sédiment utilisé provient du bassin et a été prélevé aux points de prélèvements habituels (entrée, végétation, centre, sortie) (figure 4.2). Les échantillons collectés ont été regroupés dans des quantités équivalentes. Les éléments grossiers : organismes vivants (algues, gastéropodes, etc), débris végétaux, graviers, ont été éliminés manuellement. Afin d'obtenir une eau proche des conditions du bassin et éviter les phénomènes d'agrégation/désagrégation dues à l'utilisation d'eau ultrapure, un mélange d'eau de Volvic et d'eau ultrapure a été utilisé. L'eau de Volvic a été diluée à 1 :10. Dans chaque béccher de 1 L, 45 mg de sédiment ont été introduits dans 0,9 L d'eau. Lors de la mise en rotation des pales 4,5 g de NaCl 99 % ou de fondants routiers ont été ajoutés. Le dispositif comportant six postes, les conditions ont été testées les unes à la suite des autres. L'expérience a été réalisée six fois dans chaque condition :

- trois bécchers témoins (5 mg.L⁻¹ de sédiment) + trois bécchers avec NaCl (5 mg.L⁻¹ de sédiment + 5 g.L⁻¹ de NaCl),
- trois bécchers témoins (5 mg.L⁻¹ de sédiment) + trois bécchers avec les fondants routiers (5 mg.L⁻¹ de sédiment + 5 g.L⁻¹ de fondant routier).

Les valeurs de la conductivité et de la turbidité ont été suivies grâce aux sondes placées dans un béccher témoin et un béccher chargé en NaCl ou fondants routiers.

La luminosité du laboratoire étant variable, en raison de la présence de grandes baies vitrées, la sonde de turbidité a présenté de grandes variations entre le matin (essai avec du NaCl 99 %) et l'après-midi (essai avec des fondants routiers). Pour cette raison, les témoins matin et après-midi ont été étudiés séparément. L'expérience a été réalisée en trois temps, les temps et vitesse de rotation ont été définis suivant les protocoles de [Bouyer *et al.* \(2001\)](#) et [Golob *et al.* \(2005\)](#) :

- un temps de mélange à l'ajout du NaCl ou du fondant routier avec une agitation forte ($200 \text{ t}\cdot\text{min}^{-1}$) pendant 5 min,
- un temps de réaction durant 30 min à agitation modérée $50 \text{ t}\cdot\text{min}^{-1}$,
- un temps de repos et décantation durant 60 min au repos.

5.5.2 Influence du sel sur la dispersion des particules

L'évolution de la turbidité au cours de 60 min est représentée sur la figure 5.15. La turbidité diminue rapidement dans les 10 premières minutes en raison de la sédimentation des particules, avec une forte hétérogénéité symbolisée par l'écart-type, quelles que soient les conditions. En effet, lorsque les particules sont en présence des fondants routiers, la turbidité diminue de $488,5 \pm 31,4$ à $57,3 \pm 7,8$ FNU (Formazine Nephelometric Unit), alors que leur témoin diminue de $385,5 \pm 127,1$ à $64,9 \pm 2,7$ FNU. Pour celles en présence de NaCl, elle diminue de $347 \pm 221,7$ à $66 \pm 16,6$ FNU, avec un témoin dont la décantation entraîne une réduction de $437,7 \pm 17,7$ à $65 \pm 6,4$ FNU.

Le système tend à se stabiliser après 30 min avec une turbidité à $t+30\text{min}$ de $31,5 \pm 14,4$ FNU pour les particules soumises aux fondants routiers et $31,0 \pm 6,2$ FNU pour leur témoin. Une différence est en revanche observée entre les particules soumises au NaCl (FNU : $43,4 \pm 3,1$) et leur témoin (FNU : $26,2 \pm 5,2$).

Cette différence est également suggérée sur la figure 5.17 où les béchers 1, 2, 3 correspondent aux conditions témoins et présentent une turbidité plus faible que les béchers 4, 5, 6 qui correspondent aux conditions "particules + $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl".

5.5.3 Discussion

Le test n'a pas permis d'observer une influence significative des fondants routiers ou du NaCl sur la formation des particules fines. Cependant, une tendance semble s'observer à $t+60\text{min}$ avec une turbidité plus importante pour les particules soumises au NaCl, qui n'est pas observée avec le fondant routier. L'évolution jusqu'à $t+30\text{min}$ présente une forte hétérogénéité qui ne permet pas de conclure quant à une plus forte présence des particules fines. Les particules fines soumises aux fondants routiers ont un comportement similaire à leur témoin. La différence observée entre $t+10\text{min}$ et $t+20\text{min}$ semble être un artefact. Aucune étude ne semble évaluer l'influence des fondants routiers sur les particules. Cependant, les fondants routiers sont composés de 5 % d'impuretés insolubles qui peuvent expliquer la plus forte turbidité initiale des conditions avec

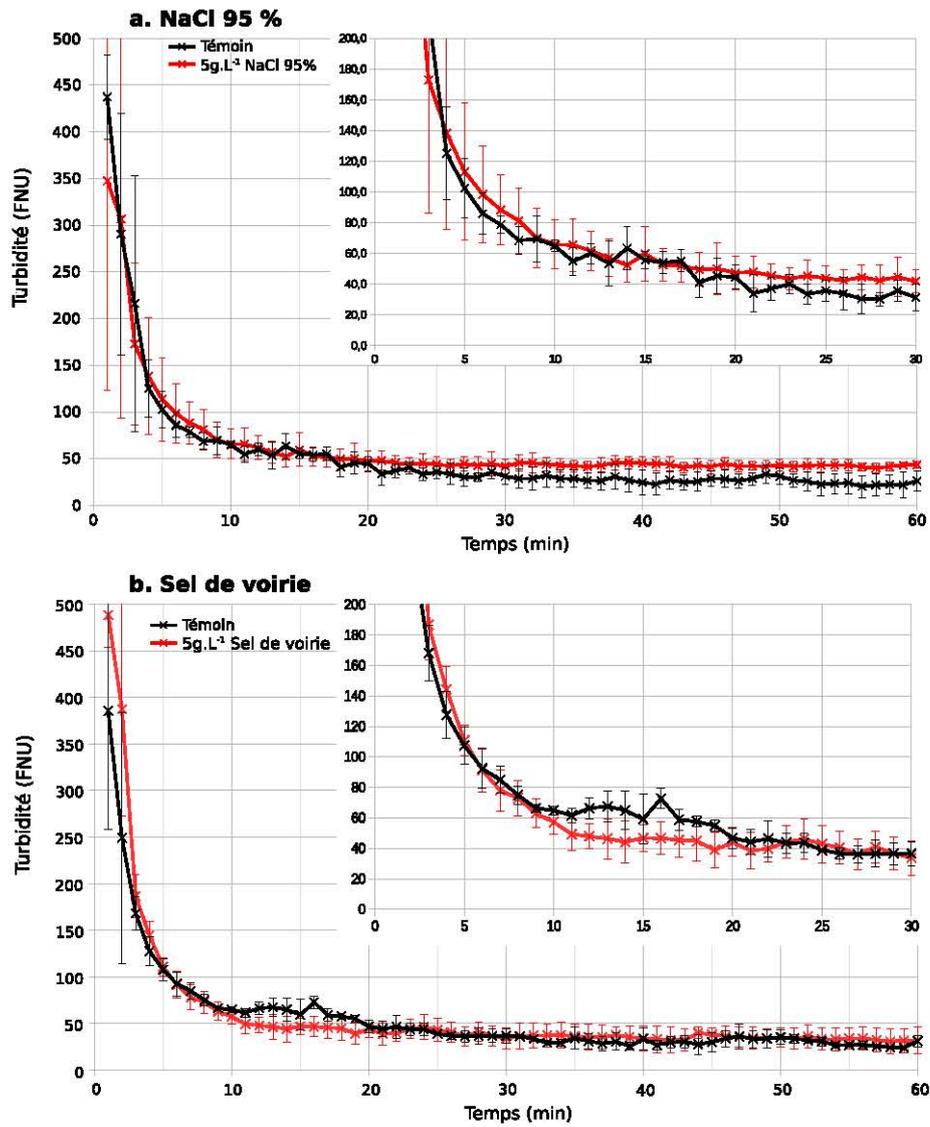


FIGURE 5.15 – Evolution de la turbidité

les fondants routiers. Cette concentration supplémentaire de particules solides peut également masquer l'influence du NaCl qui semble être observée sur le graphe a (figure 5.15).

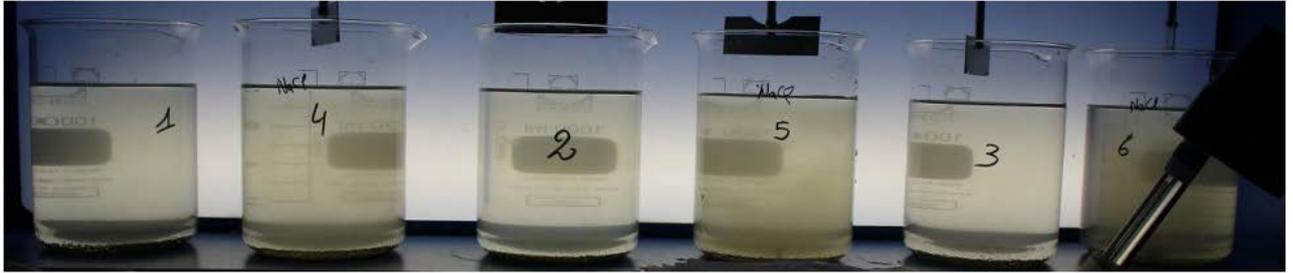


FIGURE 5.16 – Turbidité des béchers à $t+5min$. Condition : particules + NaCl

5.6 Conclusion

Le NaCl épandu sur la chaussée est transporté par les eaux de ruissellement avec les autres polluants routiers. La charge en MES est un marqueur de la charge polluante. Ce chapitre a permis d'observer l'influence du NaCl sur la quantité et la qualité des MES transportées dans les eaux de ruissellement. La concentration en MES dépend de nombreux paramètres observés par différents auteurs : précipitations, colmatage des pores du sol, volumes ruisselés, durée de temps sec. Les deux années observées montrent une forte variation de la concentration en MES, mais l'influence du NaCl est visible durant les deux années et notamment durant l'année 2017-2018 grâce à la mesure du débit qui a permis d'étudier la concentration moyenne en MES par événement. L'étude des masses de MES entrantes dans le bassin a permis d'établir une forte influence des fondants routiers sur les MES, du fait de leur teneur en composés insolubles qui sont épandus sur la chaussée et peuvent être collectés par le bassin. Cependant, il est difficile de conclure quant à la quantité réelle charriée vers le bassin, du fait de nombreuses sources de MES en milieu routier et de l'influence du NaCl sur le transport colloïdal (Amrhein *et al.*, 1992 ; Novotny *et al.*, 2008).

La caractéristique des MES, en particulier leur coloration, varie avec l'augmentation de la concentration en NaCl dans les eaux de ruissellement. La coloration sombre observée en présence de NaCl est principalement due à la présence de polluants anthropiques d'origine bitumineuse, pétrolière, mais également de la combustion incomplète des produits pétroliers et de chauffage. Les éléments composants les particules observées hors-salage semblent être également présents dans les MES en période hivernale, notamment les argiles, marnes, matières organiques.

Plusieurs hypothèses peuvent être émises quant à cette augmentation de la pollution anthropique hivernale :

- la présence de fondants routiers combinée avec des précipitations abondantes favorise la corrosion ;
- l'utilisation de pneus hiver et le raclage de la neige contribuent à l'augmentation de la dégradation de la surface de la chaussée ;

- le chauffage des habitations à proximité émet des particules qui peuvent se déposer sur les surfaces routières ;
- le sol gelé favorise le ruissellement rapide des polluants vers le bassin ;
- le stockage des particules transportées par les phénomènes éoliens dans le manteau neigeux devient une source de polluants lors de sa fonte ;
- la présence de NaCl dans les sols modifie la structure du sol et favorise l'augmentation de la mobilité des particules fines qui obstruent les sols agricoles, mais, dans le contexte de fossés enherbés à forte circulation hydraulique, favorise le transport des polluants.

En hiver, l'efficacité du bassin est remise en question par l'apport de NaCl dissous qui ne subit pas le phénomène de décantation, mais également par l'évolution des quantités et de la qualité des MES apportées par les eaux de ruissellement. L'efficacité de traitement du bassin d'Azerailles ne semble pas être impacté en 2017-2018, mais celle-ci semble être réduite en 2016-2017 durant un hiver froid et sec. Il convient de se demander si le NaCl joue un rôle sur le rejet des MES vers l'environnement, mais également s'il a la capacité de favoriser la présence de particules fines à faible vitesse de décantation. Le test en laboratoire pour répondre à ces questions n'a pas permis d'émettre une conclusion significative. Cependant, une tendance semble être observée avec les particules soumises au NaCl. La turbidité plus importante à t+60min peut être due à la présence accrue de particules fines. Cependant, ce phénomène n'est pas observé avec les fondants routiers. La présence d'impuretés insolubles dans ces fondants peut masquer cette tendance. D'autres paramètres jouent sur la modification de l'efficacité du bassin, notamment la présence de glace à la surface qui perturbe la circulation des eaux dans le bassin en formant une barrière physique, mais également en modifiant la densité des masses d'eau, l'eau refroidie en contact avec la glace est plus dense et coule (Semadeni-Davies, 2006 ; Rondel *et al.*, 2012) .

Par ailleurs, le NaCl peut également influencer la chimie des eaux et des sols favorisant la remobilisation des ETM.

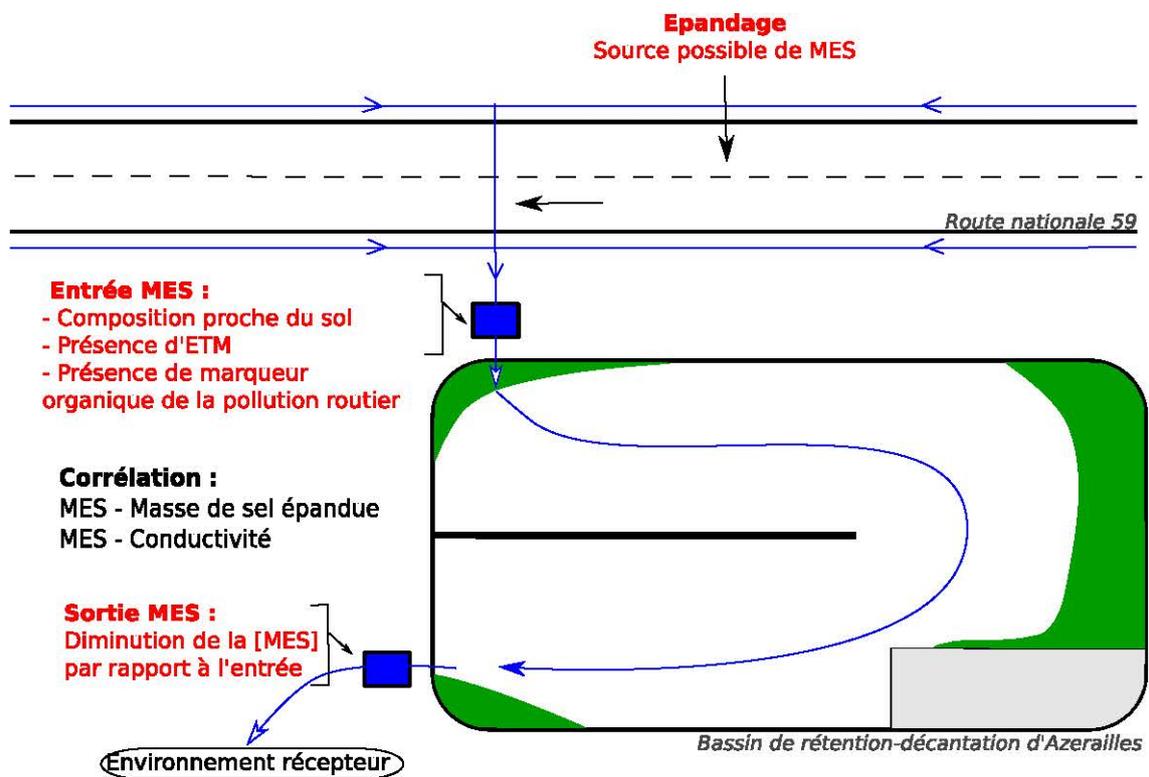


FIGURE 5.17 – Récapitulation des principaux résultats

Chapitre 6

Influence du NaCl sur les eaux de ruissellement et efficacité de traitement du bassin

Sommaire

6.1	Introduction	112
6.2	Influence des conditions hivernales sur la stratification des eaux du bassin	112
6.2.1	Homogénéité des eaux de surface du bassin	112
6.2.2	Stratification des eaux lors d'une période où la surface est gelée	113
6.2.3	Stratification des eaux lors d'une période où la surface est libre	114
6.2.4	Discussion	114
6.3	Influence des fondants routiers sur les eaux entrant dans le bassin	114
6.3.1	Composition des eaux en entrée du bassin	116
6.3.2	Influence de l'épandage des fondants routiers sur la concentration en éléments majeurs	120
6.3.3	Discussion	122
6.4	Composition des eaux en sortie de bassin	124
6.5	Influence des fondants routiers sur les ETM	124
6.5.1	Discussion	130
6.6	Influence de l'hiver sur le sédiment et le sol des fossés	131
6.6.1	Caractérisation des fossés	131
6.6.2	Distributions granulométriques du sol et du sédiment	131
6.6.3	Composition minéralogique du sédiment	133
6.6.4	Composition chimique du sédiment et du sol de fossé	133
6.6.5	Influence des fondants routiers sur les ETM présents dans le sédiment	135
6.6.6	Discussion	136
6.7	Conclusion	136

6.1 Introduction

Les bassins de rétention-décantation permettent de réduire la charge polluante particulaire, notamment métallique, rejetée vers le milieu récepteur *via* des processus de décantation. Cependant, l'émission et le transport de ces polluants métalliques sont influencés par de nombreux paramètres. Dans ce chapitre, l'influence des conditions hivernales sur leur émission et leur transport est évaluée par les méthodes et mesures décrites dans le chapitre 4. Il portera principalement sur les modifications des conditions physico-chimiques influençant la composition des eaux de ruissellement et la libération des ETM. L'objectif est d'observer l'évolution du fonctionnement du bassin durant l'hiver afin de déterminer les processus mis en jeu dans la réduction de l'efficacité de traitement des bassins de rétention-décantation, et de déterminer l'influence du NaCl sur la concentration en ETM dans l'eau de ruissellement entrant dans le bassin, en mettant en lumière l'influence des fossés enherbés sur le stockage et le relargage des polluants métalliques et du NaCl.

6.2 Influence des conditions hivernales sur la stratification des eaux du bassin

6.2.1 Homogénéité des eaux de surface du bassin

Durant la période hors salage, des échantillons d'eau ont été prélevés à différents points du bassin (végétation, centre du bassin, sortie) afin de déterminer la variation de la composition des eaux. La comparaison a été effectuée à partir de la mesure de la concentration en Cl^- et en Na^+ lors de trois campagnes (le 11 mai, le 13 juin et le 25 juillet 2016) (figure 6.1).

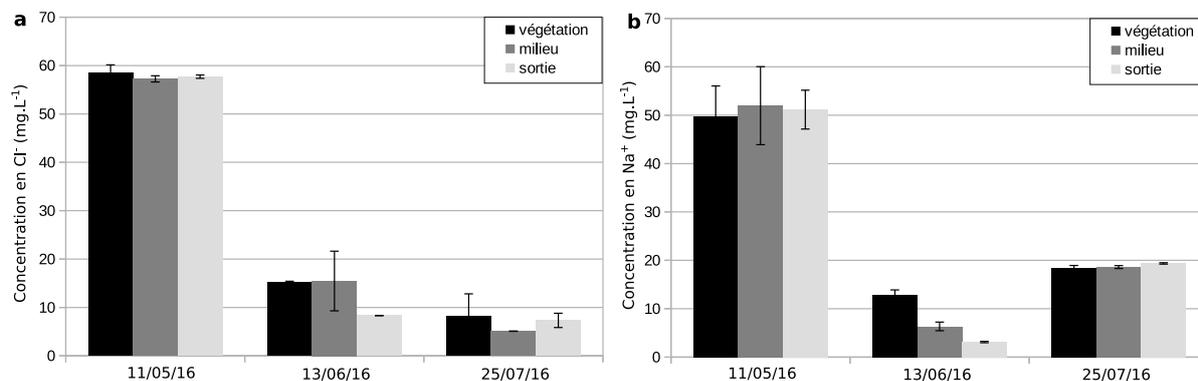


FIGURE 6.1 – Comparaison de la concentration en Cl^- (a) et en Na^+ (b) en trois points du bassin durant 3 campagnes

Ces mesures sont représentatives de la variation spatiale et temporelle de la qualité chimique des eaux du bassin. Les différences entre les points de prélèvement sont négligeables durant une même campagne. En effet, aucune différence significative n'a été observée à partir du test de Wilcoxon pour échantillons appariés ($p > 0.05$) (Bauer, 1972). La campagne du 13 juin fait exception, puisque la concentration en sortie est inférieure ($8,3 \text{ mg.L}^{-1}$ de Cl^- et $3,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de

Na⁺) à la concentration dans la végétation (15,2 mg.L⁻¹ de Cl⁻ et 12,9 mg.L⁻¹ de Na⁺) ou au centre du bassin (15,5 mg.L⁻¹ de Cl⁻ et 6,3 mg.L⁻¹ de Na⁺). Or, cette campagne a été réalisée suite à un événement pluvieux, contrairement à celle du 11 mai et du 25 juillet. Un gradient apparaît au sein du bassin lors d'afflux d'eaux de ruissellement. Les eaux s'homogénéisent, par la suite, par diffusion et brassage éolien.

Il est intéressant de noter que la concentration en Cl⁻ diminue entre les trois campagnes de prélèvement avec une concentration moyenne en mai de 57,8 mg.L⁻¹ et de 6,9 mg.L⁻¹ en juillet. Cette réduction semble indiquer l'évacuation de fondants routiers résiduels. La concentration en Cl⁻ ne présente pas cette tendance du fait de ses interactions avec la matière (organique et inorganique) et les différents ligands. Le Na⁺ étant un ion plus conservatif, il est retenu plus efficacement dans le bassin que l'ion Cl⁻ (Rhodes *et al.*, 2001).

6.2.2 Stratification des eaux lors d'une période où la surface est gelée

La conductivité et la température ont été mesurées durant la période de salage lorsque le bassin était gelé, le 5 mars 2018 (figure 6.2) et lorsque la surface était libre, le 15 mars 2018 (figure 6.3). Les mesures ont été effectuées en différents points notés de a à g représentés sur la figure 4.2 et sur toute la colonne d'eau, à savoir jusqu'à 0,35 m tous les 0,05 m.

Stratification thermique. Lorsque la surface du bassin est gelée, la stratification thermique des eaux est observée en raison des températures les plus froides proches de la surface. Les eaux étaient plus froides à l'entrée du bassin (a, b, c de la figure 4.2) avec des températures oscillant entre 1,5 et 4,6 °C alors qu'en sortie (e, f, g) elles ont varié de 6,8 à 8 °C. Cette différence de température est due à l'orientation du bassin. L'entrée au nord étant protégée par le déflecteur, la glace était plus épaisse (>0,05 m), alors que la sortie est localisée au sud du déflecteur. La glace non protégée est chauffée, l'épaisseur est inférieure à 0,02 m. Cette inversion de température correspond aux stratifications hivernales observées dans les lacs naturels (Rondel *et al.*, 2012).

Stratification chimique. La stratification est également chimique. En effet, les mesures effectuées près de l'entrée ont présenté des conductivités en surface (0,05 m) variant entre 0,53 et 0,46 mS.cm⁻¹, alors qu'à l'interface eau-sédiment elle a varié entre 11,25 et 5,86 mS.cm⁻¹. La stratification a été toujours observable sur les mesures effectuées près du centre (d, e), cependant, la conductivité a été moins élevée en profondeur. En sortie (f, g), la stratification a été moins prononcée, la conductivité a présenté des valeurs similaires à partir de 0,2 m (f) et 0,15 m (g). La diminution de la conductivité en profondeur depuis l'entrée jusqu'à la sortie du bassin provient principalement de l'expansion du flux d'eau salée entrant, progressivement diluée au contact des eaux du bassin. De plus, en sortie, la température de l'eau plus élevée, suggère un brassage des eaux dans la colonne d'eau qui justifie l'absence de stratification de la colonne d'eau et favorise la dilution du flux d'eau salée.

6.2.3 Stratification des eaux lors d'une période où la surface est libre

Les mesures effectuées le 15 mars (figure 6.3) après la fonte de la glace présentent un profil différent de celui observé le 5 mars. La température est relativement constante sur l'ensemble de la colonne d'eau et sur l'ensemble du bassin, à l'exception de la température à l'interface eau-sédiment a légèrement diminué de 0,1 à 0,2 °C, non significative. La conductivité est également constante sur l'ensemble du bassin avec des valeurs comprises entre 1,05 et 1,21 mS.cm⁻¹, à l'exception des mesures effectuées près de l'entrée, où la stratification a été observée à 0,15 m, et où la conductivité a atteint 2,01 mS.cm⁻¹ à l'interface eau-sédiment.

Au vu de la faible profondeur du bassin et donc, de la faible épaisseur des couches d'eau, il n'a pas été possible d'effectuer des prélèvements. La présence d'un flacon de prélèvement a entraîné le brassage de la colonne d'eau en modifiant les valeurs de conductivité.

6.2.4 Discussion

La stratification chimique et thermique des eaux du bassin peut entraîner une modification de la chimie des eaux, avec une réduction de la teneur en oxygène. Cette réduction peut former une zone d'anoxie où les éléments chimiques sont sous forme réduite transformant le milieu en environnement toxique pour les organismes vivants (Oberts, 1994 ; Marsalek, 2003 ; Semadeni-Davies, 2006 ; Novotny *et al.*, 2008).

Au sein du bassin d'Azerailles, la profondeur de la colonne d'eau est relativement faible (0,35 m). Aussi, la stratification n'est observable que durant des conditions hydrodynamiques particulières, lorsque la surface gelée limite le brassage éolien des eaux. Novotny *et al.* (2008) ont observé une stratification dans des lacs dont la profondeur maximale était toujours supérieure à 7 m. Dans l'ouvrage d'Azerailles, l'entrée et la sortie étant protégées dans des regards, la température de la surface est plus élevée que la température extérieure. Ainsi la glace se forme rarement dans les buses entrant ou en sortie. Le NaCl entre dans le bassin en hiver, mais est retenu dans le bassin plus longtemps à cause de la stratification des eaux. En effet, la sortie s'effectuant par surverse, seules les couches d'eau supérieures présentant les plus faibles conductivités sont évacuées. Lors de la fonte de la glace, le brassage de la colonne d'eau, par les vents et les précipitations, permet l'évacuation d'une plus forte proportion de fondants routiers après la période de salage. Ce phénomène peut être une hypothèse pour expliquer la présence de fortes conductivités est encore observable en avril malgré le fort renouvellement de l'eau durant l'hiver 2017-2018.

6.3 Influence des fondants routiers sur les eaux entrant dans le bassin

L'eau de ruissellement est le premier vecteur de transport des polluants vers le bassin de rétention-décantation. L'eau de pluie tombée sur le bassin versant collecte les polluants présents sur la chaussée, mais également dans les fossés enherbés. Ces eaux ont été collectées dans le

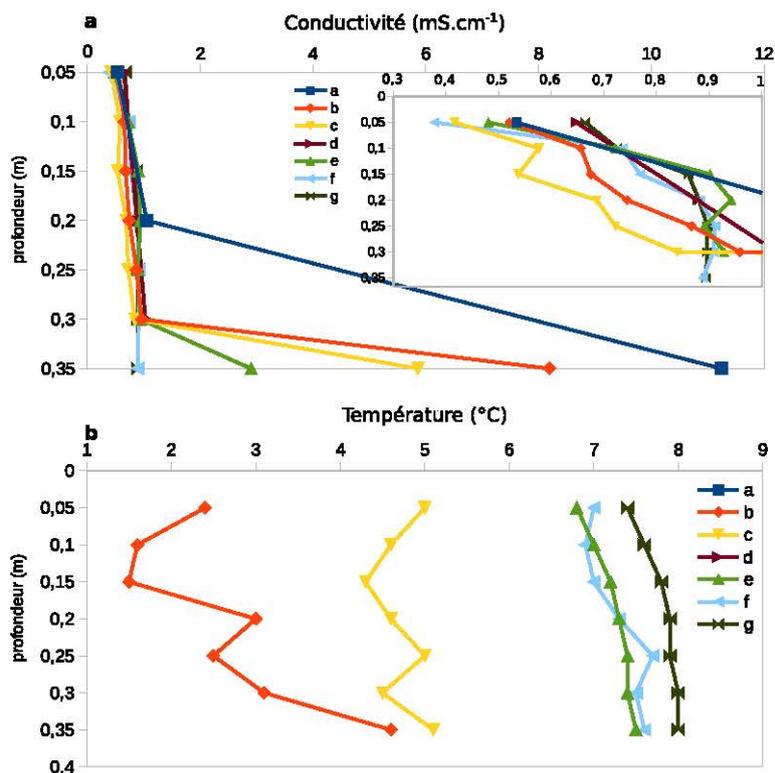


FIGURE 6.2 – Mesure de la conductivité (a) et de la température (b) sur la colonne d'eau le 5 mars 2017

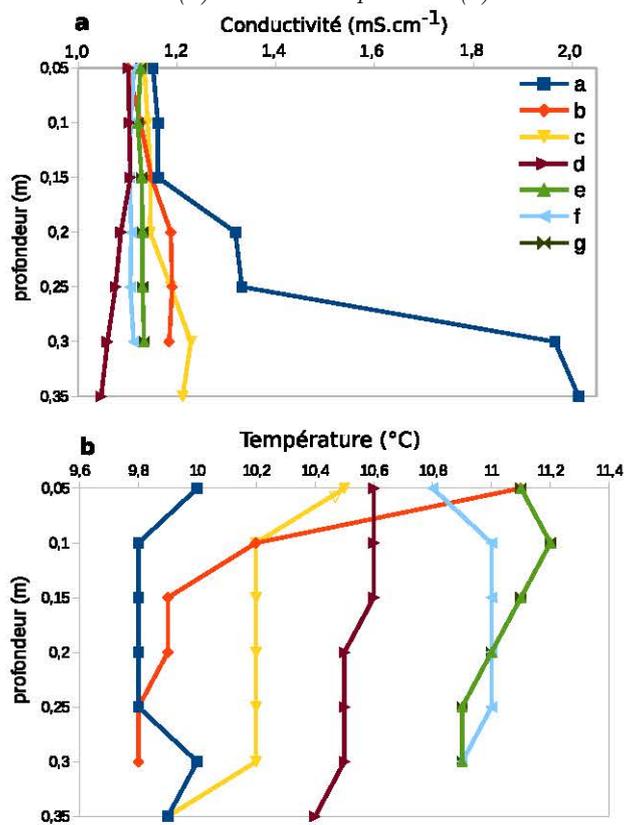


FIGURE 6.3 – Mesure de la conductivité (a) et de la température (b) sur la colonne d'eau le 15 mars 2017

regard d'entrée avant rejet dans le bassin d'Azerailles.

6.3.1 Composition des eaux en entrée du bassin

La composition des eaux de ruissellement en entrée a été déterminée durant les deux années afin d'observer son évolution lors des périodes de salage et hors salage.

Les tableaux 6.1 et 6.2 présentent les concentrations de chaque condition étudiée en entrée du bassin. Durant l'ensemble des campagnes effectuées, les concentrations en Cd et Pb sont restées inférieures aux limites de détection (respectivement inférieures à $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ et $5 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Une augmentation des concentrations en éléments majeurs est observée, durant la période de salage. La concentration de chaque élément reste dans le même ordre de grandeur, tout au long de ces deux années d'étude, avec les concentrations réparties comme suit : $\text{Na} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg}$ et $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$. Plusieurs auteurs ont observé cette même distribution des éléments dans les eaux de ruissellement (Legret et Pagotto, 1999) ou dans les étendues d'eau naturelle (Novotny *et al.*, 2008).

Les valeurs de concentrations des échantillons présentent une forte variabilité comme le suggèrent les écarts-types (sd) du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes. Cette grande distribution des valeurs est influencée par de nombreux paramètres décrits par plusieurs auteurs notamment l'intensité du trafic, le mode de prélèvement, la vitesse moyenne des véhicules, les conditions météorologiques, la présence d'un manteau neigeux ou de fondants routiers, *etc.* (Bäckström *et al.*, 2003 ; Helmreich *et al.*, 2010 ; Hallberg *et al.*, 2007 ; Legret et Pagotto, 1999 ; Huber *et al.*, 2016 ; Westerlund *et al.*, 2003 ; Sansalone *et al.*, 1996).

Les caractéristiques physico-chimiques. Les échantillons prélevés présentent des pH relativement élevés. L'ensemble des échantillons prélevés hors de la période hivernale 2016-2017 présente des valeurs de pH comprises entre 9,76 et 10,5. Ces échantillons ont été prélevés manuellement avec un délai, entre le pic d'intensité d'un événement pluvieux et le prélèvement, plus long que lors des prélèvements automatiques (figure 6.4). Aussi, ces valeurs de pH peuvent être influencées par l'interaction de l'eau de ruissellement avec les canalisations et le bac dessableur en béton. En effet, le passage de l'eau dans ces canalisations peut entraîner une dissolution du carbonate de calcium qui entraîne une libération de Ca^{2+} et de HCO_3^- et provoquer une élévation du pH (Davies *et al.*, 2010).

En février 2017, la sonde a été endommagée par la glace présente dans le regard, aussi les données des campagnes du 08 février et du 3 mars n'ont pas pu être exploitées.

Le pH diminue lors des périodes de salage, mais reste supérieur à 7. Cette diminution peut être due aux nombreux événements pluvieux qui limitent la stagnation des eaux dans le réseau de collecte et favorisent la dilution de ces éléments.

En période de salage, la conductivité augmente en raison avec l'augmentation des concentrations en Cl^- et Na^+ provenant de l'épandage des fondants routiers (section 3.3). Cette augmentation a été plus importante en 2016-2017 ($0,825 \text{ mS.cm}^{-1}$ en période hors salage et $8,07 \text{ mS.cm}^{-1}$ en période de salage) qu'en 2017-2018 ($0,076 \text{ mS.cm}^{-1}$ en période hors salage et

4,99 mS.cm⁻¹ en période de salage). Entre le 15 et le 30 janvier 2017, elle s'explique par les longues périodes de temps sec qui entraînent une accumulation des fondants routiers dans les fossés enherbés, à l'origine de plus grandes quantités en Cl⁻ transportées par les eaux pluviales le 31 janvier. En 2017-2018, la succession de pluies a permis un transport progressif des fondants par les eaux de ruissellement vers le bassin.

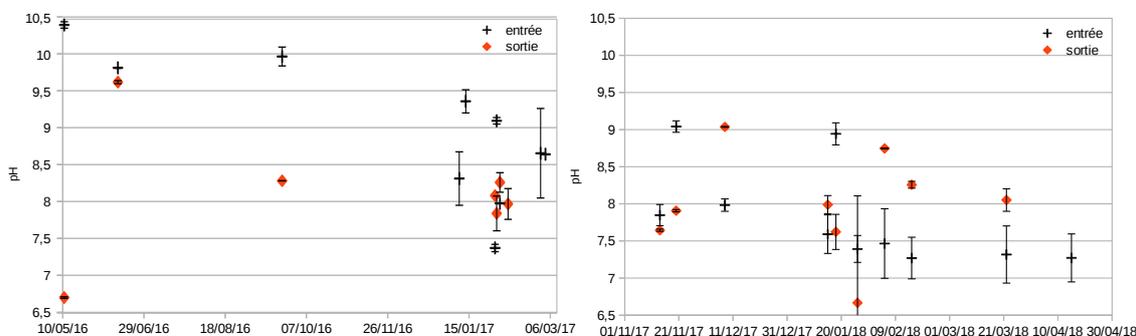


FIGURE 6.4 – Évolution du pH durant la période 2016-2017 et la période 2017-2018

Les matières carbonées. Les concentrations en carbone organique dissous (COD) et carbone inorganique dissous (CID) ont été mesurées sur les échantillons filtrés : elles correspondent aux formes colloïdales, inférieures à 0,45 μm , ou dissoutes dans les eaux.

La concentration en carbone total ne varie pas de manière significative entre les périodes hors salage et de salage. Cependant, une différence inter-annuelle est observée. Il est difficile de déterminer les causes de cette variation. L'influence des conditions météorologiques peut être une hypothèse pouvant expliquer cette augmentation significative en 2017-2018 par rapport à 2016-2017. La concentration en COD est toujours inférieure à la concentration en CID. Ce carbone inorganique peut provenir de la dissolution des roches carbonées telles que la calcite (CaCO_3), entraînant la dissolution du HCO_3^- présent dans les réseaux de collecte (Davies *et al.*, 2010).

Les anions. La concentration en NO_3^- reste faible, elle peut atteindre 12,8 mg.L⁻¹, sans différences significatives entre les périodes de salage et hors salage. Ainsi, le NO_3^- semble peu influencé par le salage. À l'inverse, les concentrations en Cl⁻ et SO_4^{2-} sont fortement liées à la présence de fondants routiers. Par exemple, la concentration en Cl⁻ augmente de 147,7 à 2 286 mg.L⁻¹ en 2016-2017 et de 8,72 à 2 114 mg.L⁻¹ en 2017-2018 (figure 6.5). L'augmentation du Cl⁻ provient essentiellement de la présence de fondants routiers (chapitre 3). Celle de la concentration en SO_4^{2-} peut être due à la présence de sulfates dans les fondants routiers, mais également à d'autres sources spécifiques du milieu.

Les éléments majeurs. Les concentrations en Al, Ca, Fe, K, Mg et Na présentent une large distribution de leurs valeurs, comme l'indiquent les écart-types. Les augmentations observées durant la période hivernale ne sont pas significatives, à l'exception du Na durant les deux

TABLEAU 6.1 – Composition des eaux entrant dans le bassin en 2016-2017 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)

Entrée 2016-2017						
	Période hors salage n=9			Période de salage n=45		
	Min-max	Moy.	écart-type	Min-max	Moy.	écart-type
σ (mS.cm ⁻¹)	0,325 - 1,5	0,825	0,51	0,200 - 24,86	8,07	6,12
pH	9,76 - 10,5	10,05	0,26	7,12 - 9,90	8,47	1,67
(mg.L ⁻¹) Cl ⁻	24,9 - 346,2	150,7	147,7	37,5 - 7 274	2 286	1974
SO ₄ ²⁻	17,2 - 65,6	40,9	20,6	4,75 - 226,2	84,3	64,3
NO ₃ ⁻	0,533 - 9,68	5,95	2,89	<0,002 - 8,29	2,35	1,61
COD	0,442 - 14,4	6,84	6,98	0,368 - 5,94	4,18	1,19
CID	10,6 - 26,5	19,32	7,83	6,38 - 27,3	16,6	6,27
HCO ₃ ⁻	22,4 - 43,7	33,14	8,75	28,26 - 135,5	79,1	31,9
CO ₃ ²⁻	<0,005 - 35,2	15,82	17,5	0,019 - 20,5	2,5	4,66
(mg.L ⁻¹) Al _{tot}	<0,002 - 4,14	1,58	1,93	<0,002 - 5,54	0,491	1,28
Ca _{tot}	17,6 - 95,7	42,48	32,0	11,42 - 388,7	164,2	114,4
Fe _{tot}	<0,002 - 1,83	0,606	0,91	<0,002 - 1,53	0,39	0,41
K _{tot}	15,0 - 18,3	16,7	0,16	1,03 - 19,7	13,2	24,3
Mg _{tot}	0,578 - 6,54	2,59	2,85	0,609 - 8,03	4,90	2,43
Na _{tot}	35,6 - 480,4	248,8	177,3	104,6 - 1 637	988,0	262,6
(μ g.L ⁻¹) Cd _{tot}	<2	<2	-	<2	<2	-
Cr _{tot}	<2	<2	-	<2 - 5,00	1,69	0
Cu _{tot}	<2	<2	-	<2 - 17,4	5,53	5,77
Ni _{tot}	<2	<2	-	<2 - 4,10	1,67	1,80
Pb _{tot}	<5	<5	-	<5	<5	-
Zn _{tot}	<2	<2	-	14,1 - 1 383	144,6	314,8

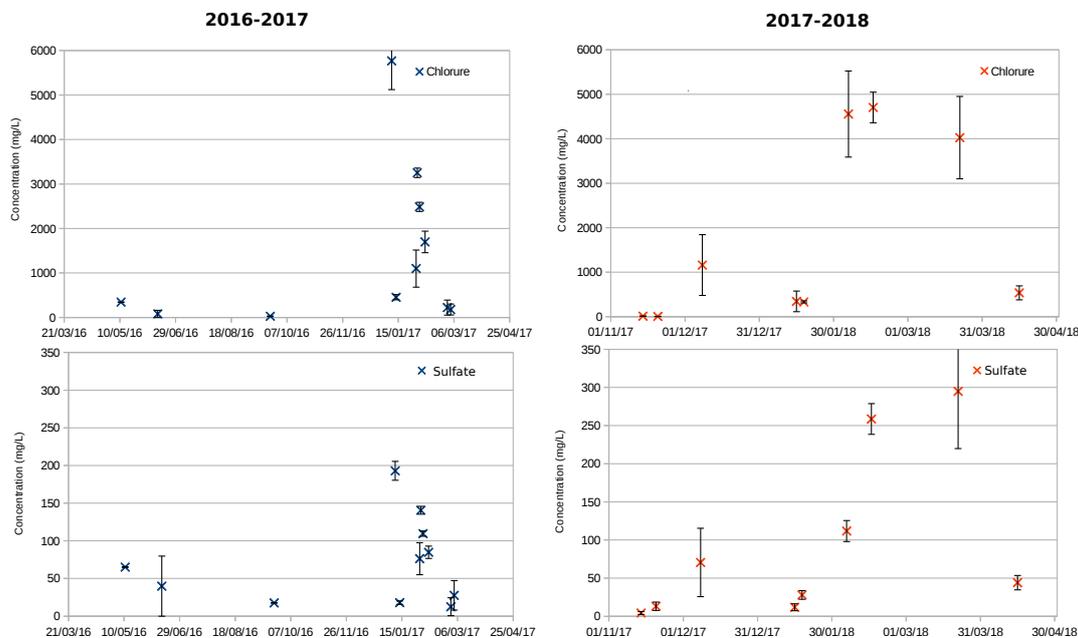
FIGURE 6.5 – Évolution de la concentration en Cl⁻ et SO₄²⁻ en entrée durant la période 2016-2017 et la période 2017-2018

TABLEAU 6.2 – Composition des eaux entrant dans le bassin en 2017-2018 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)

Entrée 2017-2018						
	Min-max	Moy	écart-type	Min-max	Moy	écart-type
	Min - max	Moy	sd	Min - max	Moy	sd
σ (mS.cm ⁻¹)	0,028 - 0,195	0,076	0,06	0,101 - 14,34	4,99	4,93
pH	7,71 - 9,15	8,49	0,62	6,45 - 9,14	7,62	0,60
(mg.L ⁻¹) Cl ⁻	2,82 - 19,1	8,72	4,55	125,7 - 5 672	2 114	1 994
SO ₄ ²⁻	2,29 - 23,6	9,08	6,10	8,07 - 379,9	119,9	117,1
NO ₃ ⁻	1,81 - 5,51	2,93	0,93	0,791 - 12,8	4,35	2,70
COD	0,644 - 9,09	2,05	1,70	0,282 - 40,2	7,14	5,93
CID	4,10 - 11,16	7,03	2,06	0,614 - 22,81	10,7	4,61
HCO ₃ ⁻	19,5 - 53,8	33,9	10,0	2,87 - 111,0	48,1	22,5
CO ₃ ²⁻	0,082 - 1,86	0,926	0,73	<0,005 - 6,92	0,610	1,52
(mg.L ⁻¹) Al _{tot}	0,055 - 1,52	0,287	0,37	0,069 - 4,27	0,847	0,89
Ca _{tot}	6,50 - 145,7	45,8	56,5	4,97 - 238,6	84,4	72,0
Fe _{tot}	0,072 - 1,53	0,273	0,37	0,087 - 5,68	0,934	0,99
K _{tot}	0,690 - 13,6	4,75	5,18	0,372 - 18,0	5,48	4,71
Mg _{tot}	0,192 - 2,79	1,20	0,88	0,357 - 7,27	2,43	1,64
Na _{tot}	11,4 - 818,5	187,8	317,7	12,0 - 1 788	875,2	310,1
(μ g.L ⁻¹) Cd _{tot}	<2	<2	-	<2	<2	-
Cr _{tot}	3,97 - 33,9	6,68	7,85	<2 - 14,7	4,92	2,89
Cu _{tot}	5,20 - 66,0	11,0	15,9	<2 - 58,6	14,7	11,6
Ni _{tot}	<2- 26,6	4,60	6,57	<2 - 16,2	3,95	2,34
Pb _{tot}	<5	<5	-	<5	<5	-
Zn _{tot}	18,0- 218,9	64,8	36,0	17,1 - 584,0	146,0	59,2

périodes. Le Na^+ est le second ion le plus concentré dans les fondants, aussi son augmentation semble fortement liée à celle du Cl^- .

La distribution de ces éléments entre les phases dissoutes et particulaires est décrite par les figures 6.6 et 6.7 qui présentent l'évolution, durant les deux années, de la fraction dissoute (inférieure à 0,45 μm) et de la fraction totale des éléments majeurs étudiés. Lorsque la concentration en élément dissous est supérieure à la concentration totale de cet élément, il est considéré comme étant entièrement sous forme dissoute. L'évolution de la concentration totale de chaque élément suit une tendance différente chaque année, influencée par les conditions météorologiques et l'épandage des fondants routiers. Une diminution de la concentration est notamment observée le 26 janvier lorsque la température est suffisamment haute pour éviter l'épandage de fondants routiers. Cette période est également marquée par de nombreux événements pluvieux.

La concentration en Na est influencée par la présence de fondants routiers sur la chaussée qui semble impacter l'ensemble des éléments majeurs. Al et Fe sont présents majoritairement sous forme particulaire, avec un pourcentage de formes dissoutes toujours inférieur, respectivement à 34,8 et 17,7 % en 2016-2017 et à 13,8 et 18,0 % en 2017-2018.

Durant la période hors salage en 2016 (campagnes du 11 mai au 22 septembre), le Mg semble majoritairement sous forme particulaire avec un pourcentage dissous inférieur à 27,0 %. Durant la période de salage, la totalité du Mg est présent sous forme dissoute. La proportion d'éléments (Ca, K et Na) sous forme dissoute est toujours plus faible en période hors salage (jusqu'à 73,7 %) qu'en période de salage (pourcentage supérieur à 100 %). Cette augmentation de la fraction dissoute en période de salage peut être expliquée par une diminution du pH (de 10,1 à 8,47) en période hivernale (Turner *et al.*, 1981).

6.3.2 Influence de l'épandage des fondants routiers sur la concentration en éléments majeurs

Les fondants routiers épandus sur la RN59 proviennent de la mine de Varangéville. La teneur en éléments de ces fondants routiers a été donnée par Durickovic (2008) et complétée par des analyses réalisées au Cerema. Aussi, le pourcentage massique du Cl^- présent dans les fondants est de 54,6 %, il est de 36,6 % pour le Na^+ , 1,44 % pour SO_4^{2-} et 0,36 % pour Ca^{2+} . Il n'est pas possible d'établir un bilan de masse de ces éléments sur la totalité des périodes hivernales, du fait du faible nombre de mesures effectuées. Ces campagnes ne sont pas représentatives de la masse d'eau entrant dans le bassin durant les périodes hivernales.

Néanmoins, une estimation des flux en Ca^{2+} , Na^+ , SO_4^{2-} et Cl^- entrant dans le bassin est effectuée, afin d'estimer les masses maximales provenant directement des fondants lors des prélèvements. La mesure du débit entrant durant la période 2016-2017 n'étant pas fiable, cette estimation est réalisée sur l'ensemble des campagnes 2017-2018 (en utilisant la méthode détaillée dans le chapitre 3).

Durant la période II, 10 campagnes de prélèvement ont été effectuées entre le 7 décembre 2017 et le 16 avril 2018. Durant les périodes de temps sec précédant ces campagnes, environ

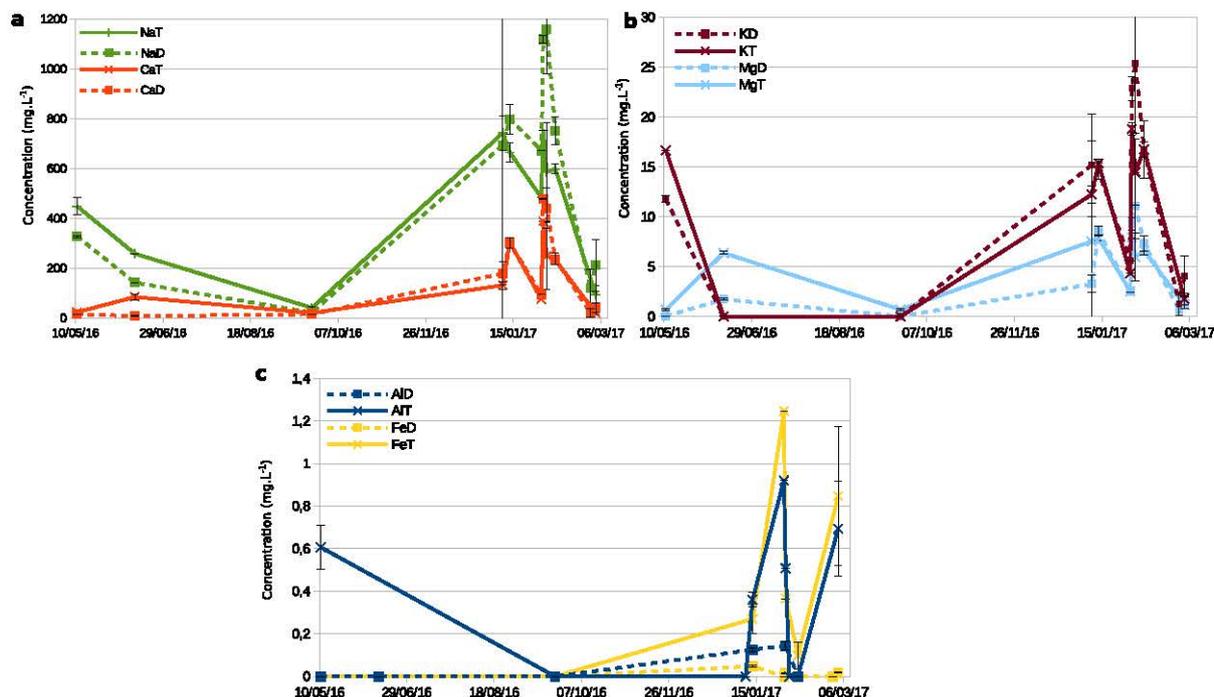


FIGURE 6.6 – Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en entrée, durant la période 2016-2017

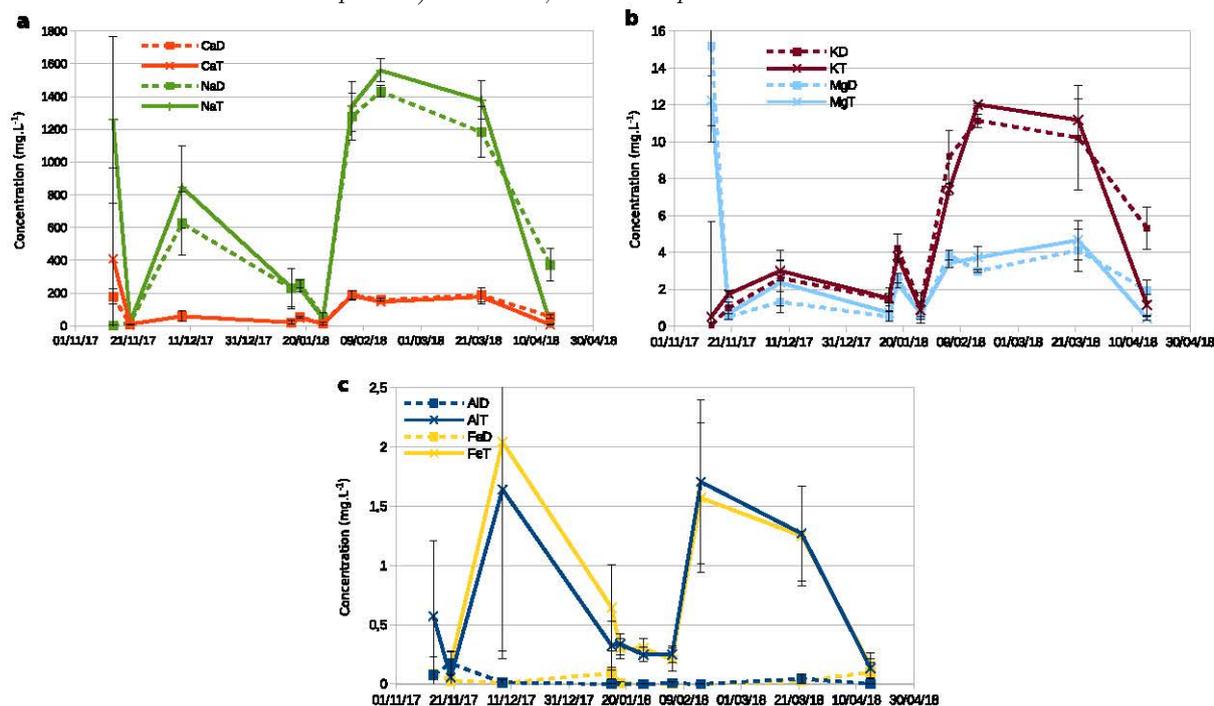


FIGURE 6.7 – Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en entrée, durant la période 2016-2017

7,15 t de fondants routiers ont été épandus, correspondant à environ 3,9 t de Cl^- , 2,6 t de Na^+ , 100 kg de SO_4^{2-} et 25,7 kg de Ca^{2+} .

Sur la totalité des prélèvements, environ 30 m^3 d'eau ont été collectés par le bassin. Ces eaux ont transporté 3,49 t de Cl^- qui correspond à 89,5 % de la masse épandue estimée. La masse de Na^+ collectée a été de 1,39 t soit 53,5 %, 198 kg de SO_4^{2-} ont été collectées soit 198 % et 164 kg de Ca^{2+} soit 638 %. Ces résultats suggèrent que l'épandage de fondants routiers n'est pas l'unique source du Ca^{2+} et du SO_4^{2-} collecté par les eaux de ruissellement, alors qu'il semble être la source principale du Cl^- et du Na^+ .

Les relations entre le Cl^- , provenant des fondants routiers, et les autres éléments majeurs, présents dans l'eau de ruissellement (SO_4^{2-} , Al, Ca, Fe, K, Mg, K, Na), ont été testées à l'aide de corrélations de Spearman (Helmreich *et al.*, 2010). Elles permettent d'évaluer si la relation entre deux variables peut être décrite par une fonction monotone, lorsque les variables observées ne présentent pas une distribution normale. La corrélation est considérée effective lorsque le coefficient de Spearman (ρ) est supérieur à 0,7 et que la valeur de p est inférieure à 0,05.

Les Cl^- ne sont corrélés avec les éléments majeurs que durant les périodes hivernales. SO_4^{2-} et Na sont corrélés avec Cl^- durant les deux périodes hivernales observées, aussi bien en entrée d'en sortie du bassin ($\rho > 0,85$). À l'inverse, Ca, K et Mg sont seulement corrélés durant la période hivernale 2017-2018 ($\rho > 0,71$). Ces corrélations attestent les observations faites à partir des figures 6.6 et 6.7. Les éléments majeurs sont influencés par la présence de fondants routiers.

6.3.3 Discussion

Le milieu observé présente un pH anormalement élevé pouvant atteindre 10,1 contre des valeurs dans les eaux de ruissellement en sortie de chaussée généralement comprises entre 6,3 et 7,9 (Legret et Pagotto, 1999 ; Göbel *et al.*, 2007 ; Suaire, 2015). Le réseau de collecte en béton peut favoriser la dissolution de minéraux, tels que le carbonate de calcium libérant des ions HCO_3^- , Ca^{2+} et K^+ (Davies *et al.*, 2010). L'augmentation de la concentration de ces ions dans les eaux pluviales entraîne alors une augmentation du pH et de l'alcalinité pouvant déséquilibrer le système et entraînant la précipitation de calcaire, comme observé sur la buse en amont du regard d'entrée du bassin (figure 6.8).



FIGURE 6.8 – Échantillon du dépôt de calcaire présent dans le regard d'entrée

En période hivernale, une minéralisation des eaux est observée. Seuls le NO_3^- et les matières carbonées ne semblent pas influencés par la minéralisation observée dans cette période. L'aug-

mentation de la teneur en éléments semble principalement venir de l'épandage des fondants routiers sur la chaussée qui entraîne une augmentation de la quantité de Cl^- , Na^+ , mais également de composés présents sous formes de traces tel que SO_4^{2-} .

L'augmentation des concentrations en éléments majeurs en période hivernale est observable. Cependant, elle n'est pas significative selon le test statistique non-paramétrique de Kruskal-Wallis, excepté pour le Na et le Ca. Néanmoins, une corrélation de Spearman est observable entre les concentrations de ces éléments (à l'exception du NO_3^-) et celle du Cl^- , marqueur de la présence de fondant routier, principalement durant la période hivernale 2018. Les résultats de ces deux tests statistiques permettent de mettre en évidence l'influence du fondant routier et non celle de la période hivernale. En effet, durant les périodes hivernales, plusieurs campagnes de mesure ont été effectuées lors d'événements pluvieux précédés par les périodes de temps sec sans salage. Durant ces campagnes, la concentration en éléments baisse (comme par exemple le 18 et 26 janvier 2018). En complément, un test de Kruskal-Wallis a été réalisé pour comparer les campagnes effectuées hors périodes de salage et les campagnes précédées immédiatement par un salage. Il met en évidence une différence significative entre deux variables durant les deux années pour l'ensemble des éléments majeurs, à l'exception du Al et du Fe.

L'estimation des flux d'éléments entrant dans le bassin semble indiquer que la quasi-totalité du Cl^- provient de l'épandage des fondants routiers (89,5 % du Cl^- épandu sur la chaussée). La quantité de Na^+ collectée est inférieure à la masse épandue sur la chaussée, mettant en évidence une interaction entre le Na^+ et des ligands présents dans les eaux et le sol des fossés. Il peut notamment entrer en compétition avec les ions présents sur les sites d'adsorption de faible énergie (échange ionique) (Manceau *et al.*, 2002 ; Meriano *et al.*, 2009 ; Rhodes et Guswa, 2016). Le Ca^{2+} et le SO_4^{2-} présentent des masses entrant supérieures à celles épandues sur la chaussée, soulignant la présence d'autres sources de Ca^{2+} et de SO_4^{2-} dans le milieu routier. Le Ca^{2+} peut, notamment, provenir de la compétition avec le Na^+ pour les sites d'échanges ioniques, ou de dissolution de minéraux tels que la calcite (CaCO_3), le gypse (CaSO_4) ou bien de la lixiviation du béton constituant les réseaux de collecte (Davies *et al.*, 2010). SO_4^{2-} peut provenir de la dissolution des minéraux tels que le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ou l'anhydrite (CaSO_4) présents dans le sous-sol de la région, mais également de la dégradation de la chaussée qui entraîne un ruissellement dans les couches de gravats, sous la couche de roulement, composées de laitiers miniers ou de gypses concassés (Koryak *et al.*, 2001).

De nombreux auteurs ont observé que des fortes concentrations en fondants routiers sur la chaussée entraînaient une augmentation de la salinité et une dégradation de la qualité des eaux (Rhodes *et al.*, 2001 ; Thunqvist, 2004 ; Kaushal *et al.*, 2005 ; Kelly *et al.*, 2008 ; Novotny *et al.*, 2008), notamment avec une augmentation de la concentration en cations (Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+}), qui proviennent des sols traversés par les eaux de ruissellement (Sun *et al.*, 2015 ; Koretsky *et al.*, 2012). Judd *et al.* (2005) attribuent l'augmentation de la concentration en Ca^{2+} et en K^+ dans le lac Third Sister (Michigan) entre 1981 et 2004, à des échanges cationiques entre ces éléments et le Na^+ . Dans les eaux de ruissellement entrant dans le bassin, les éléments majeurs sont principalement sous formes dissoutes, en période de salage, confirmant les observations de

Judd *et al.* (2005), mais également d'autres auteurs tels que Rhodes et Guswa (2016).

6.4 Composition des eaux en sortie de bassin

Les eaux sortant du bassin sont moins concentrées que les eaux de ruissellement entrantes, à cause de la dilution par les eaux déjà présentes et l'apport d'eau de pluie directement précipitée sur le bassin.

Le pH, bien que moins élevé qu'en entrée, reste supérieur au pH présenté par d'autres auteurs, en entrée de bassin (Legret et Pagotto, 1999 ; Suaire, 2015).

La concentration en COD est supérieure à celle en CID durant la période estivale 2016, période présentant la plus forte activité biologique. Cette activité biologique peut entraîner une augmentation du COD du fait de la présence de déchets organiques ou d'organismes en décomposition. Durant les périodes hivernales, la concentration en COD diminue en lien avec la diminution de l'activité biologique. La fin de la période hors salage 2017 correspond au mois de novembre, où l'activité biologique décroît fortement.

Les concentrations en SO_4^{2-} et en Cl^- augmente en période de salage, alors que la concentration en NO_3^- ne présente pas de variation significative, comme observé en entrée.

Les éléments majeurs présentent une grande variation de concentration comme l'indiquent les écarts-type élevés. La concentration en Na augmente durant les périodes de salage en lien avec l'épandage des fondants routiers. À l'inverse, les valeurs de Al, Fe et Mg restent constantes voire diminuent en période de salage. Cette diminution peut être attribuée à une plus forte dilution des eaux par des précipitations plus importantes durant les périodes de salages observées. Durant la période I, les concentrations en Ca et K semblent augmenter, mais cette augmentation n'est pas statistiquement significative. Durant la période II, seule la concentration en Ca augmente, la concentration en K restant stable entre les périodes hors salage et de salage.

En sortie, Al et Fe sont principalement sous forme particulaire, alors que les autres éléments sont plutôt localisés dans la fraction dissoute (figure 6.9 et 6.10). Comme en entrée, le Mg présente une fraction dissoute moins importante. Contrairement aux observations de l'eau de ruissellement entrant dans le bassin, le Na ne semble pas suivre la même tendance que le Cl^- . Le Cl^- influence moins fortement les éléments majeurs composant l'eau du bassin. Cette observation graphique est attestée par l'analyse des corrélations de Spearman. En effet aucune corrélation n'a été observée entre le Cl^- et les éléments majeurs dans le bassin à l'exception du SO_4^{2-} ($\rho=0,71$).

6.5 Influence des fondants routiers sur les ETM

Les concentrations en ETM mesurées dans les eaux de ruissellement (tableaux 6.1, 6.2) sont inférieures à celles observées par plusieurs auteurs (Helmreich *et al.*, 2010 ; Hallberg *et al.*, 2007). Le trafic peu dense sur cette section, notamment, permet d'expliquer ces faibles concentrations. En effet, 16 268 véhicules circulent en moyenne sur cette section de RN59 chaque jour, alors que Helmreich *et al.* (2010) étudient une autoroute dont le trafic moyen est

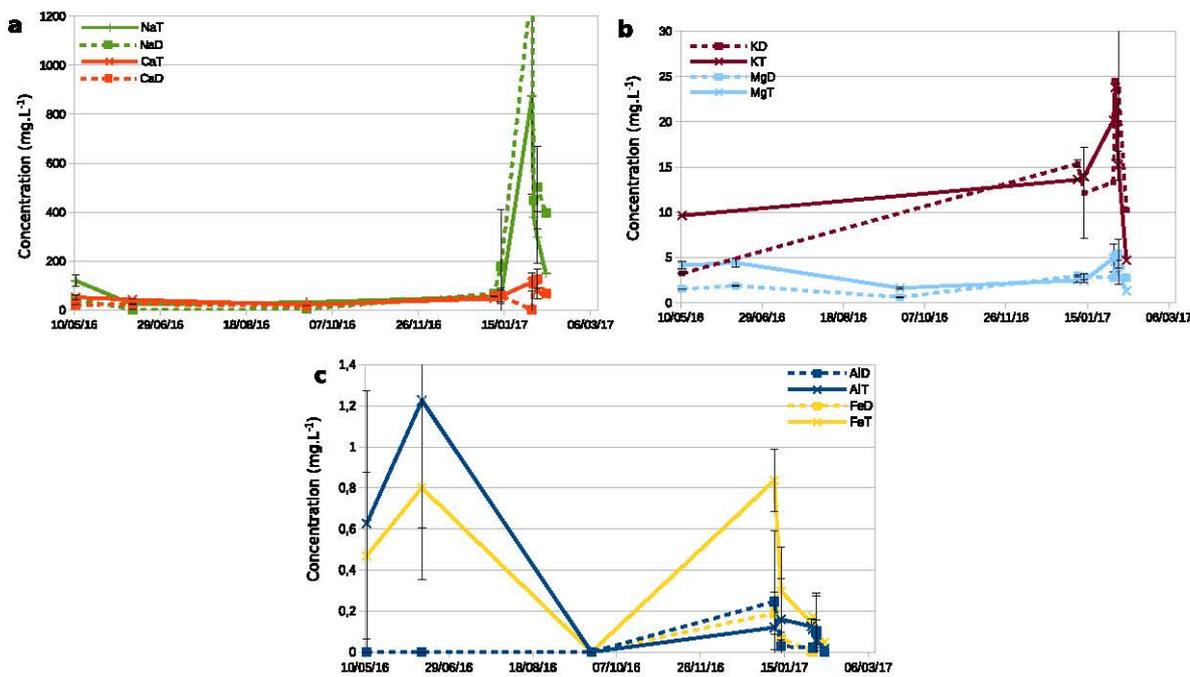


FIGURE 6.9 – Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en sortie, durant la période 2016-2017

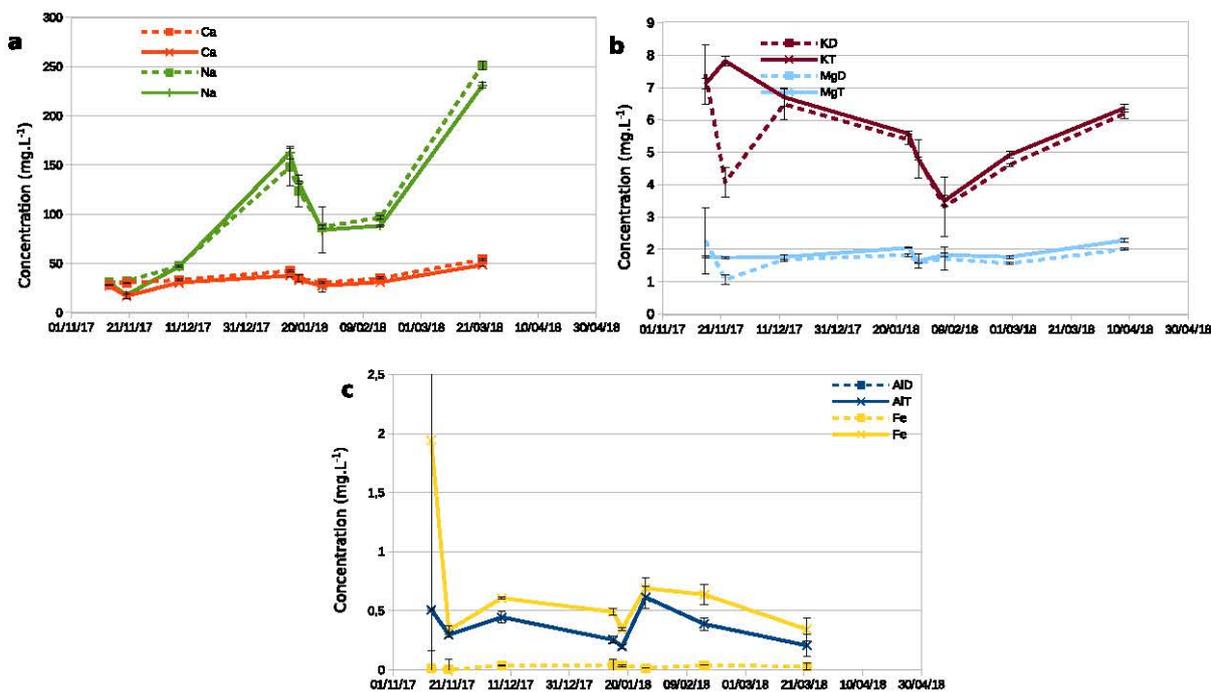


FIGURE 6.10 – Évolution de la concentration en éléments dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) en sortie, durant la période 2016-2017

TABLEAU 6.3 – Composition des eaux en sortie de bassin en 2016-2017 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)

Sortie 2016-2017						
	Période hors salage n=9			Période de salage n=79		
	Min-max	Moy	écart-type	Min-max	Moy	écart-type
σ (mS.cm ⁻¹)	0,181 - 0,380	0,292	0,09	1,10 - 4,11	2,75	0,75
pH	6,69 - 9,64	8,49	1,26	7,57 - 8,68	8,05	0,23
(mg.L ⁻¹) Cl ⁻	8,29 - 58,2	28,6	22,4	40,5 - 844,2	422,8	335,5
SO ₄ ²⁻	4,09 - 10,4	6,50	2,81	10,3 - 39,1	25,2	11,7
NO ₃ ⁻	0,173 - 2,15	0,802	0,61	0,510 - 5,35	1,16	1,05
COD	1,65 - 20,9	11,26	10,3	2,92 - 8,81	5,68	1,38
CID	16,4 - 19,5	7,03	2,01	15,7 - 40,7	31,7	4,87
HCO ₃ ⁻	11,3 - 96,5	52,9	44,4	75,1 - 201,6	158,4	30,7
CO ₃ ²⁻	<0,005 - 5,14	1,44	2,01	0,190 - 2,12	0,881	0,54
(mg.L ⁻¹) Al _{tot}	<0,002 - 1,92	0,618	0,70	<0,002 - 0,387	0,100	0,10
Ca _{tot}	20,4 - 60,4	39,1	14,3	31,8 - 152,9	74,4	32,0
Fe _{tot}	<0,002 - 1,28	0,423	0,46	0,005 - 1,01	0,272	0,31
K _{tot}	7,94 - 11,2	9,63	1,64	4,63 - 24,53	14,5	5,86
Mg _{tot}	1,51 - 4,87	3,39	1,37	1,37 - 6,62	3,08	1,41
Na _{tot}	20,1 - 143,0	58,5	47,9	52,1 - 1 339	222,9	18328
(μ g.L ⁻¹) Cd _{tot}	<2	<2	-	<2	<2	-
Cr _{tot}	<2	<2	-	<2 - 14,7	4,92	2,59
Cu _{tot}	<2	<2	-	<2 - 8,40	3,20	3,99
Ni _{tot}	<2	<2	-	<2 - 19,8	6,24	2,53
Pb _{tot}	<5	<5	-	<5	<5	-
Zn _{tot}	<2	<2	-	5,6 - 219,0	82,3	66,3

TABLEAU 6.4 – Composition des eaux en sortie de bassin en 2017-2018 (σ la conductivité, COD le carbone organique dissous et CID le carbone inorganique dissous)

Sortie 2017-2018						
	Période hors salage n=6			Période de salage n=27		
	Min-max	Moy	écart-type	Min-max	Moy	écart-type
σ (mS.cm ⁻¹)	0,250 - 0,319	0,284	0,04	0,349 - 1,33	0,671	0,33
pH	7,63 - 7,92	7,78	0,14	5,01 - 9,04	8,10	0,78
(mg.L ⁻¹) Cl ⁻	19,9 - 20,9	20,3	0,46	49,8 - 483,4	205,0	148,1
SO ₄ ²⁻	6,36 - 6,90	6,50	0,26	7,35 - 22,8	11,8	5,00
NO ₃ ⁻	0,293 - 0,653	0,12	0,61	0,166 - 14,8	2,16	3,18
COD	3,97 - 5,08	4,42	0,38	2,66 - 12,2	4,74	1,86
CID	17,9 - 19,2	18,5	0,60	13,9 - 19,0	17,7	1,26
HCO ₃ ⁻	84,8 - 93,9	88,6	4,08	2,46 - 93,21	83,3	17,6
CO ₃ ²⁻	0,179 - 0,385	0,275	0,10	<0,005 - 4,89	1,21	1,45
(mg.L ⁻¹) Al _{tot}	0,273 - 0,517	0,404	0,12	0,121 - 0,717	0,323	0,15
Ca _{tot}	14,16 - 30,41	22,19	6,22	21,3 - 49,5	36,4	7,53
Fe _{tot}	0,296 - 4,74	1,14	1,77	0,251 - 0,785	0,500	0,14
K _{tot}	3,56 - 8,42	5,75	1,94	2,38 - 6,92	5,27	1,03
Mg _{tot}	0,905 - 3,45	1,66	0,93	1,37 - 2,06	1,77	0,19
Na _{tot}	15,13 - 31,05	24,04	6,67	42,9 - 234,5	139,6	62,6
(μ g.L ⁻¹) Cd _{tot}	<2	<2	-	<2	<2	-
Cr _{tot}	4,52 - 12,8	6,42	3,15	<2 - 7,90	5,34	1,51
Cu _{tot}	5,23 - 12,3	7,86	2,46	3,6 - 10,6	6,71	1,53
Ni _{tot}	3,48 - 9,12	4,78	2,16	<2 - 5,6	3,77	1,30
Pb _{tot}	<5	<5	-	<5	<5	-
Zn _{tot}	8,06 - 4,75	22,2	13,7	5,5 - 746,0	199,0	15,5

de 57 000 véh.j⁻¹ et Hallberg *et al.* (2007) une autoroute au trafic estimé à 120 000 véh.j⁻¹. Les études portant sur des sections routières au trafic similaire à celle de nos travaux présentent des concentrations du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les eaux de ruissellement du bassin d'Azerailles. Legret et Pagotto (1999) qui étudient une route avec un trafic d'environ 12 000 véh.j⁻¹, observent ainsi, une concentration en Zn de 0,2 mg.L⁻¹. Bäckström *et al.* (2003) ont démontré l'influence du trafic sur l'augmentation de la concentration en ETM dans les eaux de ruissellement et les sols de bord de route sur deux autoroutes dont le trafic était de 7 400 et 15 600 véh.j⁻¹.

Les valeurs de Cd et Pb sont inférieures aux limites de détection. Le Cd est présent dans l'environnement routier à des concentrations inférieures à 2 µg.L⁻¹ (Werkenthin *et al.*, 2014), aussi, il est difficilement observable par ICP-AES. La route ayant été ouverte en 2009, le Pb dans les essences était déjà interdit depuis 2001, aussi la pollution par le Pb est faible (Werkenthin *et al.*, 2014).

Du Cr, du Cu et du Ni sont observés en 2016-2017 et 2017-2018 dans certains échantillons, cependant, la variation de leurs concentrations entre les périodes de salage et la période hors salage ne sont pas significatives. La comparaison entre les campagnes réalisées en période de salage et les campagnes directement précédées par les salages, ne présente pas de différences significatives, suggérant peu d'influence des fondants routiers sur ces ETM.

Seul le Zn présente une augmentation statistiquement significative entre les périodes hors salage et les périodes de salages. En effet, la concentration en Zn total durant la période hivernale I augmente de <2 à 144,6 µg.L⁻¹ avec un maximum à 1 383 µg.L⁻¹ et de 64,8 à 146,0 µg.L⁻¹ (maximum : 584 µg.L⁻¹) durant la période II. La comparaison entre les campagnes réalisées en période de salage et les campagnes directement précédées par les salages, met en évidence également cette augmentation.

En sortie du bassin, la même tendance est observée. Le Cd et le Pb présentent des concentrations inférieures aux limites de détection. Le Cr, le Cu et le Ni possèdent des concentrations proches des limites de quantification, avec des variations de concentration non significatives. La concentration en Zn augmente durant les périodes hivernales de manière significative. La concentration augmente de <2 à 82,3 µg.L⁻¹ durant la période hivernale I et de 22,2 à 199,0 µg.L⁻¹ durant la période II.

Contrairement aux éléments majeurs, le Zn est présent dans le système (entrée et sortie) sous les formes dissoute et particulaire. Lorsque la concentration en Cl⁻ est élevée, les fractions particulières peuvent représentées jusqu'à 80% du Zn (figure 6.11). Aucune corrélation n'a été observée entre le pH et les concentrations en Zn. Cependant, il semble influencer la présence du Zn dans les eaux. En effet, le 14 novembre, le pH mesuré est de 7,8 et la totalité du Zn est présente sous forme dissoute, alors que le 18 janvier, le pH est de 8,9 et seuls 20 % du Zn sont présents sous forme dissoute. D'autres paramètres peuvent influencer la concentration en Zn et sa spéciation, pouvant notamment être liée à l'absence de fondants routiers et à une baisse de la concentration en Cl⁻.

L'augmentation de la concentration en Zn dans les eaux en entrée et en sortie de bassin

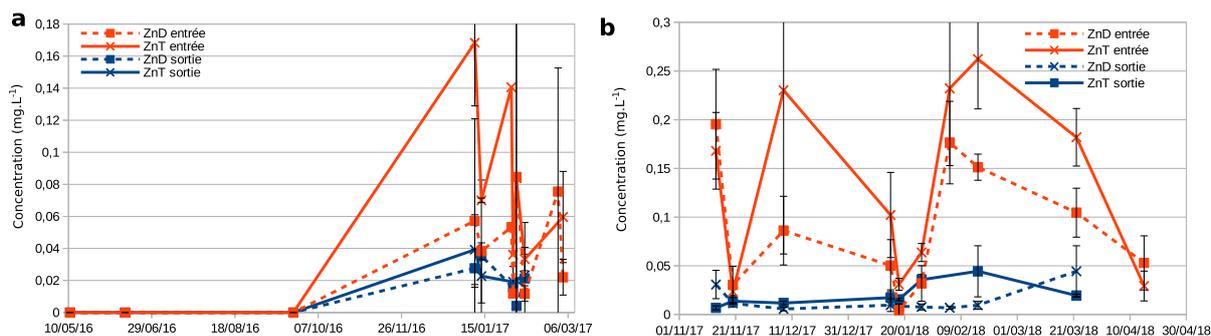


FIGURE 6.11 – Évolution de la concentration en Zn dissous (courbes pointillées) et total (courbes pleines) durant la période 2016-2017 (a) et 2017-2018 (b) en entrée (courbes oranges) et en sortie (courbes bleues) du bassin

peut également être expliquée par les interactions entre les fondants routiers et le Zn piégé dans le sol des fossés (Bäckström *et al.*, 2004). Par ailleurs, il peut également provenir des fondants routiers en eux-mêmes.

Origine des émissions du zinc. Dans les fondants routiers en grain, la concentration en Zn est inférieure aux limites de détection, $16,6 \mu\text{g.L}^{-1}$. La masse de zinc maximale pouvant être émise depuis le sel en grains est de 38 g. Dans la saumure, la concentration en Zn est de $220 \mu\text{g.L}^{-1}$. Les fondants étant épandus en bouillie (saumure + grain), il est possible d'estimer une valeur minimale de Zn épandu sur la chaussée. La saumure est dosée à environ 30 %. Aussi, le pourcentage massique du Zn dans les fondants routiers est de 0,007 %. Durant la période de salage 2017-2018, on peut estimer que 500 g ont été épandus sur la chaussée durant les campagnes de mesure. Or, l'étude des flux de Zn a permis d'estimer que 374 g entraient dans l'ouvrage, soit 74 % du Zn épandu.

Le zinc présent sur la chaussée peut également provenir de l'émission par les véhicules (pneus, garnitures de freins, huiles, essences) ou les infrastructures de la route (glissières de sécurités et chaussée). Pagotto (1999) a estimé que les émissions de zinc par les véhicules sur l'autoroute A11 correspondait à $6\,302 \text{ g.km}^1.\text{an}^1$ pour quatre millions de véhicules par jour sur un sens de circulation. En considérant la circulation sur la RN59 ($16\,268 \text{ veh.j}^1$), l'émission par les véhicules est estimée à $25 \text{ g.km}^1.\text{an}^1$. Les glissières de sécurité peuvent entraîner la libération de $978 \text{ g.km}^1.\text{an}^1$ de zinc (tableau 6.5).

TABLEAU 6.5 – Émission du zinc par différentes sources (Pagotto, 1999) (4 000 000 véhicules sur un sens de l'A11)

	Pneumatiques	Garniture de frein	Échappements	Chaussée	Glissières de sécurités
Zn ($\text{g.km}^1.\text{an}^1$)	3798	2462	48,6	1,5	978

Durant les cinq mois d'analyse de la période hivernale II, sur les 2,3 km de chaussée que constitue le bassin versant. L'émission estimée par les véhicules est de 48 g et de 1874 g pour

les glissières de sécurité.

L'émission du zinc provient majoritairement des glissières de sécurité galvanisées. Cependant, en période hivernale, les fondants routiers constitue une source secondaire non négligeable.

Analyse des corrélations de Spearman. Les interactions entre les éléments présents dans l'eau de ruissellement et l'eau du bassin, et le zinc (sous formes dissoute et totale) ont été estimées à partir des corrélations de Spearman en période de salage et hors salage. Des corrélations sont observées durant les deux années, à l'exception de la période hors salage de 2016-2017 durant laquelle la concentration en Zn a été inférieure aux limites de détection.

En 2016-2017, il n'y a pas de corrélation entre le Zn et les fondants routiers en période de salage.

En 2017-2018, aucune corrélation n'a été observée dans le bassin hors période de salage. Durant la période de salage, le Zn a été anti-corrélé à K^+ ($\rho = -0,88$).

En entrée du bassin, le Zn a été corrélé avec SO_4^{2-} ($\rho=0,90$) et anti-corrélé avec CO_3^{2-} ($\rho = -0,88$) hors période de salage. En période de salage, Zn est corrélé avec Cl^- et Na^+ (respectivement 0,72 et 0,83) mais également à Al, Fe, Mg et les MES (respectivement 0,77 ; 0,77 ; 0,72 et 0,72).

Hors salage, la corrélation, entre la fraction dissoute du Zn avec les sulfates, suggère la présence de Zn sous forme de sulfate de zinc pouvant provenir d'intrants agricoles ou de la galvanisation des aciers. Durant les périodes de salage, le Zn est fortement corrélé à Cl^- et Na^+ mettant en évidence la co-évolution des fondants routiers et du Zn dans l'eau de ruissellement. La corrélation du Zn total avec Al, Fe et les MES laisse supposer la présence de Zn particulaire associé à des (oxy)hydroxydes, des minéraux composant les argiles issues des fossés ou des MES provenant de la chaussée (Sternbeck *et al.*, 2002). Mais ils peuvent également provenir de la dégradation des véhicules contenant des éléments en fer ou en aluminium (utilisés pour réduire le poids du véhicule).

6.5.1 Discussion

La concentration en Zn augmente en période hivernale, il est présent principalement sous forme particulaire. Le Zn est influencé par les variations de concentration en Cl^- dans les eaux. Cette augmentation est issue en partie du Zn présent dans la saumure, permettant d'expliquer la co-évolution du Zn et du Cl^- .

Cependant Bäckström *et al.* (2003) ont observé une augmentation de la fraction particulaire similaire en hiver et ont conclu à la présence d'une nouvelle source en hiver qui favorise la libération de zinc particulaire. Il provient principalement de l'usure des pneus et des infrastructures galvanisées (Mangani *et al.*, 2005 ; Legret et Pagotto, 1999). Or, l'usure des pneus hiver et pneus neige est plus importante que celle des pneus ordinaires (Helmreich *et al.*, 2010). De plus, la présence de fondants routiers et d'humidité plus importante peut entraîner une dégradation accélérée des métaux galvanisés (Bauske et Goetz, 1993).

Selon les prédictions de Bäckström *et al.* (2003) obtenues à partir de calculs géochimiques, le NaCl joue un faible rôle dans la remobilisation du Zn dans les sols. Seul 0,3 % du Zn dissous

était sous forme $ZnCl^+$ dans les eaux de ruissellement analysées en Suède sur une autoroute, où le Zn peut être associé au carbonate de sodium sous forme colloïdale présent dans la fraction dissoute ou particulaire (Lee *et al.*, 2005).

Durant la période hivernale, le bassin semble perdre en efficacité de traitement des polluants, avec l'augmentation de la concentration en Cl^- et en Zn. Cependant, les fondants routiers ne semblent pas influencer la composition des eaux du bassin (à l'exception du Na^+ et du SO_4^{2-}). Aussi, l'influence des fondants routiers est principalement visible en entrée du bassin, mais semble être masquée par les différents échanges et réactions ayant lieu au sein des eaux du bassin.

6.6 Influence de l'hiver sur le sédiment et le sol des fossés

La composition chimique des eaux de ruissellement est influencée par l'épandage de fondants routiers sur la chaussée. Les eaux de ruissellement qui transportent les polluants vers le bassin entraînent une augmentation de la concentration en NaCl dans le sol des fossés, qui peut impacter la chimie du sol et favoriser la mobilité des ETM. Dans le bassin, le sédiment est également influencé par la présence de NaCl dans les eaux interstitielles.

6.6.1 Caractérisation des fossés

Les carottes de sols prélevées dans les fossés permettent d'observer trois parties distinctes nommées H0, H1 et H2 (figure 6.12). L'horizon supérieur (H0) est la section la plus sombre (10YR5/1 de la carte des couleurs de sols de Munsell) avec la présence de nombreux débris végétaux en décomposition et de racines. Le deuxième horizon (H1) a une coloration rouge (2,5YR8/3) rappelant le sous-sol. Ces deux couches ont des épaisseurs similaires (environ 0,05 m). Le troisième horizon de couleur claire (10YR8/2) correspond à la couche d'argile de 0,3 m assurant l'imperméabilité du fossé.

6.6.2 Distributions granulométriques du sol et du sédiment

Les distributions granulométriques du sédiment prélevé en différents points du bassin (4.2) et d'une carotte de sol ont été mesurées par le LAS INRA (figure 6.13 et 6.14).

En entrée du bassin, le sédiment est dominé par les fractions sableuses (50-2000 μm), 88 % des sédiments sont constitués de sables fins et grossiers. Au centre et en sortie du bassin, les fractions argileuses (inférieur à 2 μm) et les limons fins (2-50 μm) sont dominants avec respectivement 35 à 51 % et 40 à 43 %. Les sables fins ne sont présents que dans le prélèvement effectué dans la végétation proche de l'entrée avec une proportion de 10 %. Cette répartition des tailles de sédiments est observable dans une grande partie des bassins étudiés (Marsalek et Marsalek, 1997 ; Clozel *et al.*, 2006 ; Lee *et al.*, 1997 ; Sibert *et al.*, 2014), à l'exception de Suaire (2015) qui a observé une répartition homogène des sédiments au sein du bassin. La répartition des sédiments suggère une bonne efficacité de traitement des MES entrant par le bassin.

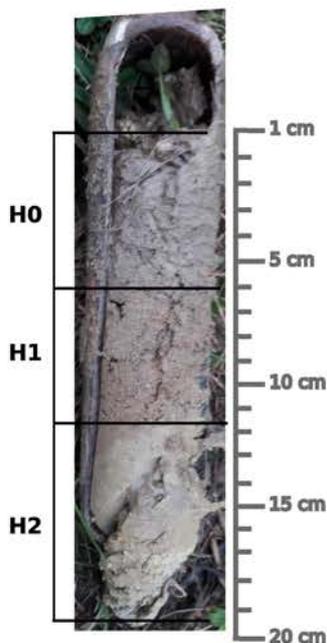


FIGURE 6.12 – Photo d'une carotte de sol des fossés enherbés

Les carottages effectués dans le sol des fossés de collecte des eaux de ruissellement ont permis d'observer une distribution entre les sables fins et les argiles, suggérant que les sables grossiers présents en entrée du bassin sont issus de la chaussée. Les deux premiers horizons du sédiment présentent une granulométrie similaire avec une dominance de la fraction limoneuse ($2-50 \mu\text{m}$). Le dernier horizon est dominé par les limons fins et les argiles ($<2-50 \mu\text{m}$), les fractions de sables fins et des limons grossiers ont une distribution moins importante qu'en surface. La majeure partie des particules sédimentant dans le bassin est alors issue directement de la chaussée ou de la désagrégation des particules de sol des fossés.

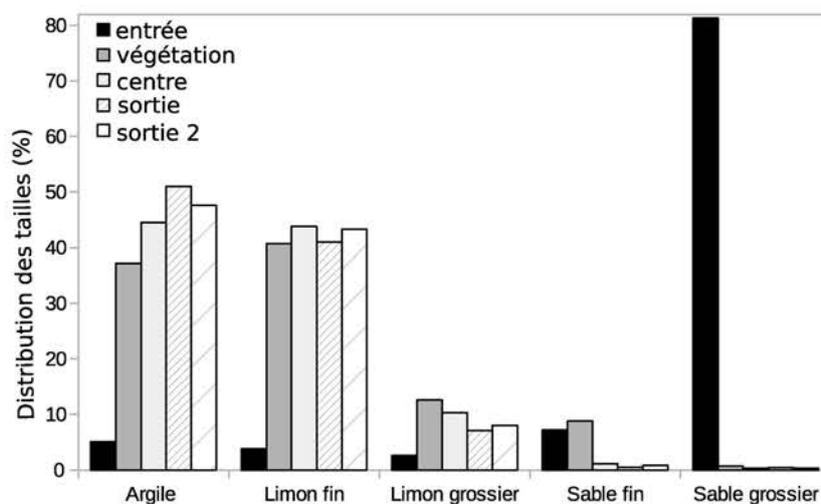


FIGURE 6.13 – Distribution de la granulométrie du sédiment

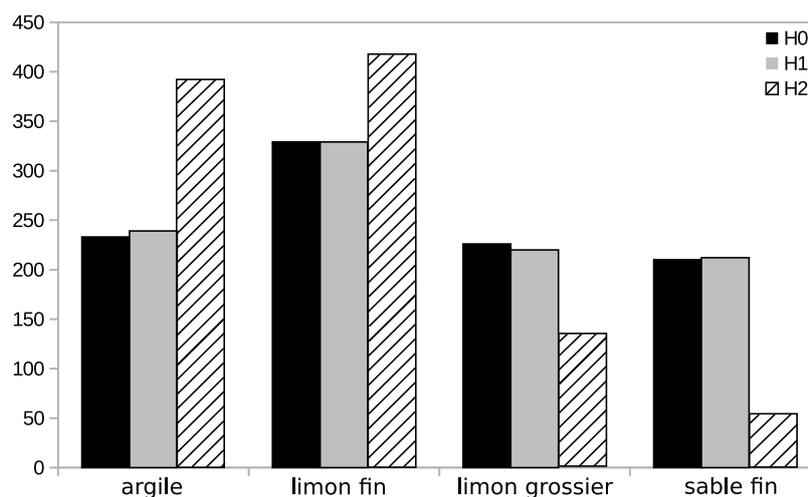


FIGURE 6.14 – Distribution de la granulométrie du sédiment

6.6.3 Composition minéralogique du sédiment

La composition minérale du sédiment présent dans le bassin a été mesurée par diffraction des rayons X. L'analyse a permis de mettre en évidence la présence de minéraux cristallins : quartz, calcite et feldspaths. En plus de ces minéraux, des dolomites, des phyllosilicates (chlorites ou illites) ont été observés dans les sédiments du bassin. La composition du sédiment est relativement homogène dans le bassin. Seuls les échantillons de sédiment proche de l'entrée présentent une composition différente avec la présence de gypse et d'amphibole.

La composition du sédiment est relativement proche des sédiments présentés par différents auteurs dans les bassins de rétention ou d'infiltration (Clozel *et al.*, 2006 ; Lee *et al.*, 2005). Elle est proche de la composition des fossés enherbés qui correspond à celle du sol des Vosges gréseuses caractéristique de la région, avec la présence de dolomite, gypse, dans les premières couches. De plus, le grès Vosgien est caractérisé par la présence de grains de quartz ayant une proportion variable de feldspath.

Les sédiments des bassins étudiés en France sont généralement constitués de limon contenant des SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 . Ils constituent les phyllosilicates (ferromagnésien, chlorite, illite), les feldspaths (plagioclase, microcline), et le quartz ainsi que les amphiboles. La distribution de ces minéraux varie en fonction du sous-sol du bassin étudié (Marsalek et Marsalek, 1997 ; Lee *et al.*, 2005 ; Clozel *et al.*, 2006).

6.6.4 Composition chimique du sédiment et du sol de fossé

La composition des sédiments du bassin. Elle varie entre l'entrée et la sortie. La distribution granulométrique semble être également un facteur important pour expliquer la composition chimique des sédiments (tableau 6.6).

L'échantillon prélevé en entrée présente de faibles concentrations en carbone, calcaire et azote avec respectivement 26,40, 1,45 et 87,45 g.kg^{-1} . La capacité d'échange cationique (CEC) est également très faible (3,4 $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$). Les faibles concentrations sont à mettre en lien

avec la dominance des fractions sableuses. L'échantillon prélevé dans la végétation présente une concentration en matières organique (MO) importante (119 g.kg^{-1}) du fait de la décomposition des végétaux. La CEC a des valeurs proches pour les échantillons prélevés au milieu et en sortie ($16,3\text{-}16,8 \text{ cmol+.kg}^{-1}$ respectivement). Cependant, au point où la végétation est présente, sa valeur est plus faible ($14,7 \text{ cmol+.kg}^{-1}$) et diminue jusqu'à $3,4 \text{ cmol+.kg}^{-1}$ pour l'échantillon prélevé en entrée de bassin.

Les concentrations en matière organique, en azote et en calcaire sont relativement constantes dans le bassin. Les concentrations en azote et en matière organique sont plus faibles dans l'échantillon en sortie de bassin, alors que la concentration en calcaire est plus élevée. L'augmentation de la concentration en calcaire de l'entrée vers la sortie suggère la présence de minéraux tels que la dolomite en sortie du bassin. La matière organique semble provenir de l'activité biologique du bassin, notamment du fait de la présence des Typhas et Phragmites sur le pourtour du bassin. La CEC, qui permet de caractériser la capacité des sites négatifs à échanger des cations, est d'autant plus forte dans les échantillons dominés par les particules fines correspondant aux argiles et dans les échantillons riches en matière organique.

La qualité du sédiment est proche de celle observée par (Suaire, 2015) sur le bassin de Chenevière situé à 10 km du bassin d'Azerailles (collectant également les eaux de ruissellement de la RN59).

Le pH varie peu dans l'ensemble du sédiment du bassin avec une valeur neutre à légèrement basique (de 7,56 à 7,95).

TABLEAU 6.6 – Caractéristiques des sédiments

	Carbone organique (g.kg^{-1})	Azote total (g.kg^{-1})	Calcaire total (g.kg^{-1})	Matière organique (g.kg^{-1})	pH	CEC (cmol+.kg^{-1})
entrée	26,4	1,45	87	45,7	7,76	3,4
végétation	69	5,36	83	119	7,66	14,7
milieu	54,8	5,88	39	93,3	7,56	16,5
sortie	45,8	5,17	101	79,2	7,95	16,3

La composition des sols des fossés. Elle est différente de celle des sédiments du bassin avec un pH plus basique (pH 8,51-8,87) et des concentrations en matière organique, azote et carbone organiques inférieures à celles observées dans les sédiments (tableau 6.7). La concentration en calcaire total de la couche d'argile est similaire au sédiment observé en sortie (102 g.kg^{-1}). La CEC est également similaire à celle observée dans le sédiment, suggérant que la capacité du NaCl à remobiliser les ETM est constante dans les fossés et les sédiments.

Les éléments majeurs Al, Ca, Fe, K, Mg, dont les concentrations sont présentées dans le tableau 6.8, sont prédominants dans le sédiment. Ces éléments sont principalement issus des minéraux présents dans le sédiment et sont libérés par la dégradation des minéraux lors de la digestion acide. L'augmentation de la concentration en Al dans les échantillons proches de la

sortie peut s'expliquer par la présence de silicates d'aluminium dans les argiles, qui forment la fraction dominante des sédiments. Le sédiment collecté dans les fossés en béton présente des concentrations proches de celles retrouvées dans le bassin. La concentration en Na est, cependant, plus importante, suggérant la présence d'eau de ruissellement, chargée en fondants routiers, évaporée dans le sédiment piégé dans le fossé, dont une partie sera remise en solution au contact des eaux de ruissellement.

La concentration en éléments majeurs dans les fossés présente une grande hétérogénéité. La concentration en Fe dans l'horizon H1 est inférieure à celles autres horizons mettant en doute l'implication de Fe dans la coloration rouge de cet horizon. La présence de NaCl dans les sols ne semble pas influencer la concentration en éléments majeurs, à l'exception de la concentration en Na, qui semble différente durant la période ayant suivi le salage mettant en avant l'efficacité du lessivage du sol par les précipitations.

TABLEAU 6.7 – Caractéristiques des fossés enherbés

Profondeur (cm)	Carbone organique (g.kg ⁻¹)	Azote total (g.kg ⁻¹)	Calcaire total (g.kg ⁻¹)	Matière organique (g.kg ⁻¹)	pH	CEC (cmol+.kg ⁻¹)
H0	9,58	0,91	44	16,6	8,51	8,13
H1	7,96	0,7	39	13,8	8,64	14,7
H2	2,77	0,4	102	4,79	8,87	11,3

6.6.5 Influence des fondants routiers sur les ETM présents dans le sédiment

Les concentrations en ETM dans les sols des fossés sont inférieures à celles mesurées dans les sédiments du bassin. La qualité des sols observés en bordure de la RN59 ne semble pas être impactée par la présence de fondants routiers, contrairement aux résultats des études portant sur les sols de bords de routes (Bäckström *et al.*, 2004 ; Norrström et Jacks, 1998 ; Camponelli *et al.*, 2010).

Afin de déterminer l'évolution de la concentration en ETM dans le sédiment, et l'influence du fondants routier, trois campagnes de prélèvement de sédiment ont été effectuées en 2017-2018 (tableau 6.8). Dans les sédiments du bassin, les concentrations en Cr et en Cd sont inférieures aux limites de quantification (tableau 6.8). Les concentrations en Cu, Ni, Pb ont toujours été inférieures aux seuils de toxicité établie par l'arrêté du 9 août 2006 concernant la qualité des sédiments extraits de cours d'eau (article R. 214-1 du code de l'environnement) (Ni=0,05g.kg⁻¹, Pb/Cu = 0,1g.kg⁻¹). Seule la concentration en Zn dépasse la limite pour l'épandage des boues (> 0,3 g.kg⁻¹). Les concentrations sont par ailleurs inférieures à celles observées par plusieurs auteurs (Durand *et al.*, 2004 ; Marsalek et Marsalek, 1997).

La concentration en ETM est plus importante en entrée du bassin et dans la végétation, avec par exemple une concentration en zinc en entrée de 0,82 à 1,15 g.kg⁻¹ et en sortie de 0,24 à 0,62 g.kg⁻¹. Ce résultat est inverse aux observations rapportées dans la littérature (Lee *et al.*, 1997 ; Marsalek et Marsalek, 1997 ; Karlsson *et al.*, 2010).

Les prélèvements effectués le 22 septembre 2017 représentent la période hors salage alors que les prélèvements du 23 janvier 2018 correspondent à la période de salage et celui du 3 avril 2018 à la période post salage avec une conductivité des eaux du bassin encore supérieure à $2,5 \text{ mS.cm}^{-1}$.

Les concentrations en Cu et Zn diminuent en janvier (respectivement 0,5 et 0,28-0,29 g.kg^{-1}) avant d'augmenter de nouveau en avril dans les échantillons proches de la sortie. Ce phénomène est moins marqué sur les concentrations de Ni et Pb. Ce résultat suggère une mobilisation accrue du Zn et Cu dans la colonne d'eau en période de salage (non visible pour le Cu).

6.6.6 Discussion

Le comportement du zinc est décrit dans de nombreux travaux portant notamment sur des méthodes d'extraction séquentielle comme étant principalement sous forme échangeable (Durand *et al.*, 2004 ; Camponelli *et al.*, 2010 ; Clozel *et al.*, 2006 ; Norrström et Jacks, 1998). Il peut également être présent selon les études dans les fractions carbonatées ou oxydables (Lee *et al.*, 2005). Aussi, le zinc est rapporté comme étant présent sous forme labile et impacté par la présence du NaCl (Lee *et al.*, 2005). Dans ces travaux, sa concentration dans les sédiments diminue en janvier, suggérant une remobilisation de cet élément.

La CEC étant plus élevée dans les échantillons proches de la sortie, il est possible d'émettre l'hypothèse d'un échange ionique entre les ETM retenus dans le sédiment et le Na. Cependant, la concentration en Na ne semble pas augmenter en période de salage pour ces échantillons prélevés à proximité de la sortie du bassin. La concentration en Ca et Mg dans le sédiment augmente durant la période de salage. Or Rhodes et Guswa (2016) ont mis en évidence la libération du Ca/Mg sous formes échangeables. Cependant sans calculer les équilibres de chaque espèce et caractériser le sédiment, il n'est pas possible de conclure quant à ces hypothèses.

L'étude des fossés n'a pas permis d'observer l'influence de l'alternance de période hors salage et de période de salage.

6.7 Conclusion

La présence du NaCl dans le système routier a une influence sur la composition des eaux du bassin et les eaux de ruissellement. En effet, la concentration en Cl^- , Na^+ , SO_4^{2-} , et Zn augmente significativement et l'ensemble des éléments analysés en entrée suivent la même évolution que celle observée pour les concentrations en fondants routiers dans les eaux de ruissellements. En sortie d'ouvrage, l'influence des fondants routiers est moins marquée, du fait de la dilution des fondants routiers, mais également, à cause des modifications physiques que subissent les eaux du bassin à faible température. En effet, dans le bassin, les eaux sont soumises à l'influence conjuguée du NaCl et des basses températures qui entraîne la formation de glace en surface du bassin.

Une stratification chimique et thermique est observable lorsque la glace recouvre le bassin avec de fortes conductivités à l'interface eau-sédiment. Le Cl^- présent dans l'eau du bassin peut

TABLEAU 6.8 – Composition chimique des sédiments

	(g.kg ⁻¹)	Al	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Na	Ni	Pb	Zn
Fossé	05/03/18	31,96	59,00	0,09	52,30	3,81	19,67	7,11	0,02	0,03	0,87
entrée	22/09/17	64,90	74,46	0,13	82,89	19,76	26,76	1,83	0,03	0,05	0,88
végétation	22/09/17	70,71	86,28	0,14	90,29	22,10	28,84	1,20	0,04	0,06	1,05
milieu	22/09/17	65,88	76,69	0,13	86,38	20,25	27,39	1,84	0,03	0,06	0,83
sortie	22/09/17	39,31	46,60	0,08	49,22	11,51	16,78	1,90	0,02	0,04	0,62
entrée	23/01/18	42,57	95,00	0,11	56,23	15,77	25,16	4,51	0,03	0,03	0,82
milieu	23/01/18	68,20	131,30	0,05	72,67	15,07	28,59	2,38	0,04	0,02	0,29
sortie	23/01/18	78,43	73,00	0,05	76,43	15,89	26,34	1,97	0,05	0,03	0,28
entrée	03/04/18	37,53	132,60	0,17	49,67	6,27	22,26	5,17	0,03	0,06	1,50
végétation	03/04/18	98,57	96,50	0,16	99,23	21,76	40,63	3,69	0,08	0,07	1,14
milieu	03/04/18	83,53	59,17	0,07	78,90	18,98	34,93	3,12	0,05	0,03	0,30
sortie	03/04/18	83,50	82,23	0,05	80,83	17,85	33,57	3,09	0,06	0,03	0,24

TABLEAU 6.9 – Composition chimique des sol de fossés

	(g.kg ⁻¹)	Al	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Na	Ni	Pb	Zn
H0	23/01/18	73,85	121,98	0,04	83,93	33,19	29,42	0,79	0,07	0,01	0,08
H1	23/01/18	40,73	30,82	0,02	49,72	10,42	12,11	0,46	0,04	0,02	0,08
H2	23/01/18	46,87	46,42	0,03	54,92	14,09	16,00	0,58	0,04	0,02	0,09
H0	05/03/18	59,68	32,17	0,04	69,23	20,62	21,71	0,96	0,05	0,02	0,08
H1	05/03/18	44,28	30,26	0,02	49,98	8,57	11,65	0,75	0,03	0,02	0,08
H2	05/03/18	75,85	83,08	0,06	86,88	31,64	31,93	1,12	0,07	0,01	0,09
H0	14/04/18	35,47	18,54	0,03	43,02	9,96	11,48	0,25	0,03	0,02	0,07
H1	14/04/18	30,52	35,57	0,01	43,97	4,06	6,54	0,19	0,03	0,03	0,08
H2	14/04/18	42,83	29,75	0,02	62,03	6,64	8,36	0,21	0,03	0,02	0,08

par gradient de densité pénétrer dans l'eau interstitielle du sédiment et modifier la chimie du milieu. Cette stratification a une influence sur le rejet des fondants routiers vers l'environnement récepteur. En effet, le temps de rétention du chlorure est plus long dans le bassin du fait du rejet de l'eau vers l'environnement par surverse et de la stratification chimique de l'eau. La stratification n'est, cependant, observée qu'en présence de glace à la surface du bassin. Lorsqu'elle fond, l'eau du bassin est de nouveau homogénéisée par l'action des vents et des précipitations. La concentration en chlorure dans le bassin peut alors augmenter et le Cl^- peut être libéré dans l'environnement lors de la fonte de la glace avec des concentrations plus importantes, car soumise à de plus faibles dilutions.

Une grande partie de la concentration en Cl^- , Na^+ et SO_4^{2-} semble provenir principalement des fondants routiers eux-mêmes. Cependant, il n'est pas facile de définir l'origine de ces éléments. Une partie du Zn entrant dans le bassin peut également provenir des fondants routiers. De plus, en période de salage, il semble être associé aux silicates d'aluminium ou aux oxyde de Fe (corrélations de Spearman entre le Zn et le Al, le Fe et les MES), alors qu'hors période de salage, il semble être associé au SO_4^{2-} , mettant en évidence l'influence de la période de salage sur la spéciation du Zn.

La qualité des sédiments du bassin est également influencée durant la période de salage par les fondants routiers au sein du bassin. La concentration en ETM dans les sédiments du bassin est plus importante à proximité de l'entrée où les fractions sableuses sont dominantes. Les concentrations en Zn et Cu diminuent en période de salage dans le sédiment, suggérant une remobilisation de ces ETM dans la colonne d'eau. L'influence du NaCl sur les ETM présents dans les sols des fossés n'a pas pu être observée sur l'année 2017-2018.

L'efficacité du bassin est donc influencée de façon temporaire par les périodes hivernales de par l'action du NaCl et des basses températures, entraînant une augmentation en sortie d'ouvrage de la concentration en Zn, SO_4^{2-} et Cl^- .

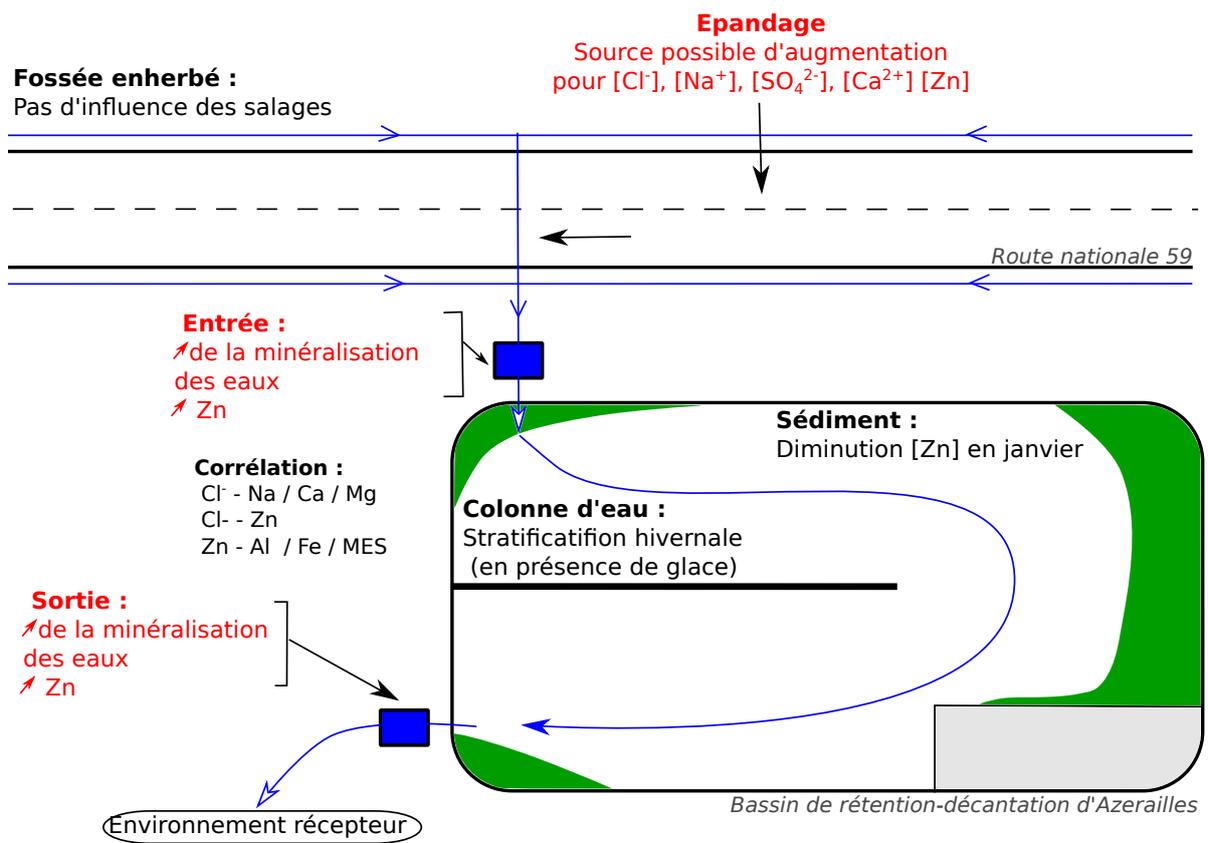


FIGURE 6.15 – Schéma récapitulatif des principaux résultats

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion

Ce travail de thèse a porté sur le transport du NaCl, principal fondant routier en France, depuis son épandage sur la chaussée jusqu'à l'environnement, son influence sur les polluants routiers et son impact sur l'efficacité des bassins de traitement des eaux de ruissellement couplé à l'influence des conditions hivernales. L'objet d'étude était un bassin de rétention-décantation situé sur une route nationale (2x2 voies) à trafic moyen en Lorraine (54). Les avantages découlant de l'utilisation du sel en hiver doivent être comparés aux coûts environnementaux associés. Bien que les effets environnementaux du NaCl soient avérés en laboratoire, une évaluation scientifique des effets des chlorures sur les eaux et les sols en milieu routier est complexe en raison des fortes variations des concentrations de chlorures, des conditions météorologiques, de la typologie du milieu et son occupation.

Transport des fondants routiers vers l'environnement

Les fondants routiers épandus sur la chaussée sont transportés vers l'environnement selon trois schémas :

- la rétention du NaCl dans le sol des fossés enherbés jouxtant la chaussée, suivie de l'infiltration des eaux dans les sols,
- le ruissellement des eaux pluviales vers le bassin de rétention,
- la mobilisation des particules par les vents et les turbulences des véhicules, qui entraîne leur dispersion hors du système routier.

Les travaux de thèse ont montré que la proportion de Cl^- collectée par le bassin dépendait des conditions hivernales : selon les conditions, entre 43 et 50 % des fondants appliqués sur la chaussée sont collectés par le bassin. Les concentrations observées dans les eaux de ruissellement collectées par le bassin sont plus élevées que celles évacuées en sortie du bassin de rétention, en raison de la dilution des eaux de ruissellement dans le bassin. La rétention des Cl^- au sein du bassin est négligeable sur le long terme. En effet, un cycle annuel est observé avec une concentration en Cl^- de l'ordre de $0,2 \text{ g.L}^{-1}$ avant la période de salage, suivi d'une augmentation de cette concentration (environ 2 g.L^{-1}) liée à l'utilisation des fondants routiers, avant de diminuer en fin de période de salage pour atteindre de nouveau $0,2 \text{ g.L}^{-1}$. Le retour à une composition des eaux du bassin estivale dépend des conditions météorologiques et de salage.

Aussi en 2017 le retour à des concentrations en Cl^- inférieures à $0,2 \text{ g.L}^{-1}$ a été observée en avril alors qu'en 2018, la concentration était encore élevée en juin.

Influence des fondants routiers sur la composition de l'eau et les polluants routiers

La présence de fondants routiers sur la chaussée influence la composition des eaux de ruissellement et du bassin. En effet, l'ensemble des éléments majeurs mesurés (à l'exception du Al et du Fe), les MES, le SO_4^{2-} et le Zn présentent des variations de concentration similaires à celles observées pour le chlorure durant les deux années d'études. Cl^- présente une corrélation forte avec Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Zn et les MES. Le Zn en hiver est corrélé aux silicates d'aluminium en période hivernale. Il est difficile de déterminer l'origine de l'augmentation de la charge polluante métallique et particulaire. Plusieurs hypothèses permettent d'apporter des éléments de réponse :

- l'augmentation des émissions de polluants à leurs sources, en raison des cycles de gel-dégel et de la présence de NaCl qui favorise la corrosion et la dégradation de la chaussée,
- la dégradation des sols de bord de route, qui favorise le transport de colloïdes,
- l'influence du Na et du Cl sur la spéciation des éléments métalliques via des échanges ioniques et la formation de chlorocomplexes,
- la présence de Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Zn et d'insolubles dans les fondants routiers qui peuvent être récupérés par les réseaux de collecte.

En plus d'observer une augmentation des MES qui suit celle du Cl^- , la composition des MES semble également être influencée par les fondants routiers. Les MES possèdent une composition proche de celle des sols ; cependant, en hiver, les concentrations en polluants organiques issus de la route (produits pétroliers et bitumineux) et en ETM sont plus élevées en période de salage que hors salage.

Efficacité de traitement du bassin

La concentration en MES en sortie de bassin est toujours inférieure à celle en entrée et la vitesse de décantation du sédiment ne semble pas être influencée par l'apport de NaCl. Aussi, le bassin semble toujours avoir capacité de traiter les MES. Cependant, la concentration en Zn en sortie augmente significativement en période de salage couplée à l'augmentation de la concentration en Cl. L'efficacité de traitement des polluants métalliques du bassin est dégradée en hiver sous l'influence des fondants routiers. De plus, l'accumulation de la concentration en Cl^- dans le bassin contribue à la stratification de la colonne d'eau lorsque la surface du bassin est gelé, qui modifie l'écoulement des eaux au sein du bassin.

Le risque d'effets environnementaux des chlorures peut augmenter lorsque les installations de gestion des eaux pluviales sont profondes et permettent l'infiltration des eaux dans le sous-sol. Il peut alors se créer des rejets des eaux de ruissellement vers les eaux souterraines, un déficit en oxygène dissous causé par la stratification chimique peut entraîner la création de conditions toxiques favorisant le rejet ionique, le lessivage des métaux. Dans les régions du monde où les hivers sont plus rigoureux qu'en Amérique du nord ou dans les régions tempérées de l'Europe, l'efficacité de traitement des polluants métalliques et particuliers semble être plus affectée par la période de salage.

La synthèse des résultats est présentée en figure 6.16.

Perspectives

Au plan scientifique, l'étude effectuée sur le bassin d'Azerailles a permis d'apporter des réponses, mais de nombreuses questions restent ouvertes.

Une grande partie du sel épandu ne transite pas par le bassin. Aussi, il serait nécessaire d'établir un modèle du transport des fondants routiers afin de caractériser les paramètres à prendre en compte :

- la forme du fondant épandu (grain, saumure, bouillie)
- le dimensionnement de la route,
- l'utilisation des terres voisines,
- le ruissellement des eaux de pluie,
- la rétention dans les réseaux de collecte et dans les sols.

Le but de ce modèle serait de conférer une portée plus générique à l'étude du transport des fondants vers l'environnement.

De plus, le bassin d'Azerailles et la portion de route associée sont caractéristiques d'un type de situation (route nationale, trafic moyen, géométrie particulière du bassin etc.). Aussi, il serait opportun d'étendre cette approche à différents types de bassin pour généraliser l'étude de l'impact des fondants sur l'environnement.

Le devenir des fondants non collectés par les bassins de traitement est une question à se poser pour le futur, notamment en axant l'étude sur le rôle de l'infiltration dans les sols des fossés vers les eaux souterraines et leur potentielle résurgence. Elle pourrait être menée depuis l'échelle du laboratoire, par exemple par des expérimentations en colonne ou en mini-lysimètres, et à l'échelle du terrain.

Le dimensionnement des ouvrages de traitement influence le transport des eaux vers l'exutoire, mais ces polluants étant sous forme dissoute, les fondants seront toujours rejetés vers l'environnement. Aussi il est nécessaire de compléter cette étude par des bilans de masse sur l'année complétés afin d'étudier les rejets vers l'environnement et définir les périodes où le risque de toxicité pour les organismes vivants est le plus élevé. La connaissance des périodes à risque permettra de définir des possibles solutions de post-traitement spécifique aux fondants routiers.

Le transport des MES est sensible à la présence de fondants routiers. Nous n'avons pas été en mesure de réaliser la détermination des matières organiques présentes dans les MES en période estivale et hivernale, dans de bonnes conditions. Il serait intéressant de réaliser un protocole spécifique à cette détermination avec les filtres adaptés et de compléter cette analyse par une détermination des phases organiques et inorganiques.

La spéciation des éléments composant les eaux de ruissellement et du bassin peut être impactée par la présence de fondants routiers. Aussi, il est nécessaire de travailler à l'interface solide-liquide en s'appuyant sur la détermination des phases organiques et inorganiques présentes dans le milieu afin d'estimer les espèces prédominantes en hiver.

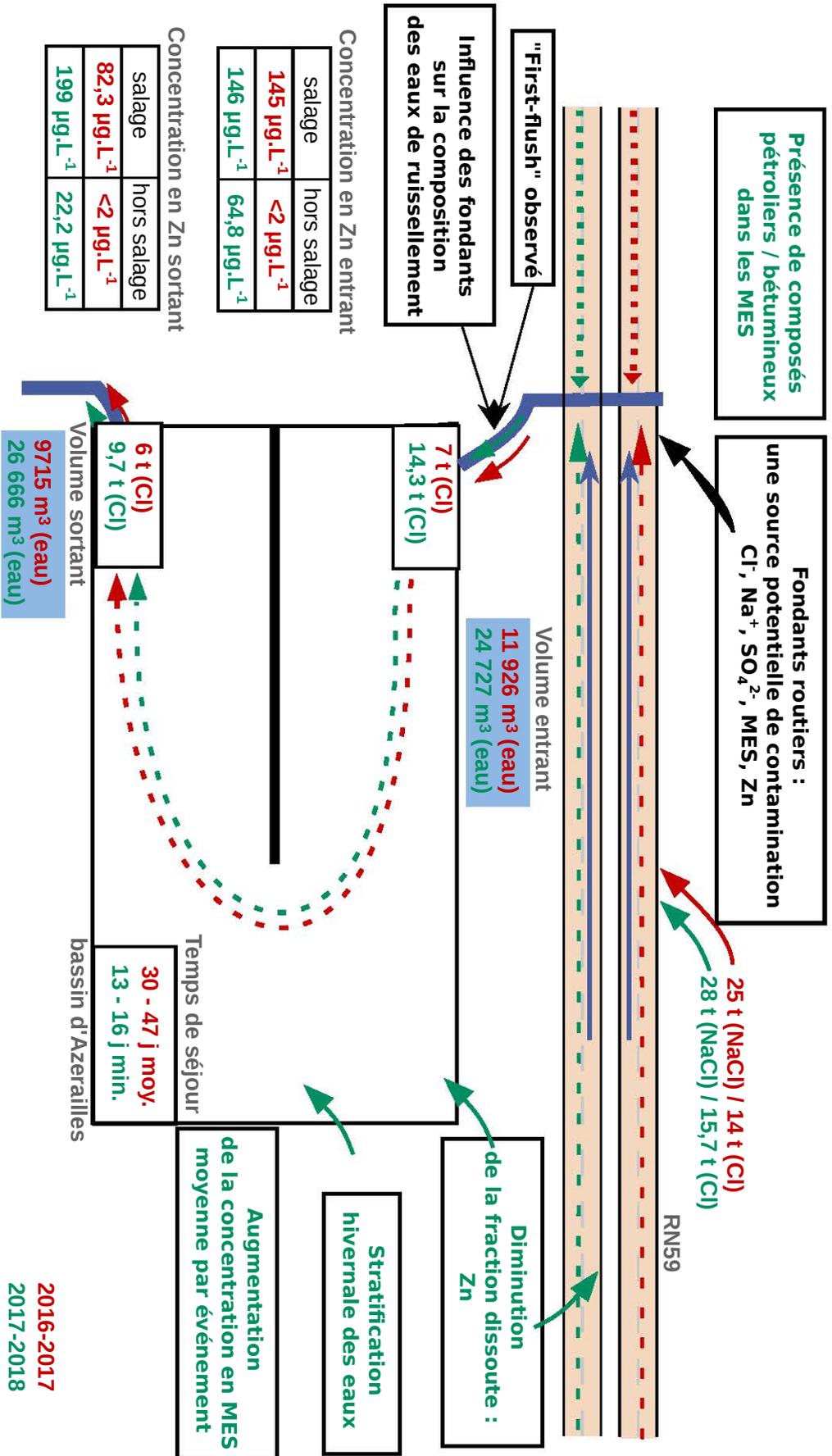


FIGURE 6.16 – Dynamique de transfert des fondants routiers et influence sur le milieu routier

Les fondants routiers contiennent des impuretés qui peuvent atteindre des quantités non négligeables sur la totalité du sel épandu. Aussi, il est nécessaire de connaître leur transport vers les ouvrages de traitement. Pour cela, il convient de travailler à l'aide d'un pilote pour ne pas avoir d'interférence avec les éléments issus du système routier.

Les progrès restent à faire pour mieux comprendre non seulement les interactions physico-chimiques, mais aussi le rôle des organismes vivants dans le devenir du sel. Une meilleure compréhension des interactions biochimique permettrait d'intégrer les processus chimiques aux phénomènes de transport et de modéliser l'ensemble.

Au plan appliqué, ce travail a montré qu'il était nécessaire de mieux contrôler l'épandage du sel, pour limiter notamment son entraînement immédiat par transport éolien et les projections directes vers l'environnement. Cela pourrait passer par des progrès dans la formulation des fondants, la conception des routes et des ouvrages de rétention des eaux issues des chaussées et des progrès sur les modes d'épandages.

De fortes quantités de fondants routiers sont collectés par les réseaux de collecte et les bassins de traitement. Aussi, il est nécessaire d'examiner les différentes stratégies de réduction de la concentration en Cl^- et d'établir des études de faisabilité. Le sel épandu pourrait être réutilisé après lavage dans des bassins de stockage des eaux de ruissellement chargées ou évaporées dans des bassins qui stockent l'eau en hiver et favorisent l'évaporation en été. Le sel présent dans les eaux pourrait être capturé par des résines ou par phytoremédiation notamment *via* des filtres plantés de macrophytes halophytes (Morteau *et al.*, 2015).

Bibliographie

- ACOSTA, J. A., JANSEN, B., KALBITZ, K., FAZ, A. et MARTÍNEZ-MARTÍNEZ, S. (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8):1318–1324. [24](#), [25](#), [93](#)
- AGENCE DE L'EAU RHIN-MEUSE (2015). Système d'Information sur l'Eau Rhin-Meuse. [xi](#), [40](#), [41](#)
- AKBAR, K. F., HALE, W. H. G., HEADLEY, A. D. et ATHAR, M. (2006). Heavy metal contamination of roadside soils of Northern England. *Soil and Water Research*, 1(4):158–163. [19](#), [20](#), [21](#)
- ALSBOU, E. M. E. et AL-KHASHMAN, O. A. (2018). Heavy metal concentrations in roadside soil and street dust from Petra region, Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(1):48. [21](#)
- AMRHEIN, C., STRONG, J. E. et MOSHER, P. A. (1992). Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 26(4):703–709. [8](#), [23](#), [24](#), [25](#), [93](#), [96](#), [104](#), [107](#)
- BAI, J., CUI, B., WANG, Q., GAO, H. et DING, Q. (2009). Assessment of heavy metal contamination of roadside soils in Southwest China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 23(3):341–347. [21](#)
- BALADES, J., CATHELAIN, M., MARCHANDISE, P., PEYBERNARD, J. et PILLOY, J. (1985). Pollution chronique des eaux de ruissellement d'autoroutes interurbaines. *Bulletin de liaison des laboratoires des ponts et chaussées*, 140:93–100. [93](#)
- BALESDENT, J., CHENU, C. et BALABANE, M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53(3):215–230. [22](#)
- BALL, J. E., JENKS, R. et AUBOURG, D. (1998). An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. *Science of The Total Environment*, 209(2):243–254. [16](#), [18](#), [57](#), [58](#), [90](#)
- BARBIER, L., SUAIRE, R., DURICKOVIC, I., LAURENT, J. et SIMONNOT, M.-O. (2018). Is a Road Stormwater Retention Pond Able to Intercept Deicing Salt? *Water, Air, & Soil Pollution*, (8):229–251. [48](#)
- BASTVIKEN, D., SANDÉN, P., SVENSSON, T., STÅHLBERG, C., MAGOUNAKIS, M. et ÖBERG, G. (2006). Chloride Retention and Release in a Boreal Forest Soil : Effects of Soil Water Residence Time and Nitrogen and Chloride Loads. *Environmental Science & Technology*, 40(9):2977–2982. [25](#)
- BAUER, D. F. (1972). Constructing Confidence Sets Using Rank Statistics. *Journal of the American Statistical Association*, 67(339):687–690. [112](#)

- BAUSKE, B. et GOETZ, D. (1993). Effects of Deicing-Salts on Heavy Metal Mobility. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 21(1):38–42. [8](#), [15](#), [103](#), [130](#)
- BAYARD, D., STÄHLI, M., PARRIAUX, A. et FLÜHLER, H. (2005). The influence of seasonally frozen soil on the snowmelt runoff at two Alpine sites in southern Switzerland. *Journal of Hydrology*, 309(1):66–84. [33](#)
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L., CHEBBO, G. et SAGET, A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, 32(8):2341–2356. [88](#)
- BI, X., SHENG, G., PENG, P., CHEN, Y., ZHANG, Z. et FU, J. (2003). Distribution of particulate- and vapor-phase n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban atmosphere of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 37(2):289–298. [102](#)
- BIAN, B. et ZHU, W. (2009). Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 31(4):511–520. [18](#), [19](#)
- BILBY, R. E., SULLIVAN, K. et DUNCAN, S. H. (1989). The Generation and Fate of Road-Surface Sediment in Forested Watersheds in Southwestern Washington. *Forest Science*, 35(2):453–468. [92](#)
- BLANCHARD (2000). *Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués*. Thèse de doctorat, Institut national des sciences appliquées de Lyon, France. [22](#), [23](#)
- BLASIUS, B. J. et MERRITT, R. W. (2002). Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*, 120(2):219–231. [29](#)
- BLOMQUIST, G. (2001). *De-icing salt and the roadside environment : Air-borne exposure, damage to Norway spruce and system monitoring*. Thèse de doctorat, Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden. [16](#), [17](#), [69](#)
- BLOMQUIST, G. et JOHANSSON, E.-L. (1999). Airborne spreading and deposition of de-icing salt — a case study. *Science of The Total Environment*, 235(1):161–168. [16](#), [68](#)
- BOURG, A. C. M. (1988). Metals in Aquatic and Terrestrial Systems : Sorption, Speciation, and Mobilization. In *Chemistry and Biology of Solid Waste*, pages 3–32. Springer, Berlin, Heidelberg. [23](#)
- BOUYER, D., LINE, A., COCKX, A. et DO-QUANG, Z. (2001). Experimental Analysis of Floc Size Distribution and Hydrodynamics in a Jar-Test. *Chemical Engineering Research and Design*, 79(8):1017–1024. [105](#)
- BRODERIUS, S. J. (1973). *Determination of molecular hydrocyanic acid in water and studies of the chemistry and toxicity to fish of metal-cyanide complexes*. Thèse de doctorat, Oregon State University, Oregon. [18](#)
- BUBECK, R. C., DIMENT, W. H., DECK, B. L., BALDWIN, A. L. et LIPTON, S. D. (1971). Runoff of Deicing Salt : Effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York. *Science*, 172(3988):1128–1132. [28](#)

- BÁNFALVI, G. (2011). Heavy Metals, Trace Elements and Their Cellular Effects. In BANFALVI, G., éditeur : *Cellular Effects of Heavy Metals*, pages 3–28. Springer Netherlands, Dordrecht. 29
- BÄCKSTRÖM, M., KARLSSON, S., BÄCKMAN, L., FOLKESON, L. et LIND, B. (2004). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, 38(3):720–732. 8, 15, 16, 23, 24, 25, 129, 135
- BÄCKSTRÖM, M., NILSSON, U., HÅKANSSON, K., ALLARD, B. et KARLSSON, S. (2003). Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 147(1):343–366. 8, 15, 17, 21, 24, 116, 128, 130
- CALVET, R. (2003). *Le sol : propriétés et fonctions, Tome 1 : Constitution et structure, phénomènes aux interfaces*. France Agricole/Dunod, France, 1er édition. 22
- CAMPONELLI, K. M., LEV, S. M., SNODGRASS, J. W., LANDA, E. R. et CASEY, R. E. (2010). Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environmental Pollution*, 158:2143–2149. 18, 19, 21, 135, 136
- CARLIER, M. (1998). *Hydraulique générale et appliquée*. Direction des études et recherches d'Electricité de France (EDF). Eyrolles, EDF. 49, 50
- CARSEL, R. F. et PARRISH, R. S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resources Research*, 24(5):755–769. 62
- CASSANELLI, J. P. et ROBBINS, G. A. (2013). Effects of Road Salt on Connecticut's Groundwater : A Statewide Centennial Perspective. *Journal of Environmental Quality*, 42(3):737–748. 26
- CEREMA (2015). Choisir un fondant routier. Du bon usage des normes NF P98-180 et XP P98-181. Rapport technique, Disponible en ligne : <https://www.cerema.fr/fr/centre-ressources/boutique>. 10
- CEREMA (2016). Le stockage des fondants routiers : Gestion et dimensionnement. Rapport technique, Disponible en ligne : <https://www.cerema.fr/fr/centre-ressources/boutique>. 10
- CHEN, X., XIA, X., ZHAO, Y. et ZHANG, P. (2010). Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1):640–646. 19, 21
- CHRISTOFORIDIS, A. et STAMATIS, N. (2009). Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma*, 151(3):257–263. 21
- CLOZEL, B., RUBAN, V., DURAND, C. et CONIL, P. (2006). Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds. *Applied Geochemistry*, 21(10):1781–1798. 33, 131, 133, 136
- CODY, R. D., CODY, A. M., SPRY, P. G. et GAN, G.-L. (1996). Experimental Deterioration of Highway Concrete by Chloride Deicing Salts. *Environmental and Engineering Geoscience*, II(4):575–588. 15
- CORSI, S. R., DE CICCO, L. A., LUTZ, M. A. et HIRSCH, R. M. (2015). River chloride trends in snow-affected urban watersheds : increasing concentrations outpace urban growth rate and are common among all seasons. *Science of The Total Environment*, 508(Supplement C):488–497. 26

- CORSI, S. R., GRACZYK, D. J., GEIS, S. W., BOOTH, N. L. et RICHARDS, K. D. (2010). A Fresh Look at Road Salt : Aquatic Toxicity and Water-Quality Impacts on Local, Regional, and National Scales. *Environmental Science & Technology*, 44(19):7376–7382. 26
- CRABTREE, B., MOY, F., WHITEHEAD, M. et ROE, A. (2006). Monitoring pollutants in highway runoff. *Water and Environment Journal*, 20(4):287–294. 32
- CRISTINA, C. et SANSALONE, J. J. (2003). “First Flush,” Power Law and Particle Separation Diagrams for Urban Storm-Water Suspended Particulates. *Journal of Environmental Engineering*, 129(4):298–307. 58, 86, 89, 90
- CUNNINGHAM, M. A., SNYDER, E., YONKIN, D., ROSS, M. et ELSEY, T. (2008). Accumulation of deicing salts in soils in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 11(1):17–31. 15, 16
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I., KUSZA, G. et DUŻYŃSKI, M. (2004). Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole region. *Environmental Toxicology*, 19(4):296–301. 24, 29
- DAILEY, K. R., WELCH, K. A. et LYONS, W. B. (2014). Evaluating the influence of road salt on water quality of Ohio rivers over time. *Applied Geochemistry*, 47:25–35. 8, 14, 26
- DALEY, M. L., POTTER, J. D. et MCDOWELL, W. H. (2009). Salinization of urbanizing New Hampshire streams and groundwater : effects of road salt and hydrologic variability. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4):929–940. 26
- DATABOOK, S. a. I. (2018). Snow and ice Databook 2018. PIARC Technical Committee B2 Winter Service Congress Edition XVth International Winter Road COngress, PIARC. 9, 10
- DAVIES, P. J., WRIGHT, I. A., JONASSON, O. J. et FINDLAY, S. J. (2010). Impact of concrete and PVC pipes on urban water chemistry. *Urban Water Journal*, 7(4):233–241. 116, 117, 122, 123
- DAVIS, A. P., SHOKOUHIAN, M. et NI, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5):997–1009. 16
- DDAF (2008). Gestion des eaux pluviales dans les projets d’aménagement, conception des projets et constitution des dossiers d’autorisation et de déclaration au titre de la police de l’eau, volume 2. Guide technique, DDAF Indre et Loire, Indre et Loire. 32, 59
- DELETIC, A. (1999). Sediment behaviour in grass filter strips. *Water Science and Technology*, 39(9):129–136. 93
- DELETIC, A. (2001). Modelling of water and sediment transport over grassed areas. *Journal of Hydrology*, 248(1):168–182. 93
- DEMERS, C. L. et SAGE, R. W. (1990). Effects of road deicing salt on chloride levels in four adirondack streams. *Water, Air, and Soil Pollution*, 49(3-4):369–373. 12, 16, 26
- DESCHAMPS, T., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., BELEM, T. et MBONIMPA, M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO*, 7(2). 23
- DREAL GRAND-EST (2016). Connaissance et Développement durable : Profil Lorraine, Eaux et milieux aquatiques. 41

- DUCHAUFOUR, P. (1982). *Pedology : pedogenesis and classification*. Springer Science, Netherlands, 1er édition. 22
- DURAND, C., RUBAN, V. et AMBLÈS, A. (2004). Mobility of Trace Metals in Retention Pond Sediments. *Environmental Technology*, 25(8):881–888. 24, 135, 136
- DURICKOVIC, I. (2008). *Etude par spectroscopie Raman de la salinité résiduelle issue de l'épandage de fondants routiers sur une chaussée*. Thèse de doctorat, Université de Metz, France. xi, 14, 120
- DURICKOVIC, I., SUAIRE, R., COLIN, C., BARBIER, L., LEBLAIN, J.-Y. et ROUCK, A.-C. D. (2018). Etude des possibilités de phytoremédiation des fondants routiers en France. *Routes/Roads*, 377:45–48. 10
- EDWARDS, A. C. et WITHERS, P. J. A. (2008). Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *Journal of Hydrology*, 350(3):144–153. 86, 93
- EL-MOSELHY, K. M., OTHMAN, A. I., ABD EL-AZEM, H. et EL-METWALLY, M. E. A. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*, 1(2):97–105. 29
- ELLIS et REVITT (1982). Incidence of heavy metals in street surface sediments : Solubility and grain size studies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 17(1):87–100. 92
- EPA, U. (2004). Method OIA-1677, DW Available Cyanide by Flow Injection, Ligand Exchange and Amperometry (Water and Wastewater). Office of Water, US Environmental Protection Agency. 18
- EQUIZA, M. A., CALVO-POLANCO, M., CIRELLI, D., SEÑORANS, J., WARTENBE, M., SAUNDERS, C. et ZWIAZEK, J. J. (2017). Long-term impact of road salt (NaCl) on soil and urban trees in Edmonton, Canada. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21:16–28. 16, 29
- EXALL, K., ROCHFORD, Q. et MARSALEK, J. (2011). Measurement of cyanide in urban snowmelt and runoff. *Water Quality Research Journal*, 46(2):137–147. 17, 18
- EYLES, N., MERIANO, M. et CHOW-FRASER, P. (2013). Impacts of European settlement (1840–present) in a Great Lake watershed and lagoon : Frenchman's Bay, Lake Ontario, Canada. *Environmental Earth Sciences*, 68(8):2211–2228. 26
- FAURE, P., LANDAIS, P., SCHLEPP, L. et MICHELS, R. (2000). Evidence for Diffuse Contamination of River Sediments by Road Asphalt Particles. *Environmental Science & Technology*, 34(7): 1174–1181. 102, 103
- FERREIRA-BAPTISTA, L. et DE MIGUEL, E. (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola : A tropical urban environment. *Atmospheric Environment*, 39(25):4501–4512. 18
- FIÈS, J. C. et BRUAND, A. (1998). Particle packing and organization of the textural porosity in clay-silt-sand mixtures. *European Journal of Soil Science*, 49(4):557–567. 62
- FOX, J. et WEISBERG, S. (2011). *An R Companion to Applied Regression*. Sage, Thousand Oaks CA, second édition. 83

- FRENKEL, H., GOERTZEN, J. O. et RHOADES, J. D. (1978). Effects of Clay Type and Content, Exchangeable Sodium Percentage, and Electrolyte Concentration on Clay Dispersion and Soil Hydraulic Conductivity 1. *Soil Science Society of America Journal*, 42(1):32–39. 25, 96, 104
- FURUMAI, H., BALMER, H. et BOLLER, M. (2002). Dynamic behavior of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff. *Water Science and Technology*, 46(11-12):413–418. 89, 93
- GAIDIS, J. M. (2004). Chemistry of corrosion inhibitors. *Cement and Concrete Composites*, 26(3):181–189. 11
- GALLAGHER, M. T., SNODGRASS, J. W., OWNBY, D. R., BRAND, A. B., CASEY, R. E. et LEV, S. (2011). Watershed-scale analysis of pollutant distributions in stormwater management ponds. *Urban Ecosystems*, 14(3):469–484. 54, 58
- GALUSZKA, A., MIGASZEWSKI, Z. M., PODLASKI, R., DOŁĘGOWSKA, S. et MICHALIK, A. (2011). The influence of chloride deicers on mineral nutrition and the health status of roadside trees in the city of Kielce, Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176(1):451–464. 12
- GAMERMANN, N. (1979). *Contribution a l'étude de la diagenèse des grès : couleur rouge, argiles authigènes et induration. Formations d'Estrada Nova, de Rosario do Sul et de Botucatu (Brésil) et Buntsandstein des Vosges (France)*. Thèse de doctorat, Université Strasbourg. 40
- GARCIA-SERRANA, M., GULLIVER, J. S. et NIEBER, J. L. (2017). Infiltration capacity of roadside filter strips with non-uniform overland flow. *Journal of Hydrology*, 545:451–462. 62, 69
- GLASS, G. V. et HOPKINS, K. D. (1996). *Statistical methods in education and psychology, 3d*. Statistical methods in education and psychology, 3rd ed. Allyn & Bacon, Needham Heights, MA, US. 83
- GLENN, D. W. et SANSALONE, J. J. (2002). Accretion and Partitioning of Heavy Metals Associated with Snow Exposed to Urban Traffic and Winter Storm Maintenance Activities. II. *Journal of Environmental Engineering*, 128(2):167–185. 33
- GODWIN, K. S., HAFNER, S. D. et BUFF, M. F. (2003). Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York : the effect of fifty years of road-salt application. *Environmental Pollution*, 124(2):273–281. 26
- GOLOB, V., VINDER, A. et SIMONIČ, M. (2005). Efficiency of the coagulation/flocculation method for the treatment of dyebath effluents. *Dyes and Pigments*, 67(2):93–97. 105
- GREEN, S. M., MACHIN, R. et CRESSER, M. S. (2008). Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environmental Pollution*, 152(1):20–31. 23
- GUNAWARDANA, C., GOONETILLEKE, A., EGODAWATTA, P., DAWES, L. et KOKOT, S. (2012). Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition. *Chemosphere*, 87(2):163–170. 103
- GURBUZ, F., CIFTCI, H. et AKCIL, A. (2009). Biodegradation of cyanide containing effluents by *Scenedesmus obliquus*. *Journal of Hazardous Materials*, 162(1):74–79. 18
- GÖBEL, P., DIERKES, C. et COLDEWEY, W. G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1):26–42. 17, 26, 122

- GÜLSER, F. et ERDOĞAN, E. (2008). The effects of heavy metal pollution on enzyme activities and basal soil respiration of roadside soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145(1):127–133. [21](#)
- HALL, D. G. M., REEVE, M. J., THOMASSON, A. J. et WRIGHT, V. F. (1977). Water retention, porosity and density of field soils. Guide technique 9. [62](#)
- HALLBERG, M., RENMAN, G. et LUNDBOM, T. (2007). Seasonal Variations of Ten Metals in Highway Runoff and their Partition between Dissolved and Particulate Matter. *Water, Air, and Soil Pollution*, 181(1-4):183–191. [15](#), [16](#), [21](#), [54](#), [58](#), [87](#), [97](#), [103](#), [116](#), [124](#), [128](#)
- HALSTEAD, J. A., KLIMAN, S., BERHEIDE, C. W., CHAUCER, A. et COCK-ESTEB, A. (2014). Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed : a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6):3391–3414. [26](#)
- HARLESS, M. L., HUCKINS, C. J., GRANT, J. B. et PYPKER, T. G. (2011). Effects of six chemical deicers on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7):1637–1641. [8](#), [14](#), [29](#)
- HATERT, F. (2015). *Minéralogie : connaître et reconnaître les minéraux : cristallographie, cristallogénèse, techniques d'identification*. Technosup. Paris : Ellipses. DL 2015, cop. 2015. [97](#)
- HELMREICH, B., HILLIGES, R., SCHRIEWER, A. et HORN, H. (2010). Runoff pollutants of a highly trafficked urban road – Correlation analysis and seasonal influences. *Chemosphere*, 80(9):991–997. [15](#), [16](#), [21](#), [53](#), [54](#), [58](#), [86](#), [90](#), [93](#), [97](#), [103](#), [116](#), [122](#), [124](#), [130](#)
- HERB, W., JANKE, B. et STEFAN, H. (2017). Study of De-icing Salt Accumulation and Transport Through a Watershed. Report, Minnesota Department of Transportation. [68](#), [69](#)
- HILLIGES, R., SCHRIEWER, A. et HELMREICH, B. (2013). A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. *Journal of Environmental Management*, 128:306–312. [90](#), [93](#)
- HOSSAIN, M. A., ALAM, M., YONGE, D. R. et DUTTA, P. (2005). Efficiency and Flow Regime of a Highway Stormwater Detention Pond in Washington, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*, 164(1-4):79–89. [32](#), [33](#)
- HOWARD, K. W. F. et HAYNES, J. (1993). Groundwater Contamination Due To Road De-icing Chemicals — Salt Balance Implications. *Geoscience Canada*, 20(1). [17](#), [23](#), [68](#)
- HUBER, M., WELKER, A. et HELMREICH, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff : Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541:895–919. [93](#), [116](#)
- JAMES, K. R., CANT, B. et RYAN, T. (2003). Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management : a review. *Australian Journal of Botany*, 51(6):703–713. [8](#), [14](#), [29](#)
- JAVED, M. et USMANI, N. (2014). Assessment of heavy metal (Cu, Ni, Fe, Co, Mn, Cr, Zn) pollution in effluent dominated rivulet water and their effect on glycogen metabolism and histology of *Mastacembelus armatus*. *African Journal of Biotechnology*, 13(3):492–501. [29](#)

- JEANNEAU, L., FAURE, P., MONTARGES-PELLETIER, E. et RAMELLI, M. (2006). Impact of a highly contaminated river on a more important hydrologic system : Changes in organic markers. *Science of The Total Environment*, 372(1):183–192. [102](#), [103](#)
- JOKELA, B. J. (1990). Design of Urban Sedimentation Basins in Anchorage. *In Cold Regions Hydrology and Hydraulics*. American Society of Civil Engineers, New-York, 1er édition. [33](#), [34](#)
- JUDD, K. E., ADAMS, H. E., BOSCH, N. S., KOSTRZEWSKI, J. M., SCOTT, C. E., SCHULTZ, B. M., WANG, D. H. et KLING, G. W. (2005). A Case History : Effects of Mixing Regime on Nutrient Dynamics and Community Structure in Third Sister Lake, Michigan During Late Winter and Early Spring 2003. *Lake and Reservoir Management*, 21(3):316–329. [27](#), [123](#), [124](#)
- KARLSSON, K., VIKLANDER, M., SCHOLES, L. et REVITT, M. (2010). Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1):612–618. [33](#), [135](#)
- KAUSHAL, S. S., GROFFMAN, P. M., LIKENS, G. E., BELT, K. T., STACK, W. P., KELLY, V. R., BAND, L. E. et FISHER, G. T. (2005). Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(38):13517–13520. [26](#), [27](#), [29](#), [123](#)
- KAVANAUGH, M., DEEB, A., MARKOWITZ, D., DZOMBAK, A., ZHENG, A., THEIS, L., YOUNG, C. et LUTHY, R. (2003). Cyanide formation and fate in complex effluents and its relation to water quality criteria. Rapport technique Report 98-HHE-5., Water Environment Research Foundation. [18](#)
- KELLY, V. R., LOVETT, G. M., WEATHERS, K. C., FINDLAY, S. E. G., STRAYER, D. L., BURNS, D. J. et LIKENS, G. E. (2008). Long-Term Sodium Chloride Retention in a Rural Watershed : Legacy Effects of Road Salt on Streamwater Concentration. *Environmental Science & Technology*, 42(2):410–415. [26](#), [27](#), [123](#)
- KELLY, W. R. (2008). Long-Term Trends in Chloride Concentrations in Shallow Aquifers near Chicago. *Groundwater*, 46(5):772–781. [26](#)
- KELSEY, P. D. et HOOTMAN, R. G. (1992). Deicing salt dispersion and effects on vegetation along highways. Case study : deicing salt deposition on the morton arboretum. *In Chemical deicers and the environment*. Boca Raton, Michigan, 1 édition. [16](#), [68](#)
- KHALILI, N. R., SCHEFF, P. A. et HOLSEN, T. M. (1995). PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and, gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment*, 29(4):533–542. [102](#)
- KIM, S.-y. et KORETSKY, C. (2013). Effects of road salt deicers on sediment biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 112(1):343–358. [8](#), [12](#), [14](#), [23](#), [29](#)
- KINCAID, D. W. et FINDLAY, S. E. G. (2009). Sources of Elevated Chloride in Local Streams : Groundwater and Soils as Potential Reservoirs. *Water, air, and soil pollution*, 203(1-4):335–342. [25](#)
- KINDSVATER, C. E. et CARTER, R. W. (1959). Discharge Characteristics Of Rectangular Thin-Plate Weirs. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 124(1):772–801. [49](#)

- KJENSMO, J. (1997). The influence of road salts on the salinity and the meromictic stability of Lake Svinsjøen, southeastern Norway. *Hydrobiologia*, 347(1):151–159. [12](#)
- KLEBER, M., NICO, P. S., PLANTE, A., FILLEY, T., KRAMER, M., SWANSTON, C. et SOLLINS, P. (2011). Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant : implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Global Change Biology*, 17(2):1097–1107. [22](#)
- KOCBACH, A., JOHANSEN, B. V., SCHWARZE, P. E. et NAMORK, E. (2005). Analytical electron microscopy of combustion particles : a comparison of vehicle exhaust and residential wood smoke. *Science of The Total Environment*, 346(1):231–243. [97](#)
- KORETSKY, C. M., MACLEOD, A., SIBERT, R. J. et SNYDER, C. (2012). Redox Stratification and Salinization of Three Kettle Lakes in Southwest Michigan, USA. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(3):1415–1427. [27](#), [71](#), [123](#)
- KORYAK, M., STAFFORD, L. J., REILLY, R. J. et MAGNUSON, P. M. (2001). Highway Deicing Salt Runoff Events and Major Ion Concentrations along a Small Urban Stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 16(1):125–134. [123](#)
- KOSKIAHO, J. (2003). Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering*, 19(5):325–337. [32](#)
- KRUSKAL, W. H. et WALLIS, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260):583–621. [83](#)
- KUHN, D. D. et YOUNG, T. C. (2005). Photolytic degradation of hexacyanoferrate (II) in aqueous media : The determination of the degradation kinetics. *Chemosphere*, 60(9):1222–1230. [18](#)
- KUOPPAMÄKI, K., SETÄLÄ, H., RANTALAINEN, A.-L. et KOTZE, D. J. (2014). Urban snow indicates pollution originating from road traffic. *Environmental Pollution*, 195:56–63. [33](#)
- LAIRD, D. A., CHAPPELL, M. A., MARTENS, D. A., WERSHAW, R. L. et THOMPSON, M. (2008). Distinguishing black carbon from biogenic humic substances in soil clay fractions. *Geoderma*, 143(1):115–122. [97](#)
- LAMPREA, K. et RUBAN, V. (2011). Pollutant concentrations and fluxes in both stormwater and wastewater at the outlet of two urban watersheds in Nantes (France). *Urban Water Journal*, 8(4):219–231. [32](#)
- LEE, H., CODY, R. D., CODY, A. M. et SPRY, P. G. (2000). Effects of various deicing chemicals on pavement concrete deterioration. In *Mid-continent transportations symposium proceedings*, pages 151–155. [15](#)
- LEE, P. K., TOURAY, J. C., BAILLIF, P. et ILDEFONSE, J. P. (1997). Heavy Metal Contamination of Settling Particles in a Retention Pond Along The A-71 Motorway in Sologne, France. *The Science of the Total Environment*, 201(1):1–15. [32](#), [33](#), [131](#), [135](#)
- LEE, P.-K., YU, Y.-H., YUN, S.-T. et MAYER, B. (2005). Metal contamination and solid phase partitioning of metals in urban roadside sediments. *Chemosphere*, 60(5):672–689. [131](#), [133](#), [136](#)
- LEGRET, M. et PAGOTTO, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of The Total Environment*, 235(1–3):143–150. [16](#), [17](#), [21](#), [86](#), [97](#), [103](#), [116](#), [122](#), [124](#), [128](#), [130](#)

- LEWIS, J. (1996). Turbidity-Controlled Suspended Sediment Sampling for Runoff-Event Load Estimation. *Water Resources Research*, 32(7):2299–2310. [86](#)
- LI, M.-H. et BARRETT, M. E. (2008). Relationship Between Antecedent Dry Period and Highway Pollutant : Conceptual Models of Buildup and Removal Processes. *Water Environment Research*, 80(8):740–747. [90](#)
- LI, X., POON, C.-s. et LIU, P. S. (2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16(11):1361–1368. [24](#)
- LI, Y., LAU, S.-L., KAYHANIAN, M. et STENSTROM, M. K. (2005). Particle Size Distribution in Highway Runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 131(9):1267–1276. [32](#), [88](#)
- LIDE, D. R. (2009). *CRC Handbook of Chemistry and Physics, 90th Edition*. Taylor & Francis. Google-Books-ID : OmkbNgAACAAJ. [55](#)
- LISIEWICZ, M., HEIMBURGER, R. et GOLIMOWSKI, J. (2000). Granulometry and the content of toxic and potentially toxic elements in vacuum-cleaner collected, indoor dusts of the city of Warsaw. *Science of The Total Environment*, 263(1):69–78. [19](#)
- LIU, C. et SHEN, Y.-m. (2008). Flow structure and sediment transport with impacts of aquatic vegetation. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B*, 20(4):461–468. [41](#)
- LONG, D. T., VOICE, T. C., CHEN, A., XING, F. et LI, S.-G. (2015). Temporal and spatial patterns of Cl^- and Na^+ concentrations and Cl/Na ratios in salted urban watersheds. *Elementa Science of the Anthropocene*, 3(0). [15](#)
- LOVETT, G. M., LIKENS, G. E., BUSO, D. C., DRISCOLL, C. T. et BAILEY, S. W. (2005). The biogeochemistry of chlorine at Hubbard Brook, New Hampshire, USA. *Biogeochemistry*, 72(2):191–232. [25](#)
- LU, S. G., ZHENG, Y. W. et BAI, S. Q. (2008). A HRTEM/EDX approach to identification of the source of dust particles on urban tree leaves. *Atmospheric Environment*, 42(26):6431–6441. [97](#)
- LUNDMARK, A. et JANSSON, P.-E. (2008). Estimating the Fate of De-icing Salt in a Roadside Environment by Combining Modelling and Field Observations. *Water, Air, and Soil Pollution*, 195(1-4):215–232. [16](#)
- LUNDMARK, A. et OLOFSSON, B. (2007). Chloride Deposition and Distribution in Soils Along a Deiced Highway – Assessment Using Different Methods of Measurement. *Water, Air, and Soil Pollution*, 182(1-4):173–185. [17](#), [24](#)
- LUSIRF (2018). Routes et rues au coeur de toutes les mobilités. Rapport d'activité, L'Union des syndicats de l'industrie routière française. [10](#)
- LÖFGREN, S. (2001). The Chemical Effects of Deicing Salt on Soil and Stream Water of Five Catchments in Southeast Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130(1-4):863–868. [8](#), [26](#)
- LÜTZOW, M. v., KÖGEL-KNABNER, I., EKSCHMITT, K., MATZNER, E., GUGGENBERGER, G., MARSCHNER, B. et FLESSA, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils : mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4):426–445. [22](#)

- MAKSIMOVIC, C., SVEINUNG, S., JADRANKA, M. et THOROLFSSON, S. (2000). *Urban drainage in cold climates. Volume II Urban drainage in specific climates*. International hydrological programme. UNESCO/IRTCUD, Paris. [33](#)
- MANCEAU, A., MARCUS, M. A. et TAMURA, N. (2002). Quantitative Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments by Synchrotron X-ray Techniques. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 49(1):341–428. [22](#), [123](#)
- MANGANGKA, I. R., LIU, A., EGODAWATTA, P. et GOONETILLEKE, A. (2015). Sectional analysis of stormwater treatment performance of a constructed wetland. *Ecological Engineering*, 77:172–179. [32](#)
- MANGANI, G., BERLONI, A., BELLUCCI, F., TATÀNO, F. et MAIONE, M. (2005). Evaluation of the Pollutant Content in Road Runoff First Flush Waters. *Water, Air, and Soil Pollution*, 160(1-4):213–228. [16](#), [21](#), [57](#), [130](#)
- MANNING, R. (1891). On the flow of water in open channels and pipes. *Transactions of the Institution of Civil Engineers of Ireland*, 20:161–207. [47](#)
- MARSALEK, J. (2003). Road salts in urban stormwater : an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology*, 48(9):61–70. [33](#), [34](#), [114](#)
- MARSALEK, J. et MARSALEK, P. M. (1997). Characteristics of sediments from a stormwater management pond. *Water Science and Technology*, 36(8):117–122. [131](#), [133](#), [135](#)
- MASON, C. F., NORTON, S. A., FERNANDEZ, I. J. et KATZ, L. E. (1999). Deconstruction of the Chemical Effects of Road Salt on Stream Water Chemistry. *Journal of Environmental Quality*, 28(1):82–91. [23](#), [25](#), [26](#)
- MAYER, T., ROCHFORD, Q., BORGMANN, U. et SNODGRASS, W. (2008). Geochemistry and toxicity of sediment porewater in a salt-impacted urban stormwater detention pond. *Environmental Pollution*, 156(1):143–151. [28](#)
- MAYER, T., SNODGRASS, W. J. et MORIN, D. (1999). Spatial characterization of the occurrence of road salts and their chlorides in canadian surface waters and benthic sediments. *Water Quality Research Journal*, 34(4):545–574. [26](#)
- MCBRIDE, M. (2000). Chemisorption and precipitation Reactions. *In Handbook of soil science*, CRC Press LLC, pages B265–B303. M.E. Summer. [24](#)
- MEEUSSEN, J. C. L., KEIZER, M. G. et DE HAAN, F. A. M. (1992). Chemical stability and decomposition rate of iron cyanide complexes in soil solutions. *Environmental Science & Technology*, 26(3):511–516. [18](#)
- MENNEER, J. C., MCLAY, C. D. A. et LEE, R. (2001). Effects of sodium-contaminated wastewater on soil permeability of two New Zealand soils. *Soil Research*, 39(4):877–891. [25](#), [104](#)
- MERIANO, M., EYLES, N. et HOWARD, K. W. F. (2009). Hydrogeological impacts of road salt from Canada’s busiest highway on a Lake Ontario watershed (Frenchman’s Bay) and lagoon, City of Pickering. *Journal of Contaminant Hydrology*, 107(1–2):66–81. [17](#), [23](#), [54](#), [58](#), [68](#), [123](#)
- MIGUEL, E. d., LLAMAS, J. F., CHACÓN, E., BERG, T., LARSEN, S., ROYSET, O. et VADSET, M. (1997). Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust : Unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, 31(17):2733–2740. [19](#)

- MILOTIC, D., MILOTIC, M. et KOPRIVNIKAR, J. (2017). Effects of road salt on larval amphibian susceptibility to parasitism through behavior and immunocompetence. *Aquatic Toxicology*, 189(Supplement C):42–49. 8, 14, 29
- MORTEAU, B., TRIFFAULT-BOUCHET, G. et MARTEL, L. (2015). Nutrient and Removal Kinetics Impacts on Salt Phytoremediation by *Atriplex patula* and *Typha angustifolia*. *Journal of Environmental Engineering*, 141(2):04014059. 145
- MUTHANNA, T. M., VIKLANDER, M., GJESDAHL, N. et THOROLFSSON, S. T. (2007). Heavy Metal Removal in Cold Climate Bioretention. *Water, Air, and Soil Pollution*, 183(1):391–402. 33
- NAGAJYOTI, P. C., LEE, K. D. et SREEKANTH, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants : a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3):199–216. 29
- NAM, K.-H., KIM, Y.-J., MOON, Y. S., PACK, I.-S. et KIM, C.-G. (2017). Salinity affects metabolomic profiles of different trophic levels in a food chain. *Science of The Total Environment*, 599-600(Supplement C):198–206. 29
- NATARAJAN, P. et DAVIS, A. P. (2015). Hydrologic Performance of a Transitioned Infiltration Basin Managing Highway Runoff. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 1(3):04015002. 32
- NEDJAÏ, R., ROVERA, G. et BONNET, M.-P. (2003). Les effets des épandages de sel sur la tourbière lacustre du Luitel (massif de Belledonne, France) : la dérivation des eaux du ruisseau du Rambert comme remède à la pollution / The effects of road salting on the Luitel lake peat bog (Belledonne massif, France). *Revue de Géographie Alpine*, 91(1):51–66. 27
- NELSON, S., YONGE, D. R. et BARBER, M. E. (2009). Effects of Road Salts on Heavy Metal Mobility in Two Eastern Washington Soils. *Journal of Environmental Engineering*, 135(7):505–510. 8, 23, 24, 25, 93, 96, 104
- NORRSTRÖM, A. C. (2005). Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20(10):1907–1919. 8, 25, 96
- NORRSTRÖM, A.-C. et BERGSTEDT, E. (2001). The Impact of Road De-Icing Salts (NaCl) on Colloid Dispersion and Base Cation Pools in Roadside Soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127(1):281–299. 8, 23, 24, 25, 93, 96, 104
- NORRSTRÖM, A. C. et JACKS, G. (1998). Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of The Total Environment*, 218(2):161–174. 15, 23, 24, 25, 135, 136
- NOVOTNY, E. V., MURPHY, D. et STEFAN, H. G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of The Total Environment*, 406(1–2):131–144. 17, 26, 27, 28, 33, 57, 58, 68, 71, 107, 114, 116, 123
- OBERTS, G. (1994). Influence of Snowmelt Dynamics on Stormwater Runoff Quality. *Watershed Protection Techniques*, 1(12):16–22. 33, 86, 97, 114
- OBERTS, G. L. (2003). Cold climate BMPs : solving the management puzzle. *Water Science and Technology*, 48(9):21–32. 16
- OHNO, T. (1990). Levels of total cyanide and NaCl in surface waters adjacent to road salt storage facilities. *Environmental Pollution*, 67(2):123–132. 18

- PAGOTTO, C. (1999). *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures, en domaine routier*. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, Poitiers. [xii](#), [21](#), [129](#)
- PERERA, N., GHARABAGHI, B. et HOWARD, K. (2013). Groundwater chloride response in the Highland Creek watershed due to road salt application : A re-assessment after 20years. *Journal of Hydrology*, 479:159–168. [17](#), [26](#)
- PERNES, P. (2003). *Hydraulique unidimensionnelle – Partie 1- Analyse dimensionnelle et similitudes - Généralité sur les écoulements unidimensionnels – Ecoulements en charge- Ecoulements surfaces libres*. Cemagref édition. [48](#)
- PETTERSSON, T. J. R. (1998). Water quality improvement in a small stormwater detention pond. *Water Science and Technology*, 38(10):115–122. [32](#), [33](#)
- POKORSKI, J., REŃSKI, A. et SAR, H. (2012). Investigation of adhesion characteristics of different tyre types in different weather conditions. *Journal of KONES*, 19(3):363–369. [9](#)
- POWELL, R. (1960). History of Manning's formula. *Journal of Geophysical Research*, 65:1310–1311. [47](#)
- PRUCKNER, F. et GJØRV, O. E. (2004). Effect of CaCl₂ and NaCl additions on concrete corrosivity. *Cement and Concrete Research*, 34(7):1209–1217. [15](#)
- QUIRK, J. P. (1986). Soil permeability in relation to sodicity and salinity. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 316(1537):297–317. [25](#)
- QUIRK, J. P. et SCHOFIELD, R. K. (1955). The Effect of Electrolyte Concentration on Soil Permeability. *Journal of Soil Science*, 6(2):163–178. [25](#)
- R CORE TEAM (2016). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [83](#)
- RAMAKRISHNA, D. M. et VIRARAGHAVAN, T. (2005). Environmental Impact of Chemical Deicers – A Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166(1-4):49–63. [8](#), [14](#), [25](#)
- REVITT, D. M., SHUTES, R. B. E., JONES, R. H., FORSHAW, M. et WINTER, B. (2004). The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *Science of The Total Environment*, 334-335:261–270. [33](#)
- RHODES, A. L. et GUSWA, A. J. (2016). Storage and release of road-salt contamination from a calcareous lake-basin fen, western Massachusetts, USA. *Science of The Total Environment*, 545:525–545. [8](#), [14](#), [23](#), [25](#), [26](#), [27](#), [71](#), [123](#), [124](#), [136](#)
- RHODES, A. L., NEWTON, R. M. et PUFALL, A. (2001). Influences of Land Use on Water Quality of a Diverse New England Watershed. *Environmental Science & Technology*, 35(18):3640–3645. [15](#), [25](#), [26](#), [113](#), [123](#)
- RICHBURG, J. A., PATTERSON, W. A. et LOWENSTEIN, F. (2001). Effects of road salt and *Phragmites australis* invasion on the vegetation of a Western Massachusetts calcareous lake-basin fen. *Wetlands*, 21(2):247–255. [29](#)
- ROBINSON, H. K., HASENMUELLER, E. A. et CHAMBERS, L. G. (2017). Soil as a reservoir for road salt retention leading to its gradual release to groundwater. *Applied Geochemistry*, 83:72–85. [23](#), [24](#), [26](#)

- RODRIGUES, P. M. S. M., RODRIGUES, R. M. M., COSTA, B. H. F., TAVARES MARTINS, A. A. L. et Esteves da SILVA, J. C. G. (2010). Multivariate analysis of the water quality variation in the Serra da Estrela (Portugal) Natural Park as a consequence of road deicing with salt. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 102(2):130–135. [12](#), [27](#)
- ROGER, S., MONTREJAUD-VIGNOLES, M., ANDRAL, M. C., HERREMANS, L. et FORTUNE, J. P. (1998). Mineral, physical and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water. *Water Research*, 32(4):1119–1125. [93](#), [97](#), [103](#)
- RONDEL, C., DAUFRESNE, M. et DANIS, P.-A. (2012). Thermo-mictic typology : Application to a classification of French lakes. Rapport final, ONEMA/IRSTEA. [vii](#), [28](#), [108](#), [113](#)
- ROSENBERRY, D. O., BUKAVECKAS, P. A., BUSO, D. C., LIKENS, G. E., SHAPIRO, A. M. et WINTER, T. C. (1999). Movement of Road Salt to a Small New Hampshire Lake. *Water, Air, and Soil Pollution*, 109(1-4):179–206. [23](#)
- RUTH, O. (2003). The effects of de-icing in Helsinki urban streams, Southern Finland. *Water Science and Technology*, 48(9):33–43. [17](#)
- SANSALONE, J. J., BUCHBERGER, S. G. et AL-ABED, S. R. (1996). Fractionation of heavy metals in pavement runoff. *Science of The Total Environment*, 189-190:371–378. [18](#), [33](#), [116](#)
- SARTOR, J. et BOYD, G. (1972). Water pollution aspects of street surface contaminants. U.S. Environmental Protection Agency, U.S. Environmental Protection Agency. [92](#)
- SCHACHTMAN, D. P., REID, R. J. et AYLING, S. M. (1998). Phosphorus Uptake by Plants : From Soil to Cell. *Plant Physiology*, 116(2):447–453. [97](#)
- SCHOUKENS, I., CAVEZZA, F., CEREZO, J., VANDENBERGHE, V., GUDLA, V. C. et AMBAT, R. (2018). Influence of de-icing salt chemistry on the corrosion behavior of AA6016. *Materials and Corrosion*, 69(7):881–887. [15](#)
- SCHROEDER, D. (1978). Structure and weathering of potassium containing minerals. In *IPI Reasearch Topics*, volume 5, pages 5–25, Suisse. [22](#)
- SEMADENI-DAVIES, A. (2006). Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden. *Hydrological Processes*, 20(1):165–182. [33](#), [34](#), [108](#), [114](#)
- SETRA (2006). Assainissement routier. guide technique, SETRA. [16](#), [31](#), [62](#)
- SETRA (2007). Pollution d'origine routière - Conception des ouvrages de traitement des eaux. guide technique, SETRA. [8](#), [31](#), [32](#)
- SETRA (2011). L'impact des fondants routiers sur l'environnement. Etat des connaissances et piste d'action. Note d'information, SETRA. [12](#), [16](#), [27](#), [68](#)
- SETRA (2013). Viabilité hivernale, Fiche pratiques "aide-mémoire". Rapport technique Série II -fiche 01, SETRA. [11](#), [12](#), [14](#), [15](#)
- SHAPIRO, S. S. et WILK, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3/4):591–611. [83](#)
- SHI, X., AKIN, M., PAN, T., FAY, L., LIU, Y. et YANG, Z. (2009). Deicer impacts on pavement materials : Introduction and recent developments. *The Open Civil Engineering Journal*, 3:16–27. [15](#)

- SHI, X., XIE, N., FORTUNE, K. et GONG, J. (2012). Durability of steel reinforced concrete in chloride environments : An overview. *Construction and Building Materials*, 30:125–138. [15](#)
- SIBERT, R., KORETSKY, C. et WYMAN, D. (2014). Cultural Meromixis : Effects Of Road-Salt On The Chemical Stratification Of An Urban Kettle Lake. *Chemical Geology*, 395. [28](#), [131](#)
- SKULTETY, D. et MATTHEWS, J. W. (2017). Urbanization and roads drive non-native plant invasion in the Chicago Metropolitan region. *Biological Invasions*, 19(9):1–14. [29](#)
- SPEARMAN, C. (1904). "General Intelligence," Objectively Determined and Measured. *The American Journal of Psychology*, 15(2):201–292. [83](#)
- SRIYARAJ, K. et SHUTES, R. B. E. (2001). An assessment of the impact of motorway runoff on a pond, wetland and stream. *Environment International*, 26(5):433–439. [21](#)
- STARZEC, P., LIND, B. B., LANNGREN, A., LINDGREN, A. et SVENSON, T. (2005). Technical and Environmental Functioning of Detention Ponds for the Treatment of Highway and Road Runoff. *Water, Air, and Soil Pollution*, 163(1-4):153–167. [32](#)
- STERNBECK, J., SJÖDIN, A. et ANDRÉASSON, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36(30):4735–4744. [130](#)
- SUAIRE, R. (2015). *Dynamique de transfert des fondants routiers dans un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières : vers une solution d'assainissement par phytoremédiation*. Thèse de doctorat, Université de Lorraine. [vii](#), [11](#), [33](#), [57](#), [69](#), [122](#), [124](#), [131](#), [134](#)
- SUAIRE, R., DURICKOVIC, I., FRAMONT-TERRASSE, L., LEBLAIN, J.-Y., ROUCK, A.-C. D. et SIMONNOT, M.-O. (2016). Phytoextraction of Na⁺ and Cl⁻ by *Atriplex halimus* L. and *Atriplex hortensis* L. : A promising solution for remediation of road runoff contaminated with deicing salts. *Ecological Engineering*, C(94):182–189. [10](#)
- SUAIRE, R., DURICKOVIC, I., SIMONNOT, M.-O. et MARCHETTI, M. (2013). Monitoring of Road Deicers in a Retention Pond. *International Journal of Measurement Technologies and Instrumentation Engineering (IJMTIE)*, 3(1):39–47. [54](#), [57](#), [58](#)
- SUN, H., ALEXANDER, J., GOVE, B. et KOCH, M. (2015). Mobilization of arsenic, lead, and mercury under conditions of sea water intrusion and road deicing salt application. *Journal of Contaminant Hydrology*, 180:12–24. [8](#), [23](#), [25](#), [27](#), [123](#)
- SURANENI, P., AZAD, V. J., ISGOR, O. B. et WEISS, W. J. (2016). Deicing Salts and Durability of Concrete Pavements and Joints. *Concrete International*, 38(4):48–54. [15](#)
- SVENSSON, T., SANDÉN, P., BASTVIKEN, D. et ÖBERG, G. (2007). Chlorine transport in a small catchment in southeast Sweden during two years. *Biogeochemistry*, 82(2):181–199. [25](#)
- TAKA, M., KOKKONEN, T., KUOPPAMÄKI, K., NIEMI, T., SILLANPÄÄ, N., VALTANEN, M., WARSTA, L. et SETÄLÄ, H. (2017). Spatio-temporal patterns of major ions in urban stormwater under cold climate. *Hydrological Processes*, 31(8):1564–1577. [26](#)
- TCHOUNWOU, P. B., YEDJOU, C. G., PATLOLLA, A. K. et SUTTON, D. J. (2012). Heavy Metals Toxicity and the Environment. *EXS*, 101:133–164. [29](#)
- TEJADA, M. et GONZALEZ, J. (2005). Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. *European Journal of Agronomy*, 23(4):336–347. [25](#)

- THUNQVIST, E.-L. (2004). Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of The Total Environment*, 325(1):29–37. [12](#), [26](#), [27](#), [123](#)
- TUCCILLO, M. E. (2006). Size fractionation of metals in runoff from residential and highway storm sewers. *Science of The Total Environment*, 355(1):288–300. [21](#)
- TURNER, D. R., WHITFIELD, M. et DICKSON, A. G. (1981). The equilibrium speciation of dissolved components in freshwater and sea water at 25°C and 1 atm pressure. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45(6):855–881. [120](#)
- VALTANEN, M., SILLANPAA, N. et SETALA, H. (2014). Effects of land use intensity on stormwater runoff and its temporal occurrence in cold climates. *Hydrological Processes*, 28(4):2639–2650. [15](#)
- VAN METER, R. J., SWAN, C. M. et SNODGRASS, J. W. (2011). Salinization alters ecosystem structure in urban stormwater detention ponds. *Urban Ecosystems*, 14(4):723–736. [8](#), [14](#), [29](#)
- VAN OSS, C. J., CHAUDHURY, M. K. et GOOD, R. J. (1988). Interfacial Lifshitz-van der Waals and polar interactions in macroscopic systems. *Chemical Reviews*, 88(6):927–941. [23](#)
- VARGAS, J.-f. (2014). Optimisation des ressources en viabilité hivernale. Matériaux et techniques de traitement. [12](#)
- VERSTRAETEN, G. et POESEN, J. (2000). Estimating trap efficiency of small reservoirs and ponds : methods and implications for the assessment of sediment yield. *Progress in Physical Geography : Earth and Environment*, 24(2):219–251. [32](#)
- WALKER, D. J. (2001). Modelling sedimentation processes in a constructed stormwater wetland. *Science of The Total Environment*, 266(1–3):61–68. [32](#)
- WANG, K., NELSEN, D. E. et NIXON, W. A. (2006). Damaging effects of deicing chemicals on concrete materials. *Cement and Concrete Composites*, 28(2):173–188. [15](#)
- WANG, S., BAXTER, L. et FONSECA, F. (2008). Biomass fly ash in concrete : SEM, EDX and ESEM analysis. *Fuel*, 87(3):372–379. [97](#)
- WATMOUGH, S. A., RABINOWITZ, T. et BAKER, S. (2017). The impact of pollutants from a major northern highway on an adjacent hardwood forest. *Science of The Total Environment*, 579:409–419. [16](#), [26](#)
- WERKENTHIN, M., KLUGE, B. et WESSOLEK, G. (2014). Metals in European roadside soils and soil solution – A review. *Environmental Pollution*, 189:98–110. [vii](#), [16](#), [19](#), [20](#), [90](#), [128](#)
- WESTERLUND, C. et VIKLANDER, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of The Total Environment*, 362(1):143–156. [15](#), [33](#)
- WESTERLUND, C., VIKLANDER, M. et BÄCKSTRÖM, M. (2003). Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden. *Water Science and Technology*, 48(9):93–101. [15](#), [33](#), [97](#), [116](#)
- WICKHAM, H. (2016). *ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. [83](#)
- WILCOXON, F. (1945). Individual Comparisons by Ranking Methods. *Biometrics Bulletin*, 1(6):80–83. [83](#)

- ZAFRA, C., TEMPRANO, J. et TEJERO, I. (2017). The physical factors affecting heavy metals accumulated in the sediment deposited on road surfaces in dry weather : a review. *Urban Water Journal*, 14(6):639–649. [16](#)
- ZANDERS, J. M. (2005). Road sediment : characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of The Total Environment*, 339(1):41–47. [92](#)
- ZHAO, H., LI, X., WANG, X. et TIAN, D. (2010). Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1):203–210. [20](#)
- ZÍTKOVÁ, J., HEGROVÁ, J. et ANDĚL, P. (2018). Bioindication of road salting impact on Norway spruce (*Picea abies*). *Transportation Research Part D : Transport and Environment*, 59:58–67. [29](#)
- ÖBERG, G. et SANDÉN, P. (2005). Retention of chloride in soil and cycling of organic matter-bound chlorine. *Hydrological Processes*, 19(11):2123–2136. [25](#)

Dynamique des flux de fondants routiers et influence sur la pollution routière au sein d'un bassin de rétention-décantation

Résumé

En conditions hivernales rigoureuses, l'application des fondants routiers (principalement du chlorure de sodium - NaCl) permet d'assurer la sécurité des usagers de réseaux. Toutefois, son utilisation généralisée entraîne des risques de contamination des écosystèmes aquatiques et terrestres. En milieu routier, le Na⁺ et Cl⁻ sont transportés par les eaux de ruissellement vers des ouvrages de traitement tels que les bassins de rétention-décantation. Or, ces bassins n'ont pas la capacité de traiter efficacement cet apport de fondants sous forme dissoute. L'objectif de cette thèse est d'étudier le transfert de ces fondants au sein du système routier et de déterminer leur rôle dans la libération des polluants en période hivernale. Les caractéristiques du bassin situé à Azerailles (Lorraine, France) sur une route nationale moyennement fréquentée ont été étudiées, ainsi que les conditions météorologiques, les salages, la composition des matières en suspension (MES) et la concentration en éléments traces métalliques (ETM). Les résultats ont permis de montrer que entre 50 et 90 % du Cl⁻ ont été collectés par le bassin. Il joue un rôle de tampon qui permet une libération du Cl⁻ dilué durant la période de ruissellement suivant la période de salage. La présence de NaCl dans les eaux a joué un rôle sur la diminution de la qualité des matières en suspension, en mettant en évidence la présence de polluants organiques en période de salage. Elle entraîne également une modification de la chimie des eaux et une augmentation des polluants métalliques (zinc).

Mots-clés : eau de ruissellement, pollution des eaux, chlorure de sodium, élément trace métallique, matière en suspension

Dynamics of deicer salt flows and influence on the road pollution into retention pond

Abstract

In severe winter conditions, the application of deicer salts (mainly sodium chloride -NaCl) ensures the safety of network users. However, its spreading carries contamination risks of aquatic and terrestrial ecosystems. On the road, Na⁺ and Cl⁻ are transported by runoff water to retention-decantation ponds. These ponds do not have the capacity to efficiently treat this flux of deicer salts in dissolved form. In addition, they allow the modification of water and soil chemistry, generating the mobility of metallic pollutants. The objective of this thesis is to study the deicer salt transfer and to determine its role in the release of pollutants during winter. The characteristics of the pond located in Azerailles (Lorraine, France) on a medium-frequented national road were studied, as well as the weather and salting conditions, the composition of the suspended matters and the concentration of traces metals. The results highlighted that between 50 and 90 % of Cl⁻ was collected by the pond. The pond acts as a buffer which allows a release of the collected Cl⁻ diluted during the runoff period following the salting period. The presence of NaCl in runoff water reduced the quality of suspended solids with the presence of organic markers of road pollution and the increase of zinc. It also influenced the increase of zinc in water, the chemical composition and the speciation of elements.

Keywords : runoff water, water pollution, sodium chloride, trace metal, suspended solid