



HAL
open science

Dynamique de transfert des fondants routiers dans un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières : vers une solution d'assainissement par phytoremédiation

Rémi Suaire

► **To cite this version:**

Rémi Suaire. Dynamique de transfert des fondants routiers dans un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières : vers une solution d'assainissement par phytoremédiation. Génie des procédés. Université de Lorraine, 2015. Français. NNT : 2015LORR0116 . tel-01613348

HAL Id: tel-01613348

<https://theses.hal.science/tel-01613348>

Submitted on 9 Oct 2017

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>

THÈSE DE DOCTORAT

Pour obtenir le titre de

Docteur de l'université de Lorraine

Spécialité : Génie des Procédés et des Produits

Présentée par

Rémi SUAIRE

Dynamique de transfert des fondants routiers dans un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières : vers une solution d'assainissement par phytoremédiation

Soutenue le 9 octobre 2015 devant un jury composé de :

<i>Rapporteurs :</i>	Mme Cécile DELOLME	Ingénieur divisionnaire, ENTPE – LEHNA, Lyon
	M. Marnik VANCLOOSTER	Professeur, Université Catholique de Louvain – ELIE, Louvain
<i>Examineurs :</i>	Mme Béatrice BECHET	Chargée de recherche, IFSTTAR – LEE, Nantes
	Mme Marie-Noelle PONS	Professeur, Université de Lorraine, Nancy
<i>Directrice de thèse :</i>	Mme. Marie-Odile SIMONNOT	Professeur, Université de Lorraine, Nancy
<i>Encadrante de thèse :</i>	Mme Ivana DURICKOVIC	Chargée de recherche, Cerema – DTerEst, Nancy
<i>Invités :</i>	M. Didier GILOPPÉ	Ingénieur, Cerema – Dtec ITM, Rouen
	M. Jean-Philippe BEDELL	Chargé de recherche, ENTPE – LEHNA, Lyon

Laboratoire Réactions et Génie des Procédés - UMR 7274

Centre d'Études et d'Expertise sur les Risques, l'Environnement, la Mobilité et l'Aménagement
- DTerEst

Remerciements

Mes remerciements s'adressent en tout premier lieu à mes deux encadrantes pour leur implication et leur investissement dans ce travail de thèse. Merci à Ivana Durickovic, toujours présente au quotidien, qui a su m'encourager lorsque c'était nécessaire, me pousser s'il le fallait et m'accompagner du début à la fin de ce projet de longue haleine. Merci à Marie-Odile Simonnot qui, avec Ivana, m'a initié à la recherche, qui a toujours su intervenir à bon escient pour donner à mes travaux une valeur scientifique, et m'a aussi remis sur le chemin lorsque j'ai pu m'en éloigner.

Je tiens également à remercier Cécile Delolme et Marnik Vanclooster d'avoir accepté de faire partie du jury de thèse et d'en être les rapporteurs. Mes remerciements sont également adressés à Marie-Noëlle Pons et Béatrice Béchet pour avoir accepté d'examiner ce travail de thèse en faisant partie du jury. Enfin un grand merci à Didier Giloppé et Jean-Philippe Bedell pour leur participation à ce jury de thèse.

Merci à tous les membres du comité de thèse, Philippe Branchu pour la Dter IDF du Cerema, Adel Bensalem pour la DIR-Est, Pierre-Marie Badot de l'Université de Franche Comté, Jean-Philippe Bedell du LEHNA et Jean-Louis Morel du LSE, merci pour votre disponibilité, vos conseils avisés et merci pour les échanges scientifiques de grande qualité que nous avons entretenu pendant 3 ans.

Je remercie les Directions de la Direction territoriale Est du Cerema et du Laboratoire de Nancy, Sophie-Charlotte Valentin, Hubert Perrier, Georges Kuntz et Hervé Mangnan, ainsi que les chefs de groupe Mario Marchetti et Fabrice Arki pour l'attention portée à mes travaux, et le travail effectué pour me permettre de les réaliser et les valoriser au mieux.

J'adresse également mes remerciements aux différents partenaires de la thèse, sans qui ce travail n'aurait pu être mené à bien. Merci à la DIR-Est et en particulier à Jean-Luc Marchal pour l'accès au bassin de Chenevières, les informations concernant les épandages de sel, mais aussi et surtout pour sa gentillesse et sa disponibilité. Merci également au GEMCEA et à son directeur, Rémy Claverie, pour l'appui technique et financier et le suivi des travaux de thèse. Je remercie également les membres du LSE (et en particulier Emile Benizri) qui, par leurs conseils avisés, ont accompagné mes essais sur les végétaux halophiles. Merci également aux membres du LRGP, Steve Pontvianne et Claire Hazotte et à son directeur Laurent Falk, pour leur soutien scientifique et technique et leur gentillesse.

Un remerciement tout particulier s'adresse à mes collègues de la Dter Nord Picardie du Cerema, Jean-Yves Leblain, Anne-Claire Derouck, Ludovic Burghgraeve, Céline Chouteau et Sébastien Liénard pour le temps que nous avons passé sur les essais sur les végétaux, pour leur patience, leur bonne humeur et l'appui apporté à mes travaux.

Je tiens à remercier également tous les membres du laboratoire de Nancy, pour leur soutien personnel ou professionnel et pour leur présence au quotidien. L'équipe de la chimie Lucie, Laurent, Karine, Abdeljallil et Guillaume, qui m'ont supporté, accompagné, poussé et soutenu durant toute la thèse. Les stagiaires et vacataires également qui ont participé à ce travail, Natacha Massenet et Justine Mih, qui ont su s'investir dans leur travail et donc dans le mien, et que j'ai eu plaisir à encadrer dans le cadre de ma thèse, sans oublier Céline, qui a supporté mon "organisation" et a toujours su canaliser mes efforts et les siens pour faire avancer mes travaux. Merci à Rémi Wagner pour sa patience et la pédagogie dont il sait faire preuve pour faire découvrir son travail, et merci à tout le groupe ICE, Ivana, Stéphanie, Ethel, Laurent, Damien, Stéphane, Mathieu, Julien, Rémy, Stéphane, Bruno, Karl et Mario pour leur présence au quotidien, les échanges scientifiques, et non scientifiques aussi ! Merci enfin à mes éternels camarades de bureau, François et Ryad, qui par leurs conseils et leur bonne humeur ont participé grandement à

ce travail de thèse, et bien sûr à Abderrahmen avec qui j'aurai partagé du premier au dernier jour les angoisses et les joies d'une thèse.

Merci enfin à tous ceux qui m'ont accompagné de près ou de loin pendant ces trois ans, collègues, amis, famille. Merci à mes parents qui m'ont toujours soutenu dans mes études et dans ma vie et à mes frères et sœur qui, non contents de m'avoir supporté, m'ont permis de m'accomplir et participer à faire de moi ce que je suis.

Table des matières

Introduction	1
1 Contexte de la viabilité hivernale et objectifs de la thèse	5
1.1 Les fondants routiers : utilisation et devenir	6
1.1.1 Définition et emploi des fondants routiers	6
1.1.1.1 Définition et fonctionnement	6
1.1.1.2 Modes de traitement des chaussées par les fondants	7
1.1.2 Transfert des fondants dans l'environnement	9
1.1.2.1 Rejet de fondants dans l'environnement	9
1.1.2.2 Répartition des fondants dans les compartiments environnementaux	10
1.2 Impacts environnementaux des fondants routiers	12
1.2.1 Dispersion et transfert dans les systèmes dulçaquicoles	12
1.2.1.1 Effets sur les eaux superficielles	12
1.2.1.2 Effets sur les eaux souterraines	13
1.2.2 Transfert et impact sur les sols	14
1.2.2.1 Effets sur la structure du sol et ses caractéristiques physico-chimiques	14
1.2.2.2 Effets sur la remobilisation des métaux lourds et autres composés minéraux	15
1.2.3 Impact sur la biocénose	16
1.2.3.1 Effets sur les micro-organismes	17
1.2.3.2 Effets sur la macrofaune	17
1.2.3.3 Effets sur la flore supérieure	19
1.2.3.4 Effets à l'échelle de l'écosystème	22
1.3 Fondants routiers, pollution routière et assainissement	23
1.3.1 Pollution routière : place et influence des fondants routiers sur les émissions et la dispersion dans l'environnement	23
1.3.1.1 Émissions de polluants liées à l'application de fondants routiers	24
1.3.1.2 Rôle des fondants routiers dans la dispersion des polluants	25
1.3.2 Assainissement routier : le traitement des fondants routiers encore peu développé	26
1.3.2.1 Gestion de la pollution routière par bassin de rétention	26
1.3.2.2 Fondants routiers et bassins de rétention	32
1.3.3 Pollution routière, bioindicateurs, bioessais et biomarqueurs	33
1.3.3.1 Utilisation de bioessais pour mettre en évidence la pollution au NaCl	33
1.3.3.2 Bassins de rétention des eaux de ruissellement routières : réservoirs de biodiversité ou piège pour espèces sensibles?	34
1.4 Phytoremédiation et phytodésalinisation, des solutions d'assainissement prometteuses en développement	35
1.4.1 La phytoremédiation, une solution environnementale aux problèmes de pollution du sol et des eaux	35
1.4.1.1 La phytoremédiation : une technique, différentes stratégies	35

1.4.1.2	La phytoremédiation : limites et devenir des végétaux employés	37
1.4.2	La phytodésalinisation, une utilisation innovante des plantes halophytes	38
1.4.2.1	La phytoextraction du NaCl : quelles espèces pour quels objectifs?	38
1.4.2.2	La phytodésalinisation en milieu routier, des contraintes spécifiques	41
1.5	Conclusions et objectifs de la thèse	45
2	Transfert et dynamique d'échange dans les systèmes d'assainissement	47
2.1	Introduction	48
2.2	Matériels et méthodes	48
2.2.1	Site d'étude expérimental : le bassin de Chenevières	48
2.2.2	Prélèvement et conservation d'échantillons du site de Chenevières	50
2.2.3	Mesures et analyses sur les échantillons du bassin de Chenevières	50
2.2.3.1	Caractérisation de la qualité de l'eau du bassin de Chenevières	50
2.2.4	Suivi des données météorologiques et des épandages de fondants routiers	51
2.2.5	Analyse statistique	52
2.3	Résultats	52
2.3.1	Détection et identification des fondants dans les réseaux d'assainissement	52
2.3.1.1	Identification des fondants dans les réseaux d'assainissement	52
2.3.1.2	Détection des fondants dans les réseaux d'assainissement	55
2.3.2	Évolution de la concentration en ions Cl^- et Na^+ : le transfert des fondants dans les réseaux d'assainissement routiers	56
2.3.2.1	Transfert des fondants de la route vers les réseaux d'assainissement	56
2.3.2.2	Transfert des fondants des bassins de rétention routiers vers le milieu naturel	60
2.3.3	Bilan de masse de fondants transférés dans les réseaux d'assainissement routiers	63
2.3.3.1	Calcul de la masse de fondants entrant dans le bassin	64
2.3.3.2	Calcul de la masse de fondants sortant du bassin	66
2.3.4	Efficacité des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières : influence des fondants sur l'abattement de la pollution	68
2.3.4.1	Transfert de polluants métalliques dans le bassin de rétention de Chenevières	68
2.3.4.2	Analyse statistique préliminaire	71
2.3.4.3	Spéciation des éléments dans les eaux du bassin de Chenevières	80
2.3.4.4	Influence des fondants routiers sur le transfert des polluants métalliques dans les réseaux d'assainissement : cas du Zn	83
2.4	Discussion générale et conclusions	87
2.4.1	Transfert des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement	87
2.4.2	Influence des pratiques d'épandages en période hivernale sur le transfert de la pollution métallique	88
3	Impact des fondants routiers sur l'abattement de la pollution	91
3.1	Introduction	92
3.2	Matériels et méthodes	93
3.2.1	Prélèvement et conservation d'échantillons du site de Chenevières	93
3.2.2	Analyse du fonctionnement du bassin : essais et mesures en laboratoire	95

3.2.2.1	Caractérisation de la qualité des sédiments du bassin de Chenevières . .	95
3.2.2.2	Influence de la salinité sur la mobilité des ETM dans les sédiments de bassin d'assainissement routiers	96
3.3	Résultats	97
3.3.1	Qualité globale des sédiments	98
3.3.2	Spéciation des éléments traces métalliques et des cations alcalins	105
3.3.2.1	Labilité des ETM : extractions au CaCl ₂	105
3.3.2.2	Spéciation dans les sédiments du bassin : extractions sélectives	106
3.3.3	Mobilité des éléments traces métalliques et des cations alcalins : lixiviation en batch	115
3.3.3.1	Influence de la salinité et du pH sur la mobilité des ETM	115
3.3.3.2	Influence de la salinité et du pH sur les variations du pH final de la solution	118
3.4	Discussion générale et conclusions	121
3.4.1	Qualité des sédiments du bassin de Chenevières et des sols du bord de la RN 59	121
3.4.2	Spéciation des ETM : variabilité temporelle et mobilité potentielle	122
3.4.3	Mobilité des ETM sous l'effet des fondants routiers	123
4	Sélection d'halophytes pour le traitement des eaux de ruissellement	125
4.1	Introduction	126
4.2	Matériels et méthodes	127
4.2.1	Sélection et implantation des halophytes dans les réseaux d'assainissement routiers	127
4.2.1.1	Sélection des halophytes pour la phytodésalination : des plantes tolérantes et disponibles	127
4.2.1.2	Implantation des halophytes pour la phytodésalination : différentes stratégies selon les situations	129
4.2.2	Essais de germination, croissance et bioaccumulation de chlorure de sodium et d'Éléments Traces Métalliques	131
4.2.2.1	Obtention et conservation des graines	131
4.2.2.2	Caractéristiques du sable	131
4.2.2.3	Essais de germination, croissance et bioaccumulation	131
4.2.2.4	Mesures et analyses effectuées pendant et après l'essai	133
4.3	Résultats	133
4.3.1	Caractéristiques du sable	133
4.3.2	Résultats obtenus avec <i>Armeria maritima</i> : phytostabilisation ou phytoextraction dans les réseaux de collecte	134
4.3.2.1	Germination et survie d' <i>Armeria maritima</i>	134
4.3.2.2	Croissance et consommation d'eau : effet du stress salin sur <i>Armeria maritima</i>	135
4.3.2.3	Bioaccumulation de Na, K, Ca, Mg, Cl et Zn dans les parties aériennes de la plante	137
4.3.3	Résultats obtenus avec <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. : phytostabilisation ou phytoextraction par filtres plantés ou marais artificiels	143
4.3.3.1	Germination et survie d' <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L.	144

4.3.3.2	Croissance et consommation d'eau : effet du stress salin sur <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L.	147
4.3.3.3	Bioaccumulation de Na, K, Ca, Mg et Cl dans les parties aériennes de la plante	154
4.3.3.4	Bioaccumulation de Ni et Zn dans les parties aériennes de la plante . . .	161
4.4	Discussion générale et conclusions	164
4.4.1	Phytoextraction de sodium et phytostabilisation du zinc dans les réseaux de collecte des eaux de ruissellement	165
4.4.2	Phytoextraction de sodium, de chlorure et de zinc dans un système d'assainissement complémentaire des bassins de rétention existants	165
4.4.3	Développement d'une solution d'assainissement par phytoremédiation	166
	Conclusion	169
	Bibliographie	175
	A Protocole de mesure de la capacité de rétention d'eau d'un sol	189
	B Protocole de préparation de la solution d'Hoagland	203

Table des figures

1.1	Quantités annuelles de fondants épandus sur les routes en France depuis 40 ans (Setra, 2011).	6
1.2	Diagramme de phase d'une saumure.	8
1.3	Dispersion des fondants routiers en dehors de la chaussée, adapté de Blomqvist (2001).	10
1.4	Cumul de sel dispersé hors de la chaussée en 2 mois (Kimura <i>et al.</i> , 2006)	11
1.5	Mécanismes impliqués dans la conversion des métaux entre les différentes fraction solubles et particulaires sous l'effet des ions Na^+ et/ou Cl^-	16
1.6	Représentation schématique des différentes stratégies de phytoremédiation (Favas <i>et al.</i> , 2014)	36
1.7	Filtre planté horizontal à alimentation continue et homogène (Iwema, 1999)	42
1.8	Filtre planté vertical à alimentation alternée et séquencée (Iwema, 1999)	42
1.9	Schéma de synthèse de la démarche adoptée pour la thèse	46
2.1	Site de l'étude : le bassin de rétention des eaux de ruissellement routières de Chenevières.	49
2.2	Relation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} dans l'ensemble des échantillons d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières prélevés entre novembre 2012 et avril 2015.	53
2.3	Observation de l'influence de l'épandage de fondants routiers sur la corrélation entre $[\text{Na}^+]$ et $[\text{Cl}^-]$ dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin d'assainissement de Chenevières.	54
2.4	Recherche de corrélations entre la conductivité et les concentrations en Cl^- (a) et Na^+ (b) lors de l'hiver 2014–2015.	55
2.5	Évolution des concentration en Na dissous, Na total et concentration moyennes par événement en MES durant l'hiver 2014–2015 en entrée du bassin de Chenevières.	58
2.6	Évolution de la concentration en Cl^- dans l'eau de sortie du bassin de Chenevières durant l'hiver 2012–2013 (adapté de Suaire <i>et al.</i> (2013))	60
2.7	Comparaison de l'évolution de la teneur en fondants des eaux de sortie du bassin en fonction du cumul de pluie observé après la fin des épandages entre le 5 mars et le 31 mai 2013.	61
2.8	Comparaison de la concentration en Na^+ à la surface et en profondeur dans les eaux du bassin de Chenevières.	62
2.9	Conductivité de l'eau en entrée de bassin du 10 au 14 décembre 2014.	65
2.10	Analyse en composante principale pour les hivers 2012–2013 et 2014–2015 sans distinction entre les échantillons	72
2.11	Analyse en composante principale pour les échantillons d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières pour l'hiver 2012–2013, cercles des corrélations et projections des échantillons	75
2.12	Analyse en composante principale pour les échantillons d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières pour l'hiver 2014–2015, cercles des corrélations et projections des échantillons	77
2.13	Spéciation des éléments alcalins et du Zn dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières.	81

2.14	Spéciation des éléments alcalins et du Zn en période d'épandage ou non dans l'ensemble des échantillons prélevés sur le bassin de Chenevières : hiver 2014–2015.	82
2.15	Évolution des concentrations en Na et en Zn dissous et particulaire en entrée de bassin durant l'hiver 2014–2015	85
2.16	Évolution des concentrations en Na et en zinc dissous et particulaire en sortie de bassin durant l'hiver 2014–2015.	86
3.1	Représentation schématique de la dynamique d'échange des ETM dans un système eau/sédiment, adapté de Serpaud <i>et al.</i> (1994).	93
3.2	Échantillonnage de sédiments dans le bassin de Chenevières.	94
3.3	Distribution des ETM déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 (A, B et C).	107
3.4	Distribution des éléments alcalins déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 (A, B et C).	108
3.5	Distribution des ETM déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 (A, B et C)	110
3.6	Distribution des éléments alcalins déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 (A, B et C).	111
3.7	Teneur en cations et ETM dans le lixiviant après lessivage des échantillons du bassin de Chenevières (prélevés le 31 octobre 2014) par les solutions d'Eau UltraPure (EUP) et de NaCl à 2 g/L, à pH 7 et pH 10 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)	116
3.8	Teneur en cations et ETM dans le lixiviant après lessivage des échantillons du déssableur (prélevés le 31 octobre 2014) par les solutions d'Eau UltraPure (EUP) et de NaCl à 5 g/L, à pH 7 et pH 10 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)	117
4.1	Photographies des plantes utilisées pour les essais de germination et croissance	129
4.2	Schéma de principe de l'implantation des halophytes dans les réseaux d'assainissement routiers	130
4.3	Déroulement des essais de germination, croissance et bioaccumulation sur les halophytes.	132
4.4	Effet de la salinité sur la germination des graines et la survie chez <i>Armeria maritima</i> (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	134
4.5	Masse Sèche et Masse Fraîche moyenne par plante chez <i>Armeria maritima</i> en fonction du traitement après 60 jours (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)	135
4.6	Teneur en Eau moyenne chez <i>Armeria maritima</i> en fonction de la concentration en NaCl dans la solution nutritive (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)	136
4.7	Accumulation de Na, K, Ca et Mg dans les parties aériennes d' <i>Armeria maritima</i> en fonction du traitement en NaCl après 60 jours d'essai (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	138

4.8	Rapport Na/K chez <i>Armeria maritima</i> dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en g/L), Na ⁺ et K ⁺ sont exprimés en mmol/g de MS pour le calcul (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$). La régression linéaire (courbe rouge) ne prend pas en compte pour le calcul la valeur à 10 g/L.	139
4.9	Phytoaccumulation de chlorures et ajustements osmotiques dans les parties aériennes.	140
4.10	Accumulation de Zn chez <i>Armeria maritima</i> dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en mg/L) (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	141
4.11	Rapport Na/K molaire et MF par plante après 60 jours pour <i>Armeria maritima</i>	142
4.12	Effet de la salinité sur la germination des graines et la survie chez <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	144
4.13	Effet de la salinité et d'une contamination au zinc sur la germination des graines et la survie chez <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	145
4.14	Masse Fraîche (a) et Masse Sèche (b) moyennes par plante pour les parties aériennes chez <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. lors de l'Essai 1 en fonction du traitement en NaCl après 60 j (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	148
4.15	Masse Fraîche (gauche) et Masse Sèche (droite) moyennes par plante dans les parties aériennes d' <i>Atriplex halimus</i> (haut) et <i>Atriplex hortensis</i> L. (bas) lors de l'Essai 2 en fonction du traitement en NaCl et de la contamination au zinc après 60 jours (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	149
4.16	Teneur en Eau moyenne des parties aériennes chez <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. en fonction de la concentration en NaCl dans la solution nutritive lors de l'Essai 1 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	150
4.17	Teneur en Eau moyenne des parties aériennes d' <i>Atriplex halimus</i> (a) et <i>Atriplex hortensis</i> L. (b) en fonction de la concentration en NaCl et de la contamination au zinc dans la solution nutritive lors de l'Essai 2 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	151
4.18	Accumulation de Na, K, Ca et Mg dans les parties aériennes d' <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. lors de l'Essai 1 en fonction du traitement en NaCl après 60 jours d'essai (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	154
4.19	Rapport Na/K chez <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en mg/L) lors de l'Essai 1, Na ⁺ et K ⁺ sont exprimés en mmol/g de MS pour le calcul (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	155
4.20	Phytoaccumulation de chlorure et ajustements osmotiques dans les parties aériennes pour l'Essai 1	156
4.21	Accumulation de Na et K dans les parties aériennes d' <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. en fonction du traitement en NaCl et de la contamination au zinc lors de l'Essai 2 après 60 jours d'essai (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	157

4.22	Rapport Na/K chez <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en mg/L) et de la contamination en zinc lors de l'Essai 2, Na ⁺ et K ⁺ sont exprimés en mmol/g de MS pour le calcul (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	158
4.23	Ajustement linéaire entre le rapport molaire Na/K et la MF par plante après 60 jours pour <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. lors de l'Essai 2.	159
4.24	Accumulation de Zn et Ni dans les parties aériennes d' <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. en fonction du traitement (NaCl en mg/L) et de la contamination en zinc (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	161
4.25	Accumulation de Zn dans les parties aériennes d' <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. en fonction du traitement (NaCl en mg/L) et de la contamination en zinc (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).	162
4.26	Dynamique de transfert des fondants routiers dans un bassin de rétention	171
4.27	Vers une solution d'assainissement des eaux de ruissellement routières par phytoremédiation	172

Liste des tableaux

1.1	Gammes des seuils de toxicité estimés pour le sol et l'eau pour diverses formes de plantes (Cain <i>et al.</i> , 2001)	20
1.2	Composition du NaCl utilisé comme fondant routier hors éléments traces métalliques, adapté de Lausecker (2009)	24
1.3	Comparaison des teneurs en métaux (en ppm) dans les différentes sources de pollution routière (Pagotto, 1999)	25
1.4	Teneurs moyennes en métaux lourds dans les eaux de ruissellement routières et les boues de bassins d'assainissement divers	28
1.5	Quantité de HAP (en ppm de boues sèches) d'après Durand (2003)	29
1.6	Teneurs moyennes en polluants dans les eaux de ruissellement routières (Tromp <i>et al.</i> , 2012) et les boues du bassin de rétention de Cheviré en France (classés par phases géochimiques, résultats obtenus suite à une extraction séquentielle réalisée selon le schéma du Bureau Communautaire de Référence) (Clozel <i>et al.</i> , 2006 ; Durand, 2003)	30
1.7	Avantages et inconvénients des techniques de phytoextraction, adapté de Chappell (1998)	38
1.8	Utilisation des halophytes pour la phytoremédiation.	40
1.9	Avantages et inconvénients des dispositifs de traitement végétalisés adaptables pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières (Certu, 2008 ; Davis, 1995 ; Tanner <i>et Headley</i> , 2011)	44
2.1	Évolution des moyennes mensuelles des paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau d'entrée du bassin de Chenevières durant l'hiver 2014–2015.	57
2.2	Concentrations moyennes en cations majoritaires et en Cl^- dans les eaux entrant et sortant du bassin durant les hiver 2012–2013 et 2014–2015.	69
2.3	Concentrations moyennes en Éléments Traces Métalliques dans les eaux entrant et sortant du bassin durant les hiver 2012–2013 et 2014–2015.	70
2.4	Concentrations moyennes en anions majoritaires dans les eaux entrant et sortant du bassin durant l'hiver 2014–2015.	70
2.5	Concentrations moyennes en CO_2 dissous, HCO_3^- et CO_3^{2-} dans les eaux entrant et sortant du bassin durant l'hiver 2014–2015.	71
2.6	Concentrations et spéciation moyennes mensuelles des fondants routiers et du Zn durant l'hiver 2014–2015.	84
3.1	Description des étapes utilisées lors des extractions sélectives sur les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières.	97
3.2	Granulométrie des sédiments du bassin de Chenevières et des sols du bord de la RN 59.	99
3.3	Caractéristiques physico-chimiques globales des sédiments du bassin de Chenevières et des sols du bord de la RN 59.	99
3.4	Teneurs en éléments majeurs dans les sédiments du bassin de Chenevières et les sols du bord de la RN 59.	101

3.5	Teneurs en ETM dans les sédiments du bassin de Chenevières et les sols du bord de la RN 59.	101
3.6	Valeurs de Définition de Source-Sol permettant de définir si un sol peut être une source de pollution (BRGM, 2000).	103
3.7	Teneurs en ETM mobilisables par une solution de CaCl ₂ à 0,01 mol/L et pH des solutions d'extraction pour les sédiments du bassin de Chenevières et les sols du bord de la RN 59.	105
3.8	Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 ($\mu\text{g/g}$) : Éléments Traces Métalliques.	107
3.9	Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 (mg/g) : cations alcalins.	108
3.10	Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 ($\mu\text{g/g}$) : Éléments Traces Métalliques.	110
3.11	Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 (mg/g) : cations alcalins.	111
3.12	Proportion de cations extrait par les différents lixiviants par rapport à la concentration totale dans les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevière.	118
3.13	Proportion de cations extrait par les différents lixiviants par rapport à la fraction échangeable et acido-soluble dans les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevière. . .	119
3.14	pH des lixiviants après 96 h d'agitation continue en contact avec les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevière.	119
4.1	Récapitulatif des plantes halophiles sélectionnées et description de leurs caractéristiques.	128
4.2	Concentration en cations majoritaires et en zinc (et proportion calculée pour la forme chimique majoritaire) dans la solution nutritive utilisée pour les essais en pot.	132
4.3	Caractéristiques granulométriques du sable utilisé pour les expériences.	133
4.4	Caractéristiques physico-chimiques du sable utilisé pour les essais de germination, croissance et bioaccumulation.	133
4.5	Teneurs totales et fraction extraite au CaCl ₂ en ETM dans le sable utilisé pour les essais de germination, croissance et bioaccumulation.	134
4.6	Facteur de bioconcentration (FBC) et rendement d'extraction en sodium pour <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. en fonction du traitement NaCl et de la contamination en zinc pour les Essais 1 et 2	160
B.1	Volumes de solutions mères à mélanger pour préparer la solution d'Hoagland	204

Introduction générale

Depuis quelques décennies, le réseau routier s'est considérablement développé en France. Le réseau autoroutier, par exemple, est passé de moins de 1 000 km en 1970 à plus de 11 000 km en 2011 (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie). En même temps, les exigences en termes de niveau de service et de sécurité ont beaucoup augmenté. Ainsi, pour maintenir la sécurité des usagers, des quantités importantes de fondants routiers sont épandues en période hivernale. En France, elles représentent 200 000 à 2 000 000 de tonnes chaque année (pour une moyenne de 1 238 000 tonnes/an entre 2000 et 2010), malgré une évolution des pratiques visant à en rationaliser l'usage. Le fondant le plus utilisé est le chlorure de sodium (NaCl) dans 99 % des cas. Ce fondant est appliqué sur la route sous forme de sel sec ou de saumure, il est transféré dans l'environnement directement par projection ou ruissellement, ou après collecte des eaux dans les réseaux d'assainissement routier. En effet, les routes et autoroutes sont équipées de bassins de rétention destinés à recevoir les eaux de ruissellement. Ces bassins initialement conçus pour contrôler les rejets d'eau pluviale d'un point de vue quantitatif (pour limiter l'influence des infrastructures routières sur le risque inondation) sont aujourd'hui dimensionnés pour répondre à la problématique du contrôle de la pollution routière accidentelle (afin de la circonscrire avant un éventuel rejet dans le milieu naturel). Vis-à-vis des fondants, ces bassins jouent essentiellement un rôle de stockage temporaire et de régulation des flux. Le chlorure de sodium est ensuite rejeté dans l'environnement, en particulier dans les eaux superficielles.

Les ions Na^+ et Cl^- , bien que particulièrement mobiles, ne sont pas considérés comme des polluants au regard de la législation française. Par conséquent, ils ne font l'objet d'aucun suivi particulier dans les réseaux d'assainissement routiers. Pourtant, le transfert des fondants routiers vers l'environnement provoque une augmentation significative des concentrations en Na^+ et Cl^- dans tous les compartiments environnementaux : les eaux superficielles et souterraines, les sols et le biote associé. Cette augmentation peut avoir des conséquences dramatiques sur la biodiversité, de l'échelle de l'individu à celle de l'écosystème. En effet, de nombreuses espèces sensibles sont concernées (micro-organismes terrestres et aquatiques, animaux et végétaux, etc.) et la ressource en eau elle-même est parfois menacée. S'il n'existe pas de limite réglementaire pour les concentrations en Na^+ et Cl^- dans les eaux de ruissellement routières, elles font l'objet d'une réglementation pour les eaux destinées à la consommation. La concentration maximale admissible en chlorure et en sodium est de 200 mg/L dans ces eaux. Le rejet d'eaux de ruissellement routières chargées en sel peut contribuer de manière importante à la concentration en chlorure et sodium dans l'environnement.

En plus de son effet écotoxique direct, le chlorure de sodium en excès peut modifier la spéciation d'autres éléments chimiques. Son ajout à concentration élevée se traduit par un choc de salinité, qui a au moins deux conséquences principales :

- il perturbe les équilibres géochimiques et donne lieu à des réactions d'échange d'ions, complexations etc., ce qui peut augmenter la disponibilité et la mobilité d'éléments traces métalliques, comme le zinc et le cadmium, eux-mêmes toxiques ;
- il peut contribuer à mobiliser la fraction colloïdale souvent porteuse de ces éléments en traces métalliques (lors de la décroissance de la salinité).

Pour ces raisons, il est essentiel de mieux comprendre le devenir des fondants routiers après épandage et leur dynamique suite à la collecte des eaux de ruissellement routières dans les bassins de rétention.

Pour dépasser le simple constat de la pollution, on peut s'intéresser ensuite à la problématique du traitement. Les ions Cl^- et Na^+ en solution sont difficiles à séparer du reste de la solution. Un grand nombre de procédés existent pour le dessalement de l'eau, ils ont été essentiellement conçus pour le dessalement de l'eau destinée à la consommation. On peut citer notamment la distillation, l'échange d'ions, des opérations de séparation membranaire (nanofiltration, osmose inverse, électrodialyse). Toutefois, ces procédés sont coûteux et non adaptés au contexte routier. Par ailleurs, il existe des végétaux capables de tolérer et même bioaccumuler le chlorure de sodium. Ces végétaux appelés halophytes sont généralement tolérants à d'autres formes de stress, comme la sécheresse ou l'exposition à des quantités importantes d'éléments traces métalliques. C'est pourquoi l'utilisation des halophytes en phytoremédiation, ou phytodésalinisation, apparaît comme une technique prometteuse qui pourrait s'avérer particulièrement avantageuse si elle pouvait être adaptée aux contraintes du milieu routier.

La compréhension de la dynamique des fondants routiers dans les bassins de rétention et le traitement des eaux de ruissellement chargées en chlorure de sodium peuvent se traduire en une série de questions scientifiques, avant d'aborder les problématiques opérationnelles :

- Quelle proportion des fondants épandus est effectivement collectée dans les bassins d'assainissement routier ?
- Les bassins existants ont-ils une fonction de rétention des fondants routiers ?
- Quelle est l'influence des fondants sur l'émission, la dispersion et le rejet des ETM en sortie des bassins d'assainissement routiers ?
- Le développement d'une solution spécifique de phytodésalinisation est-il possible ?
- Quelles halophytes peuvent être sélectionnées pour la phytoremédiation en milieu routier ?

Pour apporter des réponses à ces questions, des expérimentations ont été menées sur un bassin de rétention considéré comme un bassin modèle, le bassin de rétention situé à Chenevières (Lorraine), au bord de la route nationale RN 59. Ce bassin a été construit selon les préconisations du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (Setra, 2006). Il s'agit d'un bassin de rétention imperméabilisé à volume mort fonctionnel et situé sur une route mise en service en 2009. Cette route est soumise à d'importants salages (du fait du niveau de service imposé sur une route nationale, et de son entretien par les services de l'état, à savoir la DIR – Est) et présente un état proche de l'état initial des bassins lors de leur conception. Aucun entretien n'a encore été effectué au début de la thèse, ni curage ni modification fonctionnelle.

L'objectif de ce travail de thèse est donc de contribuer d'un point de vue qualitatif au contrôle de l'impact des fondants routiers sur l'environnement en observant d'une part leur transfert de la route vers les réseaux d'assainissement routier puis en sortie de ces réseaux vers l'environnement, et d'autre part leur influence sur la mobilité des polluants du domaine routier. En fonction des conclusions tirées de l'observation des réseaux existants, une approche pourra être sélectionnée pour répondre à la problématique de l'assainissement des eaux de ruissellement routières en utilisant les capacités épuratrices des halophytes dans un système de phytoremédiation.

Le manuscrit est organisé en quatre parties.

Le **chapitre 1** décrit en détails la problématique et les objectifs de la thèse en s'appuyant sur un état de l'art rappelant notamment les connaissances établies concernant l'épandage et le transfert des fondants routiers de la route vers l'environnement. Ce chapitre décrit également le transfert des polluants, surtout les éléments en traces métalliques, dans les réseaux d'assainissement routiers, en insistant sur la place des fondants routiers dans la pollution routière en général. Il propose enfin un état des lieux de l'utilisation des halophytes en phytoremédiation et de leur usage potentiel pour l'assainissement routier.

L'objectif du **chapitre 2** est de mesurer le transfert des fondants routiers de la route vers l'environnement à travers un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières, en observant, d'une part les épandages de fondants et les conditions météorologiques et, d'autre part, l'évolution de la qualité de l'eau du bassin au cours de la période hivernale.

Le **chapitre 3** expose la caractérisation de la qualité des sédiments de ce bassin de rétention et l'influence du transfert des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement sur la mobilité des éléments traces métalliques.

Dans le **chapitre 4** sera présentée la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières chargées en fondants. Des plantes halophytes sont choisies et testées en vue d'évaluer la pertinence de cette solution de traitement.

Enfin, seront présentés les conclusions et les perspectives de recherche offertes par ce travail.

Contexte de la viabilité hivernale et objectifs de la thèse

Sommaire

1.1	Les fondants routiers : utilisation et devenir	6
1.1.1	Définition et emploi des fondants routiers	6
1.1.2	Transfert des fondants dans l'environnement	9
1.2	Impacts environnementaux des fondants routiers	12
1.2.1	Dispersion et transfert dans les systèmes dulçaquicoles	12
1.2.2	Transfert et impact sur les sols	14
1.2.3	Impact sur la biocénose	16
1.3	Fondants routiers, pollution routière et assainissement	23
1.3.1	Pollution routière : place et influence des fondants routiers sur les émissions et la dispersion dans l'environnement	23
1.3.2	Assainissement routier : le traitement des fondants routiers encore peu développé	26
1.3.3	Pollution routière, bioindicateurs, bioessais et biomarqueurs	33
1.4	Phytoremédiation et phytodésalinisation, des solutions d'assainissement prometteuses en développement	35
1.4.1	La phytoremédiation, une solution environnementale aux problèmes de pollution du sol et des eaux	35
1.4.2	La phytodésalinisation, une utilisation innovante des plantes halophytes	38
1.5	Conclusions et objectifs de la thèse	45

1.1 Les fondants routiers : utilisation et devenir

L'exploitation hivernale du réseau routier met en œuvre des quantités importantes de produits fondants. Ces produits se retrouvent en grande majorité dans l'environnement et sont ainsi considérés comme des pollutions saisonnières qu'il conviendra de prendre en compte dans l'élaboration ou l'amélioration d'une solution de traitement des effluents routiers. Cette première partie traite de l'épandage des fondants et de leur transfert vers l'environnement.

1.1.1 Définition et emploi des fondants routiers

1.1.1.1 Définition et fonctionnement

Un fondant routier est un produit solide ou liquide dont les caractéristiques physiques permettent de déplacer l'équilibre des phases de l'eau pour en abaisser le point de congélation, favorisant la fusion de la pellicule résiduelle de neige après raclage ou de glace à des températures négatives.

En période hivernale, plusieurs produits peuvent être utilisés comme fondants routiers (le chlorure de sodium (NaCl), le chlorure de calcium (CaCl_2) ou le chlorure de magnésium (MgCl_2), mais le chlorure de sodium reste le produit le plus couramment utilisé. Le NaCl correspond ainsi à 99 % des produits épandus sur le réseau routier français (Setra, 2011) et sa consommation annuelle en France varie entre 200 000 et 2 000 000 de tonnes. Elle a connu une augmentation régulière tout au long des 40 dernières années (à mettre en relation avec l'extension des réseaux routiers), mais reste très fortement dépendante de la rigueur de l'hiver (figure 1.1).

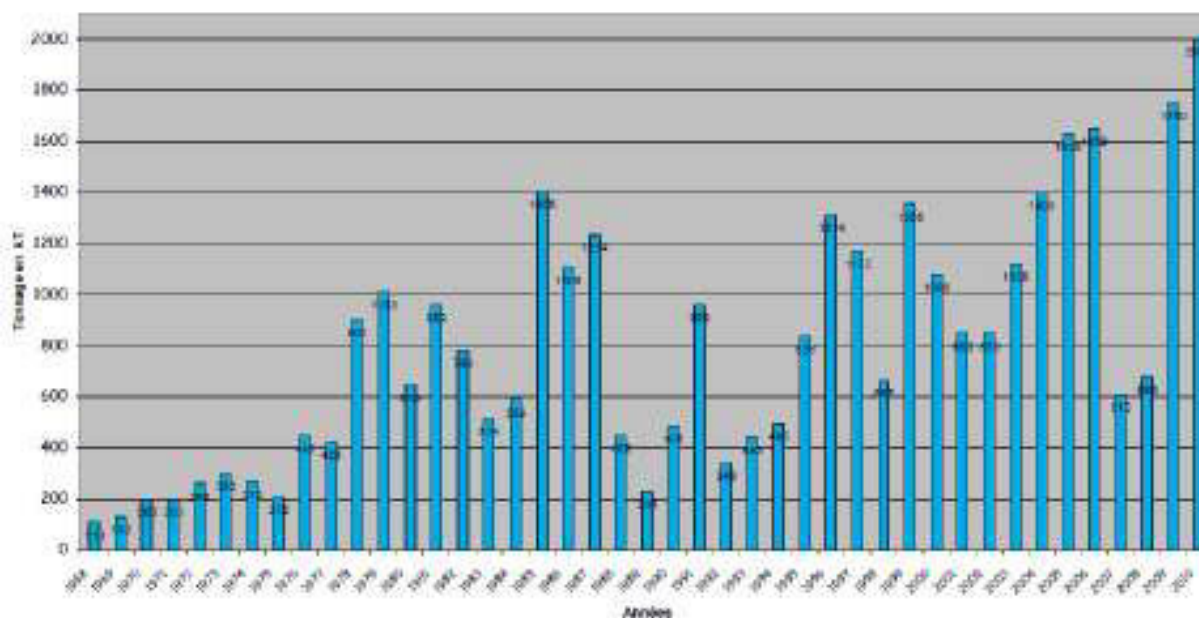


FIGURE 1.1: Quantités annuelles de fondants épandus sur les routes en France depuis 40 ans (Setra, 2011).

Un fondant est composé d'un principe actif (principalement du NaCl) responsable de l'abaissement de la température du point de fusion, d'un anti-mottant (généralement du ferrocyanure de sodium ou de l'hexacyanoferrate) qui évite la prise en masse du fondant, de composés insolubles (comme des carbonates,

sulfates, silicates, sables ou argiles) et d'éléments traces (essentiellement des éléments métalliques, cf. tableau 1.3 en page 25, comme le cadmium, le plomb, le chrome, le cuivre, l'arsenic, le mercure, le zinc, le fer, l'aluminium *etc.*). Cette composition va dépendre de la nature et de l'origine du fondant, et va influencer la qualité et les modes d'épandage.

La norme NF P 98-180 définit, par ailleurs, les deux seuls modes de production de sel utilisé comme fondant routier :

- l'extraction de sel gemme par abattage de minerai, il contient alors jusqu'à 5 % de composés dits insolubles,
- la cristallisation de saumure par concentration d'eau de mer, le produit obtenu contient généralement moins de 1 % d'éléments insolubles.

Plusieurs paramètres déterminent l'efficacité d'un fondant routier et amènent ainsi à modifier ses conditions d'utilisation. Tout d'abord afin de pouvoir assurer la fusion, un fondant doit être présent sous forme de solution. Ainsi, s'il est épandu sous forme de grains solides, il doit tout d'abord capter de l'eau ou de l'humidité afin d'agir comme fondant, ceci pouvant retarder, voire annuler, l'effet du sel selon les conditions climatiques et les types de chaussées. Une fois en solution, le chlorure de sodium peut en théorie abaisser le point de fusion jusqu'à $-21\text{ }^{\circ}\text{C}$ (figure 1.2). En pratique, il a été constaté qu'il ne permettait de l'abaisser que jusqu'à -8 ou $-9\text{ }^{\circ}\text{C}$ au mieux, du fait de sa rapide dilution sous l'effet de l'humidité de l'air et de l'eau éventuellement présente sur la chaussée (Kaufmann, 1978 ; Knudsen, 2003).

De plus, si les températures sont trop basses, le fondant n'est plus efficace. Le caractère endothermique de la réaction de dissolution du chlorure de sodium, ainsi que la consommation de chaleur latente induite par la fusion de la glace vont localement diminuer la température et la fonte progressive de la glace ou de la neige va diluer le fondant. Ces deux phénomènes contribuent à diminuer l'efficacité des fondants.

Avantages et inconvénients du chlorure de sodium :

Le choix du produit fondant est basé sur plusieurs critères techniques, tels que la variation d'adhérence induite sur la chaussée, le domaine d'efficacité en terme de température, la corrosivité.

Le chlorure de sodium est majoritairement choisi en France en raison de son **prix** et de sa **plage de fonctionnement** adapté au climat (efficace jusqu'à $-8\text{ }^{\circ}\text{C}$ sur le terrain). On lui substitue dans certains cas précis des fondants mieux adaptés à des problématiques particulières : l'urée est utilisée pour les ponts où les risques liés à l'aspect corrosif du NaCl seraient trop importants, le chlorure de calcium peut être employé pour les températures extrêmes (inférieure à $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$), les zones aéroportuaires nécessitent l'emploi d'acétates ou de formiates, *etc.*

1.1.1.2 Modes de traitement des chaussées par les fondants

Deux types de traitements sont pratiqués pour traiter le réseau routier (Valcin, 1999) :

- un traitement curatif, qui consiste à enlever la neige et la glace de la chaussée par raclage avant d'appliquer les fondants. Leur rôle est alors d'abaisser le point de congélation de la glace ou de la

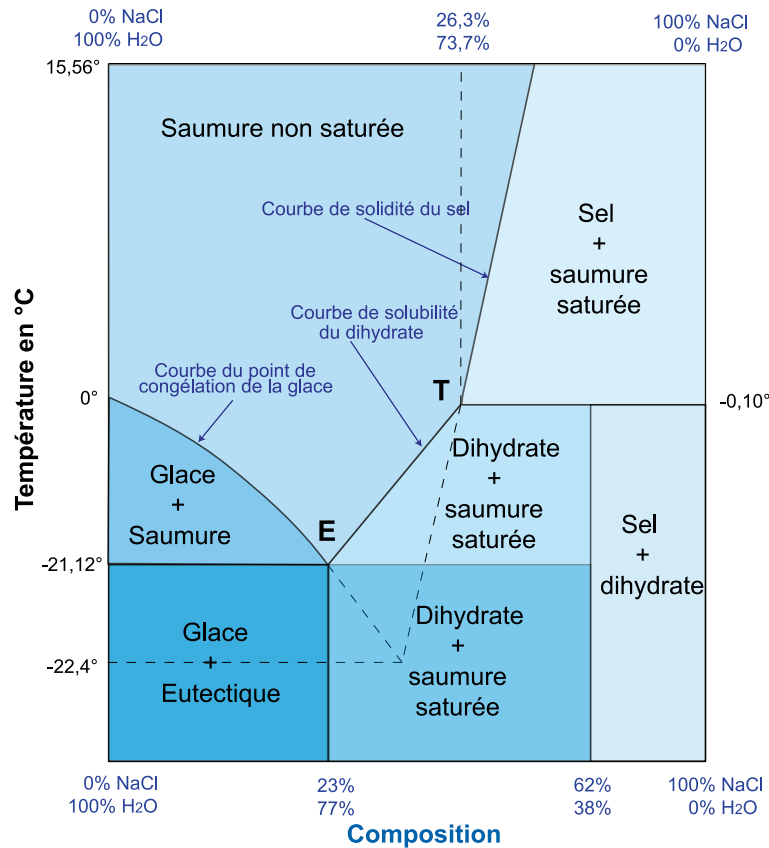


FIGURE 1.2: Diagramme de phase d'une saumure.

neige pour rompre l'adhésion avec le revêtement routier ;

- un traitement préventif, qui consiste à répandre le fondant avant un épisode neigeux ou autre épisode pouvant mener à un phénomène glissant. Le fondant est alors soumis à divers paramètres (vent, circulation, *etc.*) pouvant le disperser et augmenter la perte et la diffusion d'une quantité importante de produits vers l'environnement.

Ces deux types de traitement peuvent faire l'objet d'un épandage de trois formes différentes de fondant :

- le fondant peut être appliqué directement sous forme solide en grains ou granules de différentes tailles : cette méthode nécessite le captage d'humidité pour que le fondant puisse passer en saumure (solution aqueuse de sel) et assurer son rôle de fondant ;
- si l'humidité est insuffisante, à cet épandage "solide" peut être ajouté un épandage de saumure avec un titre massique de 20 à 23 % en chlorure de sodium, pour former la "bouillie" (mélange sel sec/saumure). On "mouille" ainsi le sel pour amorcer la fusion ;
- la saumure peut être appliquée directement sur la chaussée. L'activation par humidification n'étant plus nécessaire, cette méthode est rapide, mais présente l'inconvénient de répandre une solution déjà diluée et dont la durée d'efficacité peut être relativement réduite.

Ces différents modes de traitement et formes de fondants influencent non seulement l'efficacité du processus, mais également la perte de fondants dans l'environnement.

1.1.2 Transfert des fondants dans l'environnement

Les impacts des fondants routiers sur les écosystèmes dépendent des milieux que traversent les routes où les fondants sont appliqués, et des aléas météorologiques ou d'origine anthropique (vent, circulation, *etc.*)

Les fondants peuvent être rejetés dans l'environnement sous forme de grains solides ou en solution, mais le sel peut également être transporté dans la neige ou la glace, pour être relargué par la suite dans l'environnement lors de la fonte. Ces formes provoquent un transfert très important du sel de la chaussée dans le milieu environnant. L'ensemble des compartiments environnementaux peut être touché par cette contamination au sel : eaux de surfaces, eaux souterraines, sols et biosphère.

1.1.2.1 Rejet de fondants dans l'environnement

Trois sources d'émissions majeures de fondants routiers vers l'environnement ont pu être identifiées ([EnvironnementCanada, 2000](#)) :

- le stockage et le déstockage du sel (avant utilisation ou en cas de surplus) : les pertes peuvent être provoquées par le ruissellement et la mise en solution de sel de stocks non couverts ou le lavage des épanduses et par perte de solide (éventuellement lixiviés) lors des chargements et déchargements ou encore par érosion et transport éolien ;
- la fonte des neiges chargées en fondants routiers et déposées sur le bord des routes ou dans des espaces de stockage en ville après l'hiver ;
- l'épandage de sels sur les routes à partir duquel la plus importante part des fondants routiers est transmise à l'environnement.

Après épandage, différents vecteurs influencent la dispersion du sel de la chaussée vers l'environnement (nébulisation par le vent, ruissellement, infiltration de saumure, projection directe, *etc.*) (figure 1.3) :

- épandage, projections et éclaboussures : le passage des voitures ou un mauvais réglage des épanduses peut entraîner une projection du sel en grains sur les premiers mètres bordant la chaussée ([Kimura *et al.*, 2006](#)). On estime que 20 à 40 % du sel en grains ne participe pas à la protection ([Knudsen, 2003](#)) ;
- nébulisation et transport éolien à grande distance de la chaussée : la projection de gouttelettes de saumure concentrée par le vent ou les véhicules peut, quant à elle, disperser des fondants jusqu'à 400 m de la chaussée, même s'il est communément admis que la majeure partie des fondants se retrouve déposée à moins de 40 m de la chaussée où ils ont été épandus ([Blomqvist, 2002](#) ; [Lundmark, 2003](#)) ;
- ruissellement : les eaux saumâtres de ruissellement de surface des chaussées sont, selon la configuration de la route, rejetées directement dans l'environnement par infiltration ou ruissellement jusqu'à

un réservoir d'eau de surface ou d'eau souterraine, ou alors après leur passage dans un système d'assainissement. Le ruissellement est le premier mode de transfert des fondants de la route vers l'environnement (Pillooy et Tchittarath, 1983). Les systèmes d'assainissement (bassins de décantation, d'infiltration, etc.), s'ils permettent parfois de réguler le flux du rejet, ne le traitent pas pour ce qui est de la problématique des fondants routiers, n'étant pas conçus pour (Valcin, 1999).

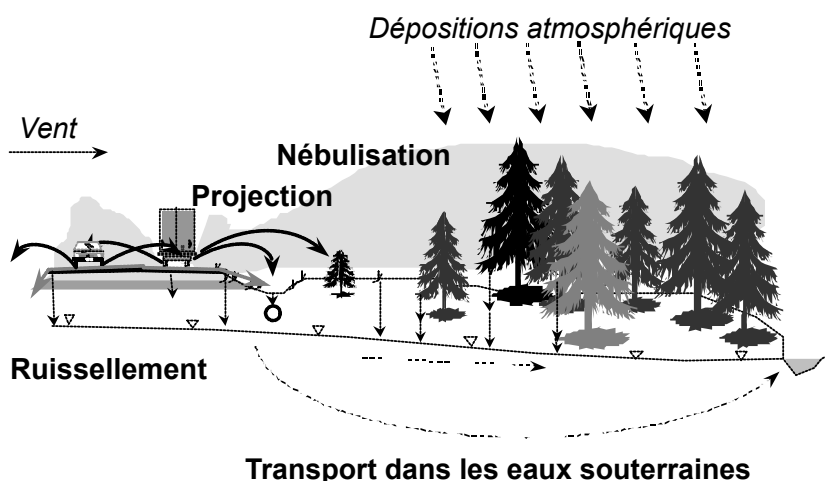


FIGURE 1.3: Dispersion des fondants routiers en dehors de la chaussée, adapté de Blomqvist (2001).

1.1.2.2 Répartition des fondants dans les compartiments environnementaux

Outre le mode de transfert des fondants vers l'environnement, leur nature et, par conséquent, leurs propriétés physico-chimiques vont fortement influencer leur pénétration et leurs transferts entre les différents compartiments environnementaux des écosystèmes. On peut classer les composants des fondants routiers classiques en deux catégories (Valcin, 1999 ; Hounsell *et al.*, 2006) :

- des ions non-conservatifs : ions très réactifs dont les formes et la quantité dépendent d'un certain nombre de processus (d'échange, de réaction, de complexation, etc.) avec les différents compartiments de l'environnement (eaux, sols et biomasse). Il s'agit ici majoritairement des ions sodium (Na^+), mais aussi des sulfates, calcium, magnésium et potassium présents en moindres quantités dans les fondants routiers. Ceux-ci peuvent être retenus dans le sol puis absorbés par les végétaux terrestres. Ils peuvent, en effet, être adsorbés sur les particules du sol chargées négativement ce qui va à la fois modifier leur vitesse et leur dynamique de migration dans l'eau, mais également la capacité d'échange cationique du sol qui joue un rôle majeur dans sa structuration ;
- des ions conservatifs : ions peu réactifs qui vont être rapidement dissous et peu soumis à des réactions de précipitation, sorption ou complexation, avant de rejoindre rapidement les eaux de surface à travers les sols et/ou les eaux souterraines (ions Cl^-).

Loefgren (2001) démontre ainsi que le sel se retrouve dans les sols jusqu'à 50 m de la route, mais que les concentrations les plus significatives en Cl^- et surtout en Na^+ se retrouvent dans les premiers mètres qui bordent la chaussée. Cette constatation est appuyée par Kimura *et al.* (2006) qui montrent que la concentration en sel cumulée en 2 mois à côté de la chaussée passe de plus de 150 g/m^2 au bord de la route, à quelques g/m^2 seulement à 5 mètres du bord de cette route (figure 1.4).

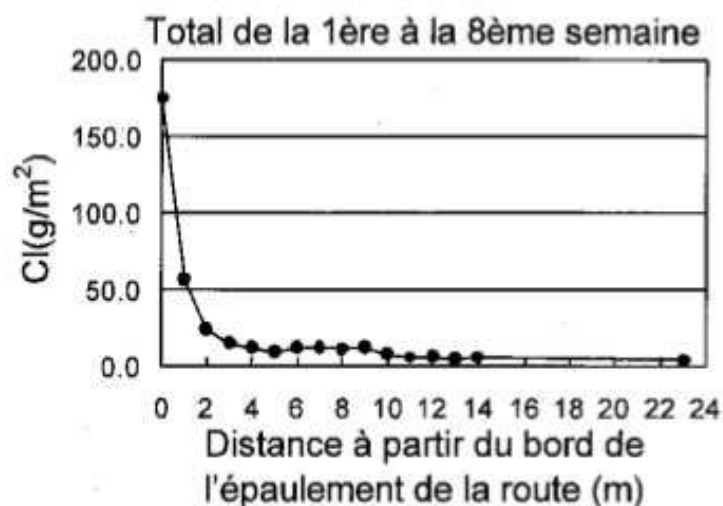


FIGURE 1.4: Cumul de sel dispersé hors de la chaussée en 2 mois (Kimura *et al.*, 2006)

En France, pour des mesures de sols prélevés à moins de 5 m de la chaussée et à moins de 10 cm de profondeur, les concentrations en Cl^- sont comprises entre 0,014 et 187 g/kg de sol (Derombise et Durickovic, 2011). En Pologne, les concentrations moyennes en Na^+ sont comprises entre 35 et 310 mg/kg de sol et de Cl^- entre 10 et 150 mg/kg de sol sur les bordures de routes en milieu urbain (Czerniawska-Kusza *et al.*, 2004).

D'importantes quantités d'ions Na^+ et Cl^- peuvent ainsi se retrouver dans les sols et y être stockées plus ou moins durablement. En effet, selon la nature, la texture et la structure du sol, les ions Na^+ seront retenus dans les sols alors que la plupart du temps les ions Cl^- resteront dissous dans la phase aqueuse et auront un temps de stockage plus court, équivalent à celui de l'eau. Les ions Na^+ peuvent en effet être immobilisés dans les sols par différents mécanismes physico-chimiques (adsorption, complexation, précipitation). La capacité de certaines argiles (et de limons également) à fixer efficacement les résidus de fondants routiers a été démontrée, leur surface spécifique élevée et leur nature minéralogique favorisant notamment une adsorption de surface non-spécifique (Morteau *et al.*, 2014 ; Ramakrishna et Viraraghavan, 2005).

D'une manière générale, les ions Na^+ et Cl^- sont extrêmement mobiles et peu réactifs et leurs concentrations limitées dans les systèmes continentaux. L'ion Cl^- en particulier est très peu stocké dans les eaux ou les sols continentaux (avec des concentrations moyennes rapportées de 0,1 mg/g de sol sec et 7 mg/L dans les eaux douces) et finit par être transporté dans des bassins fermés ou vers les océans (Kaufmann, 1978).

Cette présence notable des fondants routiers dans l'environnement a pour conséquence des impacts non négligeables sur la biodiversité.

1.2 Impacts environnementaux des fondants routiers

De nombreuses études ont été menées afin de déterminer la charge polluante en fondants routiers dans l'environnement et ses effets sur les différents compartiments environnementaux des écosystèmes (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005 ; Hounsell *et al.*, 2006 ; Kelly *et al.*, 2009). Nous présenterons ici les effets sur les systèmes dulçaquicoles, sur les sols, et sur la biocénose .

1.2.1 Dispersion et transfert dans les systèmes dulçaquicoles

1.2.1.1 Effets sur les eaux superficielles

Les eaux de chaussée peuvent atteindre les eaux de surface directement ou à travers des systèmes d'assainissement divers (fossés, bassins de traitement ou de décantation plantés ou non, *etc.*) et ainsi en modifier la salinité de manière transitoire ou durable. En effet, selon le type d'étendue d'eau (eau courante ou eau stagnante), les effets seront différents en intensité et dans le temps.

Les cours d'eau :

La plupart des études menées à l'heure actuelle sur l'impact du NaCl sur les cours d'eau se concentre sur la détection de l'ion Cl^- qui transite rapidement de la route vers les eaux souterraines et de surface.

Plusieurs auteurs font état d'une concentration en Cl^- fortement dépendante des saisons, et donc bel et bien liée à l'influence des fondants routiers, avec un pic au printemps (dû notamment à la fonte des neiges) et une concentration minimale à la fin de l'été (Thunqvist, 2003 ; Kaushal *et al.*, 2005 ; Rodrigues *et al.*, 2010). De plus, partout où le sel de voirie était utilisé, la concentration moyenne en Cl^- augmentait constamment depuis des années, voire des décennies (Godwin *et al.*, 2003 ; Kaushal *et al.*, 2005), pour atteindre aujourd'hui des niveaux qui peuvent parfois menacer la qualité de l'eau en général et la rendre toxique pour de nombreuses espèces dulçaquicoles.

Ainsi, l'étude menée par Kaushal *et al.* (2005) dans le nord-est des États-Unis rapporte des concentrations en Cl^- dans les cours d'eau allant de quelques mg à 100 mg/L pour les zones rurales, et surtout de 250 à 5 000 mg/L dans les zones urbaines. L'imperméabilisation des terres augmente fortement le transfert des fondants routiers vers les eaux superficielles. Certains auteurs préconisent de cibler les sources des rivières et fleuves pour établir une étude comparative à long terme, celles-ci présentant des concentrations plus stables que le cours des rivières (Williams *et al.*, 1999).

Les eaux stagnantes :

De nombreux auteurs rapportent des mesures de concentrations en chlorures extrêmement élevées pour des eaux douces, et directement liées à l'utilisation de fondants routiers. D'après Thunqvist (2003), 50 % de la salinité des lacs serait due aux fondants en Suède (dans des régions où les hivers rudes et prolongés imposent l'emploi d'importantes quantités de fondants routiers). Novotny *et al.* (2008) indiquent que

des concentrations allant jusqu'à 400 mg/L ont été mesurées dans les eaux de l'épilimnion¹ des lacs du Minnesota et allant jusqu'à 800 mg/L lorsque les prélèvements ont été effectués en profondeur à moins de 50 cm du fond, dans l'hypolimnion². Ils avancent de plus l'hypothèse selon laquelle l'épandage de fondants routiers est le principal responsable de cette concentration en Cl^- qui peut être jusqu'à 55 % supérieure à celle attendue sans fondants.

Outre l'augmentation de salinité, les lacs présentent un autre problème lié à la stratification verticale de leurs eaux. Les variations saisonnières de température permettent habituellement un brassage bi-annuel des eaux des lacs et ainsi une oxygénation de l'hypolimnion. Cependant, l'épandage de NaCl peut entraîner une forte augmentation de la salinité de l'eau des lacs et générer une stratification due aux différences de densité en plus de la stratification thermique. Les eaux saumâtres, plus denses, vont s'écouler au fond du lac et ainsi empêcher dans certains cas le brassage saisonnier des eaux. Ceci entraîne ainsi un déséquilibre en oxygène et en nutriments entre l'hypo et l'épilimnion. Ce phénomène présente un effet délétère marqué sur les écosystèmes lacustres en particulier pour les organismes benthiques³ (EnvironnementCanada, 2000).

Certains auteurs ont tenté de confirmer et d'évaluer le rôle des fondants routiers dans l'augmentation de la concentration en ions Na^+ et Cl^- dans les eaux stagnantes. En 2002 aux États-Unis, Nimiroski et Waldron (2002) affirment ainsi que non seulement l'augmentation continue et significative des concentrations en NaCl sont significativement liées à l'usage de sel de voirie, mais également que la modification des pratiques (remplacement de NaCl par CaCl_2 ou diminution des épandages) ne permet pas de diminuer leur influence (sans doute due au stockage des fondants routiers dans les sols et eaux souterraines, et leur relargage ultérieur dans les eaux de surface). Dans le plus grand réservoir d'eau potable du Rhode Island, 60 % du Na^+ et 90 % du Cl^- déversés proviendraient des fondants routiers (Nimiroski et Waldron, 2002).

Ces résultats sont à mettre en parallèle avec ceux obtenus par Kelting *et al.* (2012) qui mettent en relation les concentrations en Na^+ et Cl^- avec la densité et le type des routes à proximité des étendues d'eau étudiées. Ils confirment ainsi qu'il existe une corrélation positive et significative entre la densité et la classe des routes à proximité des lacs et la concentration en NaCl dans ces lacs.

Par ailleurs, les eaux de surface communiquent avec les eaux souterraines qui, de surcroît, sont en contact avec les sols. Les ions adsorbés sur les agrégats de sols peuvent modifier la qualité de l'eau. D'après Novotny *et al.* (2008), l'eau interstitielle dans les sédiments du fond des lacs étudiés peut contenir jusqu'à 410 mg/L de Cl^- et 250 mg/L de Na^+ .

1.2.1.2 Effets sur les eaux souterraines

Les eaux souterraines sont en communication avec les eaux de surface, mais ne bénéficient pas de leur "capacité" de dilution, ce qui les rend plus vulnérables envers la contamination par les fondants routiers. Ainsi, Pollock et Toler (1973) observent la présence d'importantes quantités de Cl^- dans les eaux souterraines dans le Massachusetts (plus de 250 mg/L dans certains cas), allant même jusqu'à menacer

¹Couche d'eau superficielle en contact avec l'air

²Couche d'eau la plus profonde, en contact avec les sédiments

³Relatif au benthos, c'est à dire vivant sur ou près du substrat des milieux aquatiques

la potabilité de l'eau en plus de ses qualités organoleptiques parfois modifiées par une salinité accrue. De plus, plusieurs mesures de l'US EPA (Environmental Protection Agency) signalent des quantités de Cl^- dépassant les limites de potabilité fixées aux États-Unis (qui correspondent à celles fixées en Europe à 250 mg/L).

L'effet de plusieurs facteurs sur les concentrations en Cl^- dans les eaux souterraines a été observé. D'une part, **une influence saisonnière** provoque des concentrations jusqu'à 1 390 mg/L en janvier et février (concentration huit à dix fois supérieure à la moyenne) (Williams *et al.*, 1999). D'autre part, **l'urbanisation** joue un rôle, les épandages de fondants routiers étant plus importants dans les zones urbanisées. À titre d'exemple, la concentration en Cl^- des eaux souterraines en Minnesota situées à proximité de routes très fréquentées dépasse 250 mg/L, comme dans la région de Toronto où ces concentrations sont toujours en augmentation (Sander *et al.*, 2008). Un effet particulier des fondants routiers est observé dans l'Ontario où des concentrations supérieures à 2 000 mg/L en ions Cl^- dans les eaux de sub-surface sont relevées à proximité d'une autoroute (Meriano *et al.*, 2009).

A ces considérations il faut ajouter que les prévisions par modélisation indiquent que les quantités de NaCl stockées dans les sols continueront encore d'augmenter. De plus, étant donné l'important temps de stockage de ces sels dans les sols, les eaux souterraines resteront très chargées en Cl^- et Na^+ pendant des années, et ce même en cas de diminution de l'épandage de sel (Sander *et al.*, 2008).

Un certain nombre d'impacts des fondants routiers sur les eaux souterraines est dû à l'interaction des ions Na^+ et Cl^- avec le sol et seront rapportés dans la partie suivante.

1.2.2 Transfert et impact sur les sols

Lors de leur épandage puis de leur transfert de la route vers l'environnement, les fondants routiers vont pouvoir entrer en contact avec les sols aux abords des routes où ils sont épandus. Ils vont ainsi avoir des effets néfastes sur la structure du sol et ses propriétés physico-chimiques.

1.2.2.1 Effets sur la structure du sol et ses caractéristiques physico-chimiques

Les fondants routiers se retrouvent en quantités variables dans les sols en fonction de la distance à la route, de la profondeur, des conditions météorologiques et de la nature du sol.

La présence de NaCl dans les sols va en déstabiliser la structuration en entraînant une dispersion colloïdale. Cette dispersion est due aux échanges cationiques entre l'ion Na^+ et des cations du sol tels que K^+ qui se retrouvent alors dans les sols sous forme libre (ce qui peut avoir divers effets sur les minéraux, notamment argileux, et sur les végétaux (Norrstroem et Bergstedt, 2001)). En effet, le Na^+ peut se substituer non seulement à K^+ , mais aussi à Ca^{2+} et Mg^{2+} et modifier la disponibilité de ces ions notamment pour les plantes (Hendricks et Paul, 1981). Cette substitution va pouvoir entraîner une dispersion colloïdale lorsqu'elle agit sur des minéraux argileux. Le mouvement du K^+ (auquel se substitue le Na^+) qui assure par des liaisons faibles la structuration des couches de phyllosilicates va déstabiliser les argiles en feuillet comme les illites, et ainsi entraîner la dispersion de colloïdes de nature argileuse par exemple.

De plus lorsque la proportion de Na^+ stockée dans le sol est importante par rapport à la proportion

de Ca^{2+} et Mg^{2+} , la perméabilité de celui-ci peut diminuer et le rendre impropre à l'implantation de certaines plantes (Hendricks et Paul, 1981). Une concentration importante en Na^+ va par ailleurs favoriser la peptisation (ou defloculation) des argiles (les ions Na^+ aillant un pouvoir de floculation moins important que les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} auxquels ils peuvent se substituer s'ils sont présents en excès dans le sol).

Enfin, la présence de Na^+ et Cl^- a une influence certaine sur le pH de l'eau interstitielle contenue dans le sol. Cette influence dépend de la concentration en Na^+ et Cl^- , de la nature du sol et des composés présents dans le sol et l'eau interstitielle. Certains auteurs évoquent une diminution du pH induite par le NaCl et ses effets sur les polluants contenus dans le sol (Baeckstroem *et al.*, 2004 ; Bommel-Orsini *et al.*, 2010). Des échanges ioniques entre les ions Na^+ et les protons du complexe argilo-humique vont en effet pouvoir entraîner une diminution du pH, ce qui a pour conséquence d'amplifier l'effet du NaCl sur la mobilité des métaux et des cations du sol (Baeckstroem *et al.*, 2004).

1.2.2.2 Effets sur la remobilisation des métaux lourds et autres composés minéraux

Les mécanismes mis en jeu lors du rejet de fondants routiers dans les sols vont parfois entraîner la remobilisation d'autres polluants et les rendre biodisponibles et transportables.

Plusieurs essais en laboratoire ont permis d'établir le rôle du NaCl dans le relargage des métaux lourds, et ce même à des concentrations relativement faibles. Delmas-Gadras (2000) a mis en contact des solutions saumâtres de concentration entre 0,1 et 1 mol/L (respectivement 5,8 et 58 g/L) avec des sols pollués par l'activité routière (prélevés à moins de 50 cm de la route entre 0 et 5 cm de profondeur). Ceci a entraîné la remobilisation de plomb et de zinc dans des proportions qui dépassent les limites admises pour les eaux par la réglementation française et européenne. Des simulations de choc de salinité (Amrhein *et al.*, 1992), ou encore des essais dynamiques sur colonne ont également démontré l'effet du NaCl sur la mobilité des éléments traces métalliques (Norrstroem, 2005 ; Durin *et al.*, 2010), et ce dès une concentration en NaCl de 0,01 mol/L (soit 0,58 g/L).

Plusieurs mécanismes ont été suggérés pour expliquer la remobilisation :

- Échanges ioniques avec le Na^+ : les métaux liés faiblement (adsorption non spécifique, ou physiorption) peuvent directement être échangés avec les ions Na^+ (Bommel-Orsini *et al.*, 2010 ; Norrstroem et Bergstedt, 2001) ;
- Complexation avec les ions Cl^- : le zinc ou le cadmium peuvent former des complexes relativement stables (ZnCl^+ , avec une constante de complexation de $10^{-0,4}$ ou CdCl^+ , avec une constante de complexation à $10^{-1,97}$ par exemple à 20 °C) (Bommel-Orsini *et al.*, 2010). La complexation avec Cl^- entraîne une diminution de l'adsorption non spécifiques des métaux comme le cadmium (l'effet est moindre pour le zinc) (Plassard, 1999) ;
- Dispersion des colloïdes : par leur interaction avec les cations du sol, les ions Na^+ et Cl^- peuvent perturber les liaisons faibles entre les colloïdes (Bommel-Orsini *et al.*, 2010 ; Durin *et al.*, 2010).

Ces tests effectués en conditions contrôlées en laboratoire ont été confirmés par les travaux de Baeckstroem qui démontre la remobilisation de plusieurs métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) et sa corrélation à l'usage de fondants routiers sur le bord d'une route. Il a, par ailleurs, confirmé l'implication de plusieurs

mécanismes : échanges cationiques, diminution du pH, complexation avec l'ion Cl^- et dispersion de colloïdes (Baekstroem *et al.*, 2004).

L'ensemble des mécanismes de remobilisation des métaux sous l'effet des ions Na^+ et/ou Cl^- sont répertoriés dans la figure 1.5.

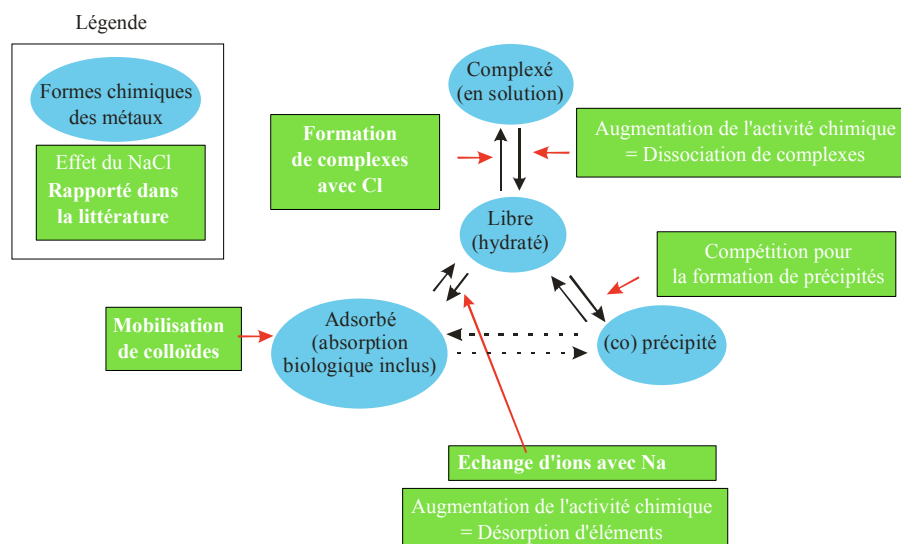


FIGURE 1.5: Mécanismes impliqués dans la conversion des métaux entre les différentes fraction solubles et particulaires sous l'effet des ions Na^+ et/ou Cl^-

Les fondants routiers ont également des effets indirects sur la remobilisation ou la transformation des métaux lourds dans le sol et donc leur biodisponibilité. Par exemple, sur des échantillons de sol traités par des solutions de NaCl (1 - 5 g/L), on a observé une croissance significative du biofilm microbien. Cette croissance étant certainement stimulée par l'augmentation de la biodisponibilité de nutriments comme le calcium ou le potassium (par échange d'ions Ca^{2+} et K^+ adsorbés sur le sol avec les ions Na^+). Par leur métabolisme, ces colonies microbiennes induisent une augmentation importante en Mn(II) et Fe(II) (éléments biodisponibles) dans les sols, ceci pouvant avoir des conséquences non négligeables sur les écosystèmes concernés (Kim et Koretsky, 2011).

Enfin l'impact des fondants sur la remobilisation des métaux est particulièrement dommageable dans les systèmes d'assainissement (Tromp *et al.*, 2012). Il existe une corrélation significative entre la concentration en Cl^- et le rejet de métaux lourds (Zn, Cu, Ni et Cd).

1.2.3 Impact sur la biocénose

Selon les espèces, de nombreuses "stratégies" de défense sont apparues au gré de l'évolution. En effet, pour survivre à une modification de la salinité, les organismes vivants doivent développer des moyens de maintenir leur homéostasie⁴ pour faire face aux effets des ions Na^+ et Cl^- . Certaines de ces stratégies

⁴Capacité que peut avoir un système quelconque (ouvert ou fermé) à conserver son équilibre de fonctionnement en dépit des contraintes qui lui sont extérieures. L'homéostasie est le maintien de l'ensemble des paramètres physico-chimiques de l'organisme qui doivent rester relativement constants (glycémie, température, taux de sel dans le sang, *etc.*).

seront présentées ici.

1.2.3.1 Effets sur les micro-organismes

Du fait de leur organisation relativement limitée (voire inexistante pour les unicellulaires), de nombreux micro-organismes n'ont aucun moyen de lutter face à une modification de la salinité. Chaque type de micro-organisme est cependant adapté à une fourchette de conditions de vie et c'est donc parfois l'apparition ou la disparition d'espèces qui va nous renseigner sur les effets de la présence des fondants routiers dans le milieu naturel.

La toxicité des ions Na^+ et Cl^- est particulièrement marquée pour les organismes aquatiques, en contact direct et permanent avec les composés en solution dans leur milieu de vie. Des effets directs à l'échelle de l'individu sont possible, et peuvent parfois avoir des répercussions à l'échelle des populations (Ramstack *et al.*, 2004). Les populations de diatomées (phytoplancton) et de cyanobactéries sont particulièrement sensibles à l'augmentation de la salinité, mais les effets directs ne sont pas les seuls observés. Les phénomènes de meromicticité⁵ des lacs évoqués précédemment sont en effet connus pour leur effet néfaste sur les populations de micro-organismes aquatiques (Judd *et al.*, 2005). Ces effets ont à leur tour des répercussions sur les autres populations lacustres (poissons, *etc.*).

La microflore des sols est également marquée par une sensibilité aux variations de salinité (du fait notamment de l'absence de mécanisme de tolérance à la salinité pour de nombreuses espèces unicellulaires). Ainsi des recherches menées pour le développement d'un test microbien de biodétection d'effets toxiques ont montré la toxicité de Na^+ sur des espèces de protozoaires dès 260 mg/kg de sol (Czerniawska-Kusza *et al.*, 2004). Le sel dans les sols peut ainsi perturber l'équilibre entre les différents organismes présents et influencer les régimes trophiques dans ce compartiment environnemental, les effets toxiques sur certaines communautés étant généralement associés à la croissance d'autres communautés antagonistes (Yoshikawa *et al.*, 1995).

D'autres perturbations des populations de micro-organismes à l'échelle de l'écosystème ont été découvertes et feront l'objet d'un développement par la suite (cf. 1.2.3.4 page 22).

1.2.3.2 Effets sur la macrofaune

Effets sur la macrofaune terrestre :

Peu d'études ont été menées sur un effet toxique du NaCl sur la faune terrestre, certains résultats attestent d'un effet néfaste direct ou indirect sur certaines espèces. Au Canada, on a relevé une augmentation des accidents entre des animaux et des véhicules automobiles au bord des routes soumises à un épandage important de fondants routiers. La grande faune terrestre pourrait donc être sensible à des effets sublétaux du NaCl sur leur comportement ou leurs capacités motrices (EnvironnementCanada, 2000).

Des essais écotoxicologiques ont également été menés sur la pédofaune et notamment des espèces de lombric. Une étude menée au Canada (Robidoux et Delisle, 2001) a ainsi établi différentes valeurs de

⁵Caractéristique d'un lac dont les eaux de surface et les eaux profondes (l'épi et l'hypo-limnion) se mélangent moins d'une fois par an

références pour évaluer l'effet toxique du NaCl sur *Eisenia fetida* (NOEC, LOEC, IC et LC_{50} ⁶). La LC_{50} pour cette espèce est assez élevée (entre 3 et 22 g/L dans la solution du sol), mais peut être dépassée dans les neiges chargées en sels déblayées de la route par les racleuses. Par ailleurs, Robidoux et Delisle (2001) soulignent que si la mortalité reste limitée, des effets sublétaux apparaissent à des concentrations relativement faibles.

Effets sur la macrofaune aquatique :

Les effets du sel ont été étudiés sur différentes espèces de la macrofaune aquatique. Les amphibiens représentent un groupe particulièrement sensible en raison de leur physiologie particulière.

La toxicité du NaCl chez les anoures.

De nombreuses études rapportent des effets toxiques chez les anoures à des concentrations plus ou moins élevées et soulignent quasi-systématiquement les effets sublétaux importants dus au NaCl (problème de développement, de croissance, de comportement, *etc.*). Par exemple une LC_{50} comprise entre 406 et 1 317 mg/L a été mesurée pour *Rana clamitans* et *Xenopus laevis*, alors que d'autres anoures comme *Bufo americanus* ne montrent aucune perturbation (pour ce qui est de la survie) dans un milieu à salinité élevée (Dougherty et Smith, 2006). Cette étude menée en laboratoire sur les larves des anoures en question souligne toutefois l'importance d'une confirmation dans le milieu naturel.

Des valeurs de LC_{50} plus élevées (entre 2 636 et 5 109 mg/L pour une exposition de 96 h) ont été relevées pour l'espèce *Rana sylvatica* (Sanzo et Hecnar, 2006). Cette fois-ci, l'étude insiste sur les effets sublétaux du sel sur les larves et leur développement qui peuvent à terme mener à des effets significatifs à l'échelle de la population.

D'autres recherches confirment la possibilité d'effets à long terme sur les populations d'anoures (par baisse de la fitness⁷ notamment), mais sans surmortalité directement liée à la présence de pollution par les fondants routiers (Collins et Russell, 2009 ; Karraker, 2007).

La toxicité du NaCl chez les macroinvertébrés.

La réponse des communautés de macroinvertébrés à un stress salin, particulièrement des macroinvertébrés aquatiques benthiques⁸, peut aller de la mort à des effets plus diffus, parfois indirects, et difficiles à mesurer.

Williams utilise, par exemple, un inventaire de populations de macroinvertébrés comparé aux concentrations en sel mesurées dans les rivières afin d'établir un indicateur biologique de la pollution saline (Williams *et al.*, 1999). Des tests de toxicité de l'ion Cl^- ont ainsi été réalisés et ont révélé des disparités importantes entre les espèces de macroinvertébrés. En effet, pour une concentration de 4 500 mg/L par exemple et une exposition de 96 h, 90 % des gammarus (*Gammarus pseudolimnaeus*) sont morts ou présentent les effets d'un stress intense, tandis que les némouridés (*Nemoura trispinosa*) ne sont pas affectés significativement. La présence et/ou l'absence de certaines espèces ou familles d'invertébrés pourrait donc être un indicateur pertinent d'une pollution saline.

Une autre étude menée aux États-Unis sur l'effet des fondants routiers sur les macroinvertébrés benthiques de rivière rapporte des effets moins sensibles et s'intéresse aux effets indirects des sels de

⁶No Observed Effect Concentration, Lowest Observed Effect Concentration, Inhibitory Concentration, Lethal Concentration 50 (c'est à dire la concentration à laquelle 50% des individus sont morts pour un temps d'exposition donné)

⁷Capacité d'un individu d'un certain génotype à se reproduire. C'est une mesure de la sélection naturelle. Elle est aussi appelée valeur sélective, valeur adaptative ou succès reproducteur.

⁸Macroinvertébrés vivants sur le substrat du fond des cours d'eau ou des lacs

voiries sur les écosystèmes (Blasius et Merritt, 2002).

La toxicité du NaCl chez les poissons.

De manière générale, les poissons d'eau douce tolèrent relativement bien des taux de salinité élevés (Derombise et Durickovic, 2011). Ils y sont moins vulnérables que les microorganismes ou invertébrés, moins mobiles. Dans les milieux aquatiques courants, ceux-ci peuvent effectuer des déplacements ponctuels afin d'éviter les zones à forte concentration. Cependant, dans un contexte lacustre, une diminution de l'abondance et de la diversité des algues et de la faune benthique due à la salinisation des eaux conduit à une réduction de la quantité de nourriture disponible pour les poissons et peut donc entraîner indirectement une diminution du nombre de poissons dans le milieu (EnvironnementCanada, 2000).

En revanche, les effets des ions Na^+ et Cl^- sur la structuration des sols et la végétation ont pu entraîner une augmentation de la sédimentation et de la turbidité des eaux et ainsi affecter les communautés benthiques des cours d'eau étudiés. Les fondants routiers vont augmenter la dispersion des colloïdes du sol et diminuer la densité de la végétation (augmentant ainsi l'érosion). La charge sédimentaire résultant de ces effets va entraîner des pertes en biodiversité des cours d'eau ou au moins un déplacement significatif de communautés benthiques.

1.2.3.3 Effets sur la flore supérieure

Les effets des fondants routiers sur la flore représentent un élément capital pour l'établissement d'une solution d'assainissement. En effet, certaines plantes supérieures ont développé des stratégies pour résister à l'exposition au NaCl et de nombreuses plantes nécessitent même la présence de sel dans le milieu pour se développer, on parle alors de plantes halophytes strictes.

Ecotoxicité des fondants routiers sur la flore :

Les effets du NaCl sur les végétaux relèvent des mécanismes suivants (Epron *et al.*, 1999 ; Czerniawska-Kusza *et al.*, 2004 ; Parida et Das, 2005 ; Trahan et Peterson, 2007) induits par l'augmentation de salinité :

- Effets sur le métabolisme et la physiologie :
 - perturbation structurelle de différentes enzymes par Na^+ ;
 - diminution de la concentration en pigments photosynthétiques ;
 - diminution de la réduction des nitrates par les feuilles par baisse de la concentration en NO_3^- et augmentation en Cl^- ;
 - désorganisation de la structure des chloroplastes ;
 - multiples effets à long et à court terme sur la photosynthèse (notamment par inhibition du métabolisme du malate) ;
 - augmentation de la respiration cellulaire au niveau des tissus directement soumis à l'effet du sel (comme les racines).
- Effets sur la structuration cellulaire et tissulaire :

- perturbation de la bicouche de phospholipide des membranes ;
- modification de l'organisation des tissus foliaires (épaisseur du parenchyme, largeur de l'espace intercellulaire, *etc.*).

Les symptômes affichés par les plantes après exposition à de forts niveaux de Na^+ et de Cl^- incluent le déclin général de la plante, la réduction de la taille des feuilles et de la croissance de la plante, la chlorose des feuilles, la brûlure des feuilles et la mort des tissus. La germination des semences peut aussi être réduite ou retardée (EnvironnementCanada, 2000).

De plus, des seuils d'effets ont pu être établis pour de nombreux végétaux. Le rapport sur la Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999 (EnvironnementCanada, 2000) reprend ainsi des observations menées en Amérique du Nord (tableau 1.1).

TABLEAU 1.1: Gammes des seuils de toxicité estimés pour le sol et l'eau pour diverses formes de plantes (Cain et al., 2001)

Forme	Voie	Forme végétale	Type de seuil	Gamme du seuil (mg/L)
Na	Sol	Herbacées	CE_{25}^a	202–270
Na	Sol	Ligneux	CE_{25}	67,5–300
Na	Assimilation racinaire	Toutes les espèces	CE_{25}	67,5–300
Cl	Solution aqueuse	Terres humides	CMEO ^b	300–1 500
Cl	Sol	Herbacées	CE_{25}	215–500
Cl	Assimilation racinaire	Toutes les espèces	CE_{25} , DMEO	215–1 500
NaCl	Sol	Ligneux	CE_{25}	600–5 500
NaCl	Solution de culture	Herbacées	CE_{25}	<2 500–10 000
NaCl	Solution de culture	Terres humides	CMEO, CMENO ^c	280–66 600
NaCl	Solution de culture	Ligneux	CE_{25} , VCT	836–25 000
NaCl	Solution de culture	Toutes les espèces	CE_{25} , CMENO	280–66 600

^aConcentration Effective 25% (CE_{25}), soit la concentration d'effluents estimée avoir un effet sur 25% des organismes examinés par comparaison aux organismes témoins.

^bConcentration Minimale à Effet Observé

^cConcentration Minimale ayant un Effet Nocif Observé

La forte variabilité des seuils rapportés dans la littérature témoigne des différents niveaux de tolérance des plantes à un stress induit par le NaCl.

Symptômes observables sur la flore :

De nombreux symptômes macroscopiques permettent de détecter un stress salin chez les végétaux (Hendricks et Paul, 1981 ; Crini et Badot, NC) :

- Dommages généraux observés chez de nombreux végétaux supérieurs :
 - Réduction généralisée de la croissance de l'appareil caulinaire⁹ ;
 - Apparition de nécroses sur toute la partie aérienne de la plante ;
 - Coloration prématurée des feuilles à la fin de l'automne ;
 - Dépérissement généralisé et progressif des rameaux pouvant conduire à la mort de la plante ;

⁹Se réfère à la tige de la plante et aux organes portés par la tige (feuilles, bourgeons, etc.) par opposition à l'appareil racinaire.

- Non fonctionnalité des bourgeons ;
- Floraison éparse ou absente sur la face exposée à l'agression.
- Dommages observés chez les conifères :
 - Perturbation des rameaux qui apparaissent flasques dans un premier temps (absence de turgescence et de support), puis apparition de taches et modification de la pigmentation ;
 - Chute prématurée des aiguilles ;
 - Réduction de la taille et du diamètre des tiges ;
 - Dommages et nécroses marquées du côté orienté vers la route.

Les plantes à feuilles persistantes montrent une accumulation de sel plus importante dans leurs tissus du fait de l'exposition continue de leur système foliaire aux dépôts de sel par voie aérienne (Crini et Badot, NC).

Stratégies de résistance au stress salin :

De nombreuses plantes sont connues pour leur tolérance au sel développée grâce à diverses stratégies de résistances au stress salin (Zhu, 2001) :

- les *halophytes* : qui nécessitent un milieu à salinité élevée pour les halophytes strictes, ou peuvent voir leur croissance optimale nécessiter un milieu à la salinité élevée, mais peuvent survivre dans un milieu à salinité faible pour les halophytes facultatives ;
- les *glycophytes* : les plantes *non halophytes résistantes* (qui supportent de faibles quantités de sel) et les *halophobes* qui voient leur croissance diminuer dès que la salinité augmente même dans des proportions limitées.

De nombreux mécanismes biochimiques et moléculaires permettent aux plantes de gérer le stress salin. Les mécanismes à complexité faible mettent en jeu des changements biochimiques, tandis que ceux à complexité élevée mettent en jeu des changements qui vont protéger des processus majeurs comme la photosynthèse et la respiration cellulaire ou activer des protections structurelles (de la membrane, du cytosquelette, *etc.*) et/ou fonctionnelles (protection de l'ADN, de son expression, *etc.*) (Bohnert et Jensen, 1996). Ces mécanismes sont les suivants :

- Accumulation ou exclusion sélective d'ions : pour limiter la concentration des ions Na^+ sous des niveaux qui pourraient être toxiques, des canaux spécifiques permettent d'accumuler sélectivement plus de K^+ ou de Ca^{2+} (Parida et Das, 2005) ;
- Contrôle de l'absorption d'ions par les racines et du transport vers les parties aériennes (Parida et Das, 2005) ;
- Compartimentation de la répartition des ions au niveau cellulaire et au niveau de la plante : les ions peuvent être stockés dans les vacuoles grâce à des échanges forcés par des canaux (comme les canaux antiporteurs Na^+/H^+) ou dans certains organes comme les feuilles (Zhu, 2003) ;
- Synthèse de composés solubles intracellulaires pour contrôler et limiter l'afflux de Na^+ et Cl^- (prolines, glycines et autres protéines, polyols ou encore sucres) (Parida et Das, 2005) ;

- Modification des voies photosynthétiques (passage du métabolisme C₃ au métabolisme C₄, ou au métabolisme acide crassulacéen (Koreeda *et al.*, 2004));
- Activation d'enzymes anti-oxydantes et d'hormones diverses (comme l'acide abscissique qui permet entre autre de diminuer l'inhibition de la photosynthèse imposée par le NaCl (Vaidyanathan *et al.*, 1999)).

Certains de ces mécanismes confèrent aux plantes des propriétés pouvant les rendre utilisables pour la phytoremédiation en milieu routier (voir 1.4).

1.2.3.4 Effets à l'échelle de l'écosystème

Les effets directs et indirects des fondants routiers sur les organismes vivants peuvent être nocifs à l'échelle de l'écosystème entier. En effet, les effets toxiques conjugués des fondants routiers sur plusieurs espèces ou différents facteurs physico-chimiques entraînent parfois des changements temporaires ou définitifs à l'échelle des populations.

La perturbation des écosystèmes lacustres est particulièrement étudiée, du fait de la capacité des lacs à accumuler les sels. Ainsi, une étude américaine sur un lac du Michigan a mis en évidence dans un premier temps un lien entre l'augmentation de la concentration en Cl⁻ et le caractère méromictique du lac¹⁰, puis dans un second temps les conséquences pour la biocénose et le biotope (cf. 1.2.3.1). L'augmentation de la concentration en Cl⁻ entraînait une perte en biodiversité et en abondance de population de planctons en général et de diatomées en particulier. Cette diminution des quantités de plancton associée à la baisse du taux de dioxygène et de l'abondance des nutriments a entraîné une diminution des populations de daphnies (macroinvertébrés aquatiques). L'ensemble de ces conséquences a ainsi fortement perturbé l'équilibre trophique de cet écosystème lacustre de manière durable.

Le même type d'effet a été démontré à grande échelle sur le lac de Luitel en Isère (Desplanque, 2007). Du fait de la forte augmentation de la salinité due aux fondants routiers, une perturbation de l'équilibre entre les espèces de phytoplancton a été observée, le lac passant d'un équilibre classique d'eau douce à un équilibre observé dans les zones humides côtières ou des lacs salés. On observe entre 1950 et 2000 une diminution de la proportion de Desmidiacées de 83 à 12 % seulement de la biomasse de phytoplancton, conjuguée à l'augmentation de la proportion de cyanobactéries de 4 à 12 % et à l'apparition d'une espèce caractéristique des eaux salées (*Synechocystis salina* qui représente au moment de l'étude 42 % de la population de phytoplancton). De plus de nombreuses autres espèces sont touchées (comme les sphaignes de bords de lac dont la concentration en NaCl dans les tissus augmente de moins de 0,5 mg/g de matière sèche à plus de 3 mg/g).

Dans le Massachusetts, la combinaison de l'augmentation de la salinité et de l'apparition d'une espèce invasive (*Phragmites australis*) tolérant de fortes concentrations en sel est mise en cause dans la perte en biodiversité d'un écosystème de zone humide (Richburg *et al.*, 2001). Certaines plantes sont influencées uniquement par l'augmentation de la concentration en Na⁺ alors que d'autres doivent faire face à l'impact de *Phragmites australis*. D'autres espèces sont touchées par les deux facteurs à la fois et

¹⁰Un lac méromictique est un lac dont les eaux de surface et de profondeur se mélangent moins d'une fois par an (et pour certains moins d'une fois par décennie ou siècle voire plus).

la conjugaison de ces pressions sur la biocénose a entraîné la disparition de nombreuses espèces protégées dans la zone humide étudiée, au profit de *Phragmites australis*.

La fragilité des écosystèmes est donc menacée par l'utilisation toujours plus abondante des fondants routiers en France et dans le monde. C'est pourquoi, en exploitant par exemple les stratégies développées par la nature pour lutter contre ces impacts, des solutions d'assainissement spécifiques vis-à-vis des fondants routiers doivent être mises en place pour en limiter l'effet délétère sur l'environnement. Afin de développer des systèmes d'assainissement performants, il convient de s'intéresser tout d'abord au fonctionnement des systèmes existants.

1.3 Fondants routiers, pollution routière et assainissement

Afin de minimiser les rejets de fondants routiers dans l'environnement, plusieurs stratégies ont été mises en place depuis quelques années. Cependant, qu'il s'agisse d'utiliser d'autres fondants que le chlorure de sodium, de diminuer les épandages, d'en améliorer l'efficacité, ou encore de modifier les pratiques de stockage et de transport, les quantités de fondants retrouvés dans l'environnement sont toujours à la hausse.

Le développement de nouvelles techniques d'assainissement pourrait s'avérer capital pour diminuer les impacts des fondants routiers sur l'environnement. Si plusieurs pays (comme le Canada) ont fait le choix de reconnaître le caractère toxique du chlorure de sodium et de préparer des réponses efficaces en matière d'assainissement, la France accuse toujours un certain retard en la matière malgré les exigences de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau qui impose de maintenir les masses d'eau, particulièrement exposées à la pollution par le sel, dans un "bon état écologique".

Cette partie se rapporte aux tentatives qui visent à améliorer l'efficacité des ouvrages d'assainissement dans la réduction de l'émission de fondants routiers dans l'environnement. Elle fait l'objet d'un développement sur l'état des connaissances en matière de pollution routière en général, de la place des fondants routiers, et sur l'assainissement routier. L'accent sera mis sur les méthodes de phytoremédiation mises en place pour répondre à la problématique de pollution par les fondants routiers.

1.3.1 Pollution routière : place et influence des fondants routiers sur les émissions et la dispersion dans l'environnement

La pollution routière provient d'émissions variées de produits organiques et minéraux, soit dans l'atmosphère (on observe par la suite des dépôts solides ou par dissolution par les précipitations) soit directement sur les sols ou dans l'eau de ruissellement de surface. On distingue généralement dans la littérature quatre sortes différentes de pollutions d'origine routière (Durand, 2003 ; Pagotto, 1999) :

- **la pollution chronique** : c'est l'ensemble des pollutions liées à la circulation des véhicules, usure et corrosion de la chaussée, de ses éléments métalliques et des véhicules, usure des pneumatiques, fuites diverses (huiles, liquide de refroidissement, etc.) ou encore combustion de carburant. Il s'agit donc de polluants divers dont les principaux représentants sont les ETM (Éléments Traces Métalliques tels que Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Cr), les hydrocarbures, les huiles, les phénols et les caoutchoucs. Les fondants routiers ne font pas partie de cette catégorie, mais peuvent participer à

l'émission de ces polluants, en agissant par exemple sur la corrosion des métaux, la remobilisation des ETM adsorbés sur le sol, *etc.* ;

- **la pollution accidentelle** : c'est la pollution générée par le transport de matières dangereuses, elle est donc consécutive à un accident de la route et implique le plus souvent les hydrocarbures. Elle reste toutefois assez rare, estimée à un accident/an/100 km sur l'autoroute, et n'est pas directement liée à la pollution par les fondants routiers ;
- **la pollution temporaire** : c'est la pollution liée aux travaux de construction ou d'entretien des routes. Elle met en jeu des polluants liés aux travaux (huiles, poussières, *etc.*) et surtout peut augmenter fortement la quantité de Matières En Suspension (MES) dans les eaux de ruissellement. Ce type de pollution ponctuelle ne sera pas pris en compte dans notre étude ;
- **la pollution saisonnière** : c'est essentiellement la pollution due à l'épandage de fondants routiers pour le maintien des activités et des transports lors de la période hivernale. C'est le type de pollution qui concerne cette étude en premier lieu et il est intéressant de noter que son influence sur les autres types de pollution est rarement citée dans la bibliographie. De nombreux auteurs se contentent pour ce type de pollution de citer les effets dus à la présence d'ETM en très faibles quantités dans le sel épandu sur la route, et non sur les effets du NaCl en tant que polluant.

1.3.1.1 Émissions de polluants liées à l'application de fondants routiers

Chlorure de sodium et autres polluants contenus dans les fondants routiers :

La toxicité des ions Cl^- et Na^+ est depuis longtemps avérée et très étudiée, tout comme l'impact environnemental du NaCl. Le sel de déneigement contient par ailleurs et en proportion variable (en fonction de sa provenance) différents éléments polluants (Setra, 2011). La composition du sel en fonction de sa provenance est décrite dans le tableau 1.2 pour les éléments majeurs et les éléments insolubles.

TABLEAU 1.2: Composition du NaCl utilisé comme fondant routier hors éléments traces métalliques, adapté de Lausecker (2009)

Composition (% massique)	Sel de mer	Sel gemme
Chlorure	59	56
Sodium	37	37
Sulfates	0,30	0,86
Brome	0,00	0,01
Calcium	0,06	0,36
Magnesium	0,04	0,02
Potassium	0,01	0,01
Hexacyanoferrate de sodium	0,01	0,01
Insolubles		
Sables et argiles	0,90	
Silicates		4,50
Carbonates		0,25
Sulfates		0,25

La composition des sels de déneigement est soumise à une réglementation fixée par la norme NF P 98-180 qui prévoit notamment des caractéristiques précises concernant la teneur en eau, en chlorures, en sulfates ou encore en anti-mottant.

Certains métaux lourds sont également présents en traces dans les sels de déneigement et évoqués dans la littérature. Pagotto (1999) compare ainsi l'apport des fondants routiers concernant les ETM en les comparant aux autres sources polluantes en ETM pour l'assainissement routier (voir 1.3).

TABLEAU 1.3: Comparaison des teneurs en métaux (en ppm) dans les différentes sources de pollution routière (Pagotto, 1999)

Source	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
Véhicule						
Pneumatiques	3	4.10^{-1}	2	1	7	1.10^4
Garnitures de freins	3	2.10^2	1.10^5	1.10^3	4.10^3	2.10^4
Essence plombée	4.10^{-4}	5.10^{-3}	9.10^{-2}	1.10^{-2}	2.10^2	1.10^{-1}
Essence sans plomb	1.10^{-4}	5.10^{-3}	8.10^{-2}	4.10^{-3}	2	10^{-1}
Gazole	1.10^{-4}	6.10^{-3}	7.10^{-2}	5.10^{-3}	1	2.10^{-1}
Route						
Granulat	1.10^{-1}	2.10^2	8.10^1	8.10^1	6.10^{-1}	8.10^1
Bitume	-	< 35	< 17	2.10^1	-	< 17
Sel de déneigement	1.10^{-1}	-	6.10^{-1}	-	2	2.10^{-1}

L'apport de métaux directement dû aux fondants routiers est donc relativement faible comparé à l'apport potentiel total et même, comme nous allons l'évoquer par la suite, à l'apport indirect dû aux effets des ions Na^+ et Cl^- .

Émissions indirectes de polluants dues à l'épandage de fondants routiers :

Les fondants routiers ont une influence non-négligeable sur plusieurs mécanismes mis en cause dans l'émission de polluants, en particulier sur les métaux lourds. Les fondants routiers chlorés et le NaCl en particulier accentuent la corrosion des véhicules et des équipements routiers (glissières, panneaux, etc.) (Durand, 2003). Cependant, l'effet amplificateur du NaCl sur la corrosion des métaux n'est pas quantifié dans la littérature (Pagotto, 1999). Certains auteurs contestent même l'importance de cet effet, soulignant que la corrélation entre l'augmentation de la pollution métallique et la période hivernale pourrait être due à l'emploi de sables et autres insolubles qui amplifient l'abrasion et non la corrosion (Helmreich *et al.*, 2010).

Car si plusieurs auteurs reconnaissent une augmentation significative de l'émission d'ETM en période hivernale (Baekstroem *et al.*, 2003 ; Helmreich *et al.*, 2010), les hypothèses avancées pour expliquer le rôle des fondants routiers divergent. En effet, contrairement à Helmreich *et al.* (2010), Baekstroem *et al.* (2003) font état d'un effet non négligeable des fondants routiers (ici du NaCl) sur l'émission des ETM. La présence d'ETM dans les fondants est considérée comme négligeable au vu de la concentration totale en ETM émis en période hivernale. Cet effet indirect serait dû, d'après l'auteur, à deux principaux paramètres, un paramètre chimique (l'effet du Cl^- sur la spéciation d'éléments comme le cadmium, par formation de complexes chlorés) et un paramètre physique (l'effet amplificateur de l'usure des équipements et de l'enrobé de la route) (Baekstroem *et al.*, 2003). Ces hypothèses n'ont, à notre connaissance, pas pu être analysées, démontrées ou invalidées.

Le NaCl influence aussi la dispersion des polluants et en particulier des métaux lourds.

1.3.1.2 Rôle des fondants routiers dans la dispersion des polluants

Parfois négligé dans les études traitant de l'assainissement routier, le rôle des fondants routiers dans la dispersion des polluants a depuis quelques années été mis en évidence et mesuré dans certains systèmes

d'assainissement (Tromp *et al.*, 2012).

Plusieurs auteurs soulignent ainsi le rôle de la salinité des eaux de ruissellement dans la spéciation des ETM et dans le transports de colloïdes, deux phénomènes majeurs pour la dispersion des polluants, les métaux lourds et certains hydrocarbures étant également adsorbés ou liés aux colloïdes du sol (Clozel *et al.*, 2006 ; Tromp *et al.*, 2012). Les mécanismes mis en jeu dans ces phénomènes de remobilisation des ETM sont détaillés dans la partie 1.2.2.2.

Cet effet potentiel sur la mobilité des polluants est influencé par plusieurs facteurs. En effet, la qualité du sol (en particulier la présence d'argiles et/ou de calcaire), son pH, sa Capacité d'Échange Cationique (CEC) et la nature des éléments liés à ces sols (en particulier pour les cations alcalins comme le Ca^{2+} ou le K^+). Norrstroem et Bergstedt (2001) rapportent ainsi que pour des mesures effectuées sur des sols argileux de bord de route, les échanges ioniques entre l'ion Na^+ libre et les ions alcalins liés au sol entraînent une déstabilisation du sol et une dispersion des colloïdes. Un autre sol testé dans cette étude, qualifié de sol sableux grossier, présente une forte mobilisation des colloïdes sous l'effet du NaCl en solution, effet dû aux propriétés hydrauliques du sol (très forte conductivité hydraulique) et à son pH (augmenté significativement sous l'effet du NaCl).

L'augmentation de la mobilité des polluants (en particulier des ETM) est également due à l'effet du NaCl sur la dispersion de la matière organique du sol pour plusieurs types de sols de bord de route (Amrhein *et al.*, 1992 ; Baekstroem *et al.*, 2004), et pour des sédiments de bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement routières (Durin *et al.*, 2010).

Néanmoins les mécanismes mis en jeu restent méconnus et cet effet n'a pas été caractérisé pour des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières.

1.3.2 Assainissement routier : le traitement des fondants routiers encore peu développé

L'urbanisation croissante et le développement du tissu routier et autoroutier en France ont pour conséquence l'imperméabilisation des sols. Ce phénomène fait partie des principaux processus responsables de la dégradation des sols. Ce développement de l'imperméabilisation a donné lieu à la conception de nombreux plans de gestion des eaux de ruissellement sur un plan hydraulique, mais aussi de gestion de la pollution par la suite. Ces dernières décennies, de nombreux bassins de rétention ont été construits pour gérer les flux de ces ruissellements routiers et urbains et en limiter l'impact. Mais ces bassins, conçus à l'origine pour maîtriser les flux d'un point de vue hydraulique, se sont avérés être également efficaces pour lutter contre la pollution de l'environnement en entraînant la sédimentation de particules chargées en polluants divers (hydrocarbures, éléments traces métalliques, *etc.*) (Durand *et al.*, 2004 ; Pagotto, 1999).

1.3.2.1 Gestion de la pollution routière par bassin de rétention

De nombreuses études ont été menées afin d'évaluer l'utilité de ces bassins pour traiter la pollution routière, décrivant ainsi la nature de la charge polluante arrivant dans ces bassins depuis les surfaces routières, ainsi que la quantité et la qualité de cette pollution (spéciation, biodisponibilité, *etc.*) (Durand, 2003 ; Lee, 1996 ; Legret *et al.*, 1995 ; Pagotto, 1999).

Charge polluante et concentrations en polluants dans les systèmes d'assainissement :

L'importance des apports en polluants routiers dépend majoritairement de trois types de facteurs :

- **climatiques** : durée de temps sec, durée et intensité des précipitations, hauteur de pluie totale ;
- **humains** : intensité du trafic, qualité des carburants, travaux d'entretien, accidents ;
- **techniques** : nature du bassin versant routier drainé et du revêtement, mode de collecte et d'assainissement des eaux pluviales.

A titre d'exemple, des concentrations mesurées sur des routes de fréquentations et de profils divers sont rapportées dans le tableau 1.4.

TABLEAU 1.4: Teneurs moyennes en métaux lourds dans les eaux de ruissellement routières et les boues de bassins d'assainissement divers

Référence	Caractéristiques de la route	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
<i>Eau de ruissellement routière</i>		<i>Concentration en $\mu\text{g/L}$</i>					
Stotz (1987)	41 000 véh/j, 2x2 voies, enrobé classique (Allemagne)	6	-	97	-	202	360
Stotz et Krauth (1994)	35 véh/j, 2x2 voies, enrobé drainant (Allemagne)	2	-	70	-	96	596
Grange <i>et al.</i> (1995)	20 000 véh/j, 2x2 voies, enrobé classique (France)	< 0,1	-	16	-	< 2	190
Grange <i>et al.</i> (1995)	20 000 véh/j, 2x2 voies, enrobé drainant (France)	< 0,1	-	6	-	< 1	63
Barrett <i>et al.</i> (1998)	8 800 véh/j, 2x2 voies, enrobé classique (États-Unis)	-	-	7	-	15	44
Wu <i>et al.</i> (1998)	25 000 véh/j, 2x3 voies, enrobé classique (États-Unis)	3	-	24	-	20	-
<i>Boues de bassins d'assainissement</i>		<i>Concentration en ppm</i>					
Lee (1996)		39-80	-	-	-	55	130
Legret <i>et al.</i> (1995)		1-4	39-80	84-208	20-30	300-819	683-1980
Nightingale (1987)		-	-	24-39	22-40	130-1400	-
Yousef <i>et al.</i> (1990)		2-28	19-68	4-73	7-29	30-1025	22-538
Durand (2003)		2	88	271	38	419	1847
<i>Norme française pour les boues de STEP</i>		15	1000	1000	200	800	3000
<i>Sédiments de bord de chaussée (ppm)</i>		3	-	-	-	1456	2861

Le tableau 1.4 indique que les boues des bassins d'assainissement présentent des concentrations pour la plupart sous la limite acceptable pour les boues de STEP en France (hormis pour le plomb). Cependant, pour les eaux de ruissellement, les limites acceptables sont régulièrement dépassées et l'efficacité du bassin pour diminuer la charge polluante prend donc un caractère critique.

Une étude menée au Danemark et comparant les compositions des boues de bassins d'assainissement à la composition des sédiments de lacs (au regard des normes en vigueur pour les sédiments dans ce pays) affirme également que les métaux lourds ne sont généralement pas présents dans les boues de bassin routiers en concentrations dépassant les limites fixées par la loi (Grauert *et al.*, 2012). Les métaux ne sont d'ailleurs généralement pas présents en quantités significativement différentes de celles retrouvées pour les lacs voisins (hormis pour le zinc et le cuivre dans certains cas). Le caractère "pollué" des boues des bassins est en fait quasiment exclusivement dû à la présence en concentration très importante, et dépassant cette fois-ci les limites fixées par la loi danoise, d'hydrocarbures et en particulier d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP¹¹).

Une étude menée en France confirme ces observations en comparant les teneurs en HAP de boues de bassin d'assainissement aux teneurs limites fixées aux Pays-Bas (Durand, 2003). Le tableau 1.5 rapporte les concentrations mesurées dans un bassin de rétention d'eau de ruissellement routières pour cinq HAP de la liste de l'EPA en les comparant aux seuils fixés aux Pays-Bas.

TABLEAU 1.5: Quantité de HAP (en ppm de boues sèches) d'après Durand (2003)

HAP	Bassin d'infiltration	Bassin de rétention	Norme Hollandaise ^a
Phénanthrène	1120	313	45
Fluoranthène	2290	670	15
Pyrène	2154	1223	-
Benzo [a] anthracène	2155	-	20
Chrysène	4200	-	20

^aNorme standard s'appliquant à un sol contenant 25% d'argile et 10% de matières organiques.

Cependant, en plus de la concentration en polluants dans le bassin, c'est la spéciation des ETM (c'est-à-dire la forme chimique sous laquelle ils sont présents dans le milieu et le type de liaisons qui les lient aux particules) qui va déterminer leur transmission vers le milieu naturel et leur biodisponibilité.

Spéciation et comportement physico-chimique de la charge polluante :

Afin de déterminer précisément l'impact des fondants routiers sur l'efficacité des bassins d'assainissement (voir 1.3.2.2), il est capital de s'intéresser à la spéciation des métaux lourds dans ces bassins, et en particulier dans les boues. En effet, les eaux de ruissellement routières vont pouvoir lessiver les boues des bassins d'assainissement avant d'être transférées vers l'environnement. Ainsi la contamination de ces boues (ainsi que les conditions physico-chimiques) va alors influencer la qualité de l'effluent en sortie de bassin.

¹¹16 HAP sont présents sur les listes de l'agence américaine Environmental Protection Agency : Naphtalène, Acé-naphthylène, Acénaphthène, Fluorène, Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Indeno(1,2,3-cd)pyrène, Dibenz(a,h)anthracène et Benzo(g,h,i)pérylène (voir norme EPA610)

Le tableau 1.6 présente un exemple de concentrations rencontrées dans les boues de bassin de rétention, mettant l'accent sur la spéciation des métaux lourds.

TABLEAU 1.6: Teneurs moyennes en polluants dans les eaux de ruissellement routières (Tromp et al., 2012) et les boues du bassin de rétention de Chevire en France (classés par phases géochimiques, résultats obtenus suite à une extraction séquentielle réalisée selon le schéma du Bureau Communautaire de Référence) (Clozel et al., 2006 ; Durand, 2003)

	Cadmium	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
<i>Eau de ruissellement routière (µg/L)</i>						
Fraction dissoute	0,4	1,5	82,0	1,9	2,6	130,4
Fraction particulaire	0,2	2,6	35,1	1,8	26,7	159,4
Concentration totale	0,6	4,1	117,1	3,6	29,3	289,8
<i>Boues de bassins d'assainissement (ppm)</i>						
Fraction échangeable	1,1	0,6	58	3,9	15,9	1001,8
Fraction réductible	0,4	2,4	32,9	3,3	112,1	424,9
Fraction oxydable	0,2	22,9	148,3	6,5	174,5	228,9
Fraction résiduelle	0,07	56,6	33,0	19,8	83,7	156,7
<i>Sédiments de bord de chaussée (ppm)</i>						
Lee (1996)	2,71	-	-	-	1455,7	2861,2

Les mesures effectuées par Clozel et al. (2006) ou Durand (2003) confirment les données concernant la spéciation des métaux lourds dans les sédiments (voir 1.2.2.2), à savoir que le zinc et le cadmium sont liés "moins fortement" que le plomb, le cuivre ou le nickel (prépondérance de la fraction échangeable pour Zn et Cd, de la fraction dite oxydable pour Cu, des fractions réductible et oxydable pour le Pb, et de la fraction résiduelle pour le Ni et le Cr).

De plus la nature du sédiment a une influence non négligeable sur le comportement de la charge polluante. En effet, plusieurs paramètres vont influencer notamment le transport des particules et en particulier la taille de ces particules va jouer un rôle prépondérant. En effet, de la taille des particules dépend leur surface spécifique et donc le nombre de sites potentiels de fixation des polluants liés à ces particules (Clozel et al., 2006 ; Durand, 2003 ; Lee, 1996). Plusieurs auteurs rapportent également que la fraction argileuse et la matière organique auront une affinité très forte pour les métaux (Crawford et al., 2010 ; Durand, 2003 ; El-Mufteh et al., 2010). La nature des particules présentes et la pédologie du site considéré ont donc une importance non négligeable (Crawford et al., 2010).

De plus, un certain nombre de facteurs vont influencer la spéciation des métaux dans les boues des bassins d'assainissement et peuvent ainsi modifier l'efficacité de ceux-ci, comme le pH ou la salinité par exemple.

Efficacité des bassins de rétention :

Si la gestion du surplus d'eau de ruissellement généré par l'imperméabilisation des surface imposée par la construction de routes et autoroutes a depuis des décennies été intégrée aux projets d'infrastructure par la conception de bassins permettant de contrôler les flux hydrauliques et par la même occasion les flux de polluants, l'efficacité de ces bassins concernant l'abattage de la charge polluante reste relativement méconnue et ne fait pas l'objet d'un contrôle continu et réglementé en France (Pagotto, 1999 ; Durand, 2003 ; Gallagher et al., 2011).

Plusieurs études rapportent cependant des mesures visant à évaluer l'efficacité de bassins d'assainissement routiers et de leurs systèmes associés (dessableurs, déshuileurs, *etc.*). L'efficacité des bassins concernant l'abattage de la pollution est principalement évaluée en comparant la concentration en polluant dans les eaux entrant et sortant de ces bassins, dans les eaux de ruissellement routières ou directement dans les bassins.

Ainsi, une étude menée au Danemark compare les concentrations en hydrocarbures, en ETM et en HAP de 70 bassins de rétention à celles observées dans le milieu naturel (mesurées dans 38 lacs danois) (Grauert *et al.*, 2012). D'après l'étude, 80 % de la matière en suspension est déposée lors de son passage dans les bassins de rétention en moyenne, 90 % des bassins présentent des sédiments légèrement pollués au regard des seuils fixés au Danemark, et plus de 61 % présentent des sédiments considérés comme pollués. Concernant les ETM, seuls le nickel et le zinc sont responsables du classement de certains sédiments comme pollués selon l'auteur. La comparaison avec les lacs danois démontre de plus que la différence de qualité entre les sédiments des bassins et les sédiments lacustres n'est pas significative pour la plupart des polluants (les Cl^- , la majorité des HAP et certains métaux notamment) et que seuls quelques hydrocarbures présentent une différence importante en concentration entre le milieu naturel et les bassins de rétention.

Les conditions météorologiques sont régulièrement citées comme le premier facteur d'influence de l'efficacité des bassins de rétention (Revitt *et al.*, 2004 ; Gallagher *et al.*, 2011 ; Grauert *et al.*, 2012). La succession de temps secs et pluvieux, et l'intensité des événements pluvieux va en effet avoir un effet capital sur le transport, l'érosion et la sédimentation des particules auxquelles sont liés les polluants. La vitesse de sédimentation dans les bassins, et donc l'efficacité des bassins de rétention, va également être impactée par le vent (Grauert *et al.*, 2012). Certains auteurs ont même pu mesurer des efficacités négatives (concentration en métaux lourds de l'effluent de sortie du bassin supérieure à celle de l'entrée).

Outre l'efficacité du bassin à proprement parler, certaines études s'intéressent à l'efficacité de systèmes complets composés de bassins et de zones de prétraitement. Ainsi, une étude menée au Royaume-Uni compare l'efficacité d'un système composé d'un dessableur et d'un bassin de rétention à l'efficacité d'un système composé d'un bassin de biofiltration (planté de végétaux, *Typha latifolia*) et d'un bassin de rétention (Hares et Ward, 1999). Les auteurs soulignent d'une part que l'efficacité des deux systèmes concernant tous les polluants suivis (V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sb et Pb) est toujours située entre 84 et 95 % en moyenne. D'autre part, le système de biofiltration s'avère significativement plus efficace que le système comportant un dessableur. Toutefois, les échantillons ont été prélevés de manière ponctuelle et non continue comme le préconisent certains auteurs pour calculer l'efficacité des systèmes d'assainissement (Revitt *et al.*, 2004 ; Gallagher *et al.*, 2011). L'ensemble des études identifiées sur le sujet ne fait pas mention de l'influence potentielle des fondants routiers sur l'efficacité des bassins de rétention. Si la remobilisation des polluants sous l'effet du NaCl pourrait rendre nulle, voir ponctuellement négative, l'efficacité des bassins (Tromp *et al.*, 2012), celle-ci n'a pas pu être formellement démontrée ni analysée. Par ailleurs, aucune étude ne fait état d'une analyse de l'efficacité de ces systèmes concernant le traitement des fondants routiers, produits généralement très mobiles (comme les ions Na^+ et Cl^-) et donc *a priori* non traités par les bassins de rétention en eau.

1.3.2.2 Fondants routiers et bassins de rétention

Si la présence et les effets des fondants routiers ont été très étudiés, leur dynamique de transfert, d'échange et d'interaction dans les bassins de traitement des eaux routières reste méconnue. Cependant, ils se retrouvent dans ces systèmes dans des quantités particulièrement importantes allant jusqu'à 20 g/L de NaCl en concentration de pointe (Gallagher *et al.*, 2011). L'influence certaine des conditions météorologiques et une forte variabilité dans les concentrations mesurées imposent un contrôle continu et intense pour analyser cette dynamique et peu d'études permettent aujourd'hui d'améliorer les connaissances dans ce domaine.

La majorité des études traitant de l'influence du NaCl utilisé en tant que fondant routier sur les bassins d'assainissement est basée sur la mesure de la concentration en Cl^- dans les eaux. Les concentrations mesurées dans les bassins ou en sortie des bassins se situent entre 20 et plus de 20 000 mg/L. Cette forte variabilité est due aux choix d'échantillonnage, à la zone climatique où se situe le bassin, ainsi qu'à la rigueur de l'hiver où les prélèvements ont été effectués (Scher et Thiery, 2005). Une étude menée sur des bassins dans le sud de la France rapporte ainsi des concentrations dans un bassin de rétention allant de 49 à 290 mg/L (Scher et Thiery, 2005), alors qu'au Canada des auteurs rapportent des concentrations entre 40 et 450 mg/L en moyenne et jusqu'à 22 000 mg/L en Cl^- en concentration de pointe dans les eaux de bassins de rétention (Gallagher *et al.*, 2011).

Ces importantes concentrations en Cl^- dépassent régulièrement les seuils fixés dans différents pays. En effet, en France, la limite pour les eaux brutes destinées à la consommation est de 200 mg/L, et aux États-Unis les limites de toxicité chronique et aiguë sont respectivement de 230 et 860 mg/L (Tixier *et al.*, 2012).

La concentration en Cl^- n'est pas homogène dans les bassins (Mayer *et al.*, 2008). Elle dépend de la profondeur et est également hétérogène dans les eaux interstitielles contenue dans les boues. La concentration en Cl^- est la plus forte au niveau de l'interface entre l'eau et les sédiments de fond du bassin, et décroît de l'interface eau/sédiment vers le haut de la colonne d'eau et dans les sédiments. De plus, la concentration en Cl^- mesurée dans le bassin de Rouge River au Canada (proche de 3 g/L à l'interface eau/sédiment) entraîne la remobilisation de cadmium dans des proportions importantes et l'apparition de complexes chlorés en quantités non négligeables (plus de 40 % du Cd total) (Mayer *et al.*, 2008).

Si ce lien entre la concentration en Cl^- et celle en métaux lourds semble confirmé (Tixier *et al.*, 2011), les mécanismes qui lient ces deux types de polluants restent encore peu étudiés. Tixier *et al.* (2011) décrivent ainsi une forte augmentation de la concentration en Cl^- et en métaux lourds en période hivernale. Ils les associent à l'utilisation de fondants routiers, mais le lien entre ces deux concentrations n'est pas statistiquement significatif. La concentration en Cl^- a cependant atteint des niveaux dépassant largement les limites réglementaires (jusqu'à 5 740 mg/L), et l'association des deux types de polluants pourrait de plus avoir un effet toxique synergique.

Les interactions entre eau et sédiment et la charge polluante contenue dans ces deux compartiments environnementaux sont capitales dans le rôle des fondants routiers sur la dynamique d'échange des polluants dans les bassins de traitement. Outre les effets évoqués ci-dessus, la capacité qu'ont les sédiments ou les boues de bassins à stocker et relarguer les polluants permet de mieux appréhender l'influence du sel sur les échanges à l'interface entre sédiment et eau. Ainsi, en plus de la remobilisation des métaux

lourds, une étude menée sur des sédiments d'un bassin de rétention des eaux pluviales aux États-Unis a démontré que lorsque des sédiments contaminés par une pollution au NaCl étaient mis en contact avec de l'eau du robinet, ils pouvaient relarguer d'importantes quantités de Cl^- (Brand *et al.*, 2010). En effet, malgré le caractère très soluble du Cl^- , la capacité de l'eau interstitielle contenue dans les boues et sédiments de bassins à contenir des ions et solutés entraîne un "stockage" de la pollution dans ces sédiments. Un essai en batch mené sur les sédiments en question a donné une concentration de plus de 1 g/L dans l'eau pour les échantillons contaminés, et moins de 100 mg/L pour le témoin.

1.3.3 Pollution routière, bioindicateurs, bioessais et biomarqueurs

La détection, la caractérisation et la compréhension de la pollution routière par des techniques classiques d'analyses physico-chimiques présentent un certain nombre de limites. En effet, le coût financier et logistique de certaines analyses lourdes, sans compter la trop grande spécificité de certaines mesures, ne permet pas une analyse simple, rapide et efficace de la qualité des milieux naturels et de l'influence de la pollution sur ceux-ci. Il existe cependant un certain nombre de tests, essais et autres indices biologiques permettant de décrire la qualité des milieux naturels de manière plus précise et parfois plus simple.

Concernant les pollutions au NaCl et la toxicité de ce polluant, relativement peu de méthodes de bioindication et très peu de bioessais ont aujourd'hui été développés et fiabilisés. Les bassins d'assainissement routiers ont, pour leur part, fait l'objet de très peu d'études concernant les écosystèmes qu'ils forment et la biodiversité qui les caractérise. Les quelques études présentes dans la littérature permettent toutefois de fixer les bases du développement de l'utilisation de paramètres biologiques pour détecter et caractériser l'effet de la pollution au NaCl causé par l'utilisation de fondants routiers.

1.3.3.1 Utilisation de bioessais pour mettre en évidence la pollution au NaCl

L'exposition d'espèces connues et bien étudiées à des milieux pollués dont la qualité physicochimique complexe n'est pas toujours simple à analyser peut permettre de mettre en évidence de manière simple, rapide et relativement peu coûteuse, la toxicité d'un milieu. Plusieurs études ont ainsi été menées sur la qualité de l'eau et des sédiments de bassin de rétention des eaux de ruissellement routières et urbaines.

L'espèce *Hyallolela azteca* a été soumise à l'exposition de nombreux échantillons pollués, dont des échantillons de bassin de rétention ou d'eau de ruissellement routière. Elle a été mise en contact avec des sédiments de bassin de rétention plongés dans de l'eau du robinet afin de déterminer un éventuel effet toxique de ces sédiments (Karouna-Renier et Sparling, 1997). Pour des temps d'exposition compris entre 24 et 48 h, aucun effet significatif n'a été mis en évidence. Cependant, le temps d'exposition relativement court, la sélection de sédiments uniquement et non d'eau de bassin, la non prise en compte de saisonnalité (une seule campagne ponctuelle d'échantillonnage) et la mise en service récente du bassin au moment de l'étude (bassin mis en eau depuis moins de 5 ans), cette étude ne permet pas d'exclure l'hypothèse d'un effet toxique des sédiments de bassin de rétention.

L'étude couplée des caractéristiques physicochimiques du bassin, de son fonctionnement hydraulique et des influences saisonnières est donc nécessaire pour permettre d'élaborer des bioessais performants. Des données sur les polluants présents dans l'eau (métaux, HAP et fondants routiers) ainsi que la teneur en carbone organique, en matière en suspension ou encore des données sur le pH et la conductimétrie

comparées à des paramètres biologiques mesurés sur des espèces connues pour leurs caractéristiques bioindicatrices sont donc nécessaires. Plusieurs études ont ainsi démontré un effet toxique significatif des sédiments et des eaux de bassins de gestion des eaux routières et urbaines (Dorchin et Shanas, 2010 ; Bartlett *et al.*, 2012ab ; Tixier *et al.*, 2012) et apporté des précisions concernant les mécanismes de toxicité mis en jeu. L'effet synergique des polluants d'origine routière a été mis en évidence (la seule présence de métaux lourds ou de HAP dans les quantités découvertes dans les bassins de gestion ne pouvant expliquer à elles seules les effets toxiques observés) et le caractère prépondérant de l'influence des saisons. L'augmentation de la teneur en Cl^- a ainsi été clairement liée à un effet toxique prononcé chez *Hyallolella azteca* (Tixier *et al.*, 2012) et *Hyla versicolor* (Brand *et al.*, 2010), bien que plusieurs auteurs soulignent dans la littérature que les mécanismes précis de toxicité et l'ensemble des polluants impliqués soient encore relativement peu clairs. Par exemple, Bartlett *et al.* (2012a) soulignent l'augmentation de la toxicité du milieu formé par un bassin de rétention au printemps, lors de la fonte des neiges et de l'apport en Cl^- le plus important de l'année (Bartlett *et al.*, 2012a). Cette étude démontre néanmoins que chaque polluant pris à part ne peut expliquer l'effet toxique et qu'un effet synergique de l'ensemble des composants toxiques du milieu n'est pas à exclure.

Ajoutons que la simple analyse de la concentration en polluant dans le milieu ne peut suffire à en expliquer la toxicité. Certaines études ont ainsi démontré que les échantillons d'eau de bassins de rétention les plus "pollués" n'étaient pas nécessairement les plus "toxiques" (Dorchin et Shanas, 2010). Ainsi, une mesure de la quantité de nutriments disponible pour les espèces considérées (parfois plus importantes lorsque les concentrations en polluants sont les plus fortes) pourraient permettre d'affiner la compréhension du mécanisme.

L'utilisation d'outils de bioindication, en complément de bioessais ou non, pourrait permettre d'affiner la compréhension des mécanismes en jeu dans la toxicité des bassins de collecte des eaux de ruissellement routières et urbaines. L'étude de la biodiversité en général, et la mesure d'indice de bioindication (comme l'Indice Oligochète de Bioindication Lacustre ou IOBL, ou un indice diatomées) permettrait en effet de s'affranchir d'un certain nombre de biais introduits par la réalisation de bioessais en conditions contrôlées en laboratoire (Bartlett *et al.*, 2012a ; Tixier *et al.*, 2012).

1.3.3.2 Bassins de rétention des eaux de ruissellement routières : réservoirs de biodiversité ou piège pour espèces sensibles ?

De nombreuses espèces de macroinvertébrés, et en particulier des insectes, utilisent les habitats formés par les bassins d'assainissement et de récupération des eaux de pluie en général, et les bassins routiers en particulier. L'influence de l'importante pollution présente dans ces bassins d'origine anthropique pourrait les transformer en pièges plutôt qu'en réservoirs de biodiversité et habitats potentiels.

L'analyse des populations de macroinvertébrés de bassins de rétention d'eaux de pluie montre ainsi que l'occupation des sols à proximité du bassin et la pollution qui caractérise ces bassins est corrélée à la composition de ces populations (Foltz et Dodson, 2009). De plus, malgré le manque de diversité d'habitats d'un bassin lors de sa mise en service (la plupart des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières et urbaines sont généralement simplement formés d'une simple cuvette imperméable en béton ou recouverte d'une géotextile), les espèces indigènes de la zone aux abords des bassins vont rapidement les coloniser dès la première année de mise en service, puis, très rapidement, former un écosystème plus ou moins stable (Scher et Thiery, 2005). Les particularités hydrologiques et hydrauliques des bassins d'assainissement, en plus de la pollution, limitent cependant la richesse et la diversité des écosystèmes

qui peuvent s'y installer (Herrmann, 2012).

1.4 Phytoremédiation et phytodésalinisation, des solutions d'assainissement prometteuses en développement

La phytoremédiation correspond à l'utilisation des plantes et des bactéries associées à leurs systèmes racinaires pour réduire la concentration ou l'effet toxique de contaminants présents dans l'environnement (Baker *et al.*, 1997).

Cette technologie environnementale a fait son apparition dans l'assainissement depuis les années 90 et présente de nombreux avantages économiques, sociaux et environnementaux. Par ailleurs, on estime qu'environ 1 % des végétaux supérieurs sont capables de croître et de se reproduire sur des terrains côtiers ou continentaux salés (Flowers et Colmer, 2008). Ces plantes dites halophytes présentent pour certaines des caractéristiques particulièrement intéressantes pour la phytoremédiation en général et pour la phytodésalinisation en particulier.

1.4.1 La phytoremédiation, une solution environnementale aux problèmes de pollution du sol et des eaux

1.4.1.1 La phytoremédiation : une technique, différentes stratégies

Le terme phytoremédiation est la combinaison du mot grec *phyto* (qui signifie plante) et du mot latin *remedium* (qui signifie rétablir de l'équilibre, corriger ou enlever un mal quelconque). Si la technique désigne toute utilisation de végétaux afin de dépolluer un sol ou épurer des eaux usées, de nombreuses stratégies mises en place par ces végétaux sont impliquées et plusieurs types de phytoremédiation existent (figure 1.7). Ceux cités ci dessous recouvrent une partie importante de l'ensemble du domaine (Ali *et al.*, 2013 ; Alkorta *et al.*, 2004 ; Morel *et al.*, 1999):

- **la phytoextraction** : aussi appelée phytoaccumulation ou phytoabsorption, cette technique consiste en l'extraction de polluants par voie racinaire et leur accumulation dans les organes de la plante (en particulier les feuilles et les tiges, ou parfois des glandes spécifiques (Mench *et al.*, 2009)), elle peut parfois être amplifiée par une symbiose entre le tissu racinaire et les micro-organismes du sol (Lucisine *et al.*, 2014) ;
- **la phytofiltration** : elle peut recouvrir également la rhizofiltration et consiste en l'absorption ou l'adsorption de polluants contenus dans des eaux usées, limitant ainsi la dispersion de ces polluants sans pour autant les accumuler ;
- **la phytostabilisation** : immobilisation de certains polluants dans les sols contaminés. Cette technique diminue la mobilité et la biodisponibilité des polluants par différents mécanismes de sorption, complexation, précipitation, *etc.* (Morel *et al.*, 1999) ;
- **la phytovolatilisation** : très controversée (Padmavathiamma et Li, 2007), la phytovolatilisation consiste en l'absorption de polluants par la plante qui relargue ensuite sous forme volatile le polluant en question dans l'atmosphère ;

- **la phytodégradation et rhizodégradation** : dégradation de polluants organiques par les plantes notamment avec le concours d'enzymes telles que des déshydrogénases, la rhizodégradation implique en complément des micro-organismes du sol associés au système racinaire (Morel *et al.*, 2006) ;
- **la phytostimulation** : consiste en la stimulation de la dégradation des polluants par les micro-organismes du sol qui utilisent pour cela les exsudats racinaires et les métabolites émis par la rhizosphère de la plante (Favas *et al.*, 2014) ;
- **la phytodésalinisation** : technique innovante et récemment mise en place au niveau expérimental (Manousaki et Kalogerakis, 2011 ; Zorrig *et al.*, 2012) qui consiste en l'extraction de sels contenus dans les sols par des plantes halophytes (voir 1.4.2).

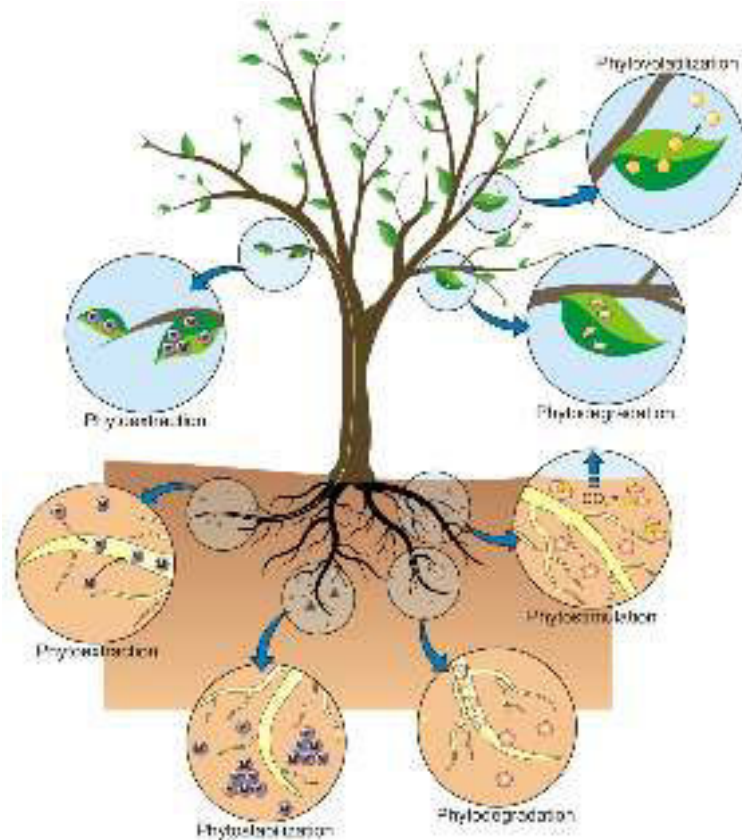


FIGURE 1.6: Représentation schématique des différentes stratégies de phytoremédiation (Favas *et al.*, 2014)

La phytoextraction est la technique la plus communément utilisée et probablement la plus rentable et efficace (Morel *et al.*, 1999). Afin de développer l'utilisation de ce genre de méthodes, il convient de sélectionner des plantes répondant à certaines caractéristiques essentielles pour le rendement de la remédiation :

- taux de croissance élevé,
- production importante de biomasse aérienne,
- développement important et large du système racinaire,
- translocation des polluants accumulés des racines vers les organes aériens (tiges et feuilles en particulier),

- tolérance aux effets toxiques des polluants cibles de la phytoremédiation,
- bonne adaptation aux conditions environnementales et climatiques,
- résistance aux pathogènes et maladies,
- culture et récolte aisées,
- répulsive pour les herbivores afin d'éviter de contaminer les chaînes alimentaires.

Plusieurs stratégies ont alors été mises en place basées sur l'exploitation de végétaux hyperaccumulateurs à croissance relativement faible ou de végétaux à croissance rapide ayant de bonnes capacités d'accumulation et une production de biomasse importante (la première solution étant décrite comme plus efficace car moins coûteuse notamment en matière d'entretien et de récolte des végétaux contaminés par les polluants (Chaney *et al.*, 1997)).

La quantification de l'efficacité de la phytoextraction peut être calculée par plusieurs méthodes différentes, en calculant un facteur de bioconcentration ou un facteur de translocation ou par une combinaison des deux méthodes (Ali *et al.*, 2013). La bioconcentration qui indique la capacité de la plante à accumuler dans ses tissus un polluant présent dans son environnement peut être calculée comme suit (FBC = Facteur de Bioconcentration) (Baker *et al.*, 1997):

$$FBC = \frac{C_{tissu\ collectible}}{C_{sol}} \quad (1.1)$$

où $C_{tissu\ collectible}$ est la concentration du polluant considéré dans les tissus de la plante et C_{sol} est la concentration du polluant dans le sol.

La facteur de translocation (FT) indique la capacité de la plante à transporter les polluants accumulés dans les racines vers les tiges et les feuilles et peut être calculé comme suit (Baker *et al.*, 1997) :

$$FT = \frac{C_{tige\ et\ feuilles}}{C_{racines}} \quad (1.2)$$

où $C_{tige\ et\ feuilles}$ est la concentration du polluant considéré dans les tiges et les feuilles de la plante et $C_{racines}$ est la concentration du polluant dans les racines de la plante.

1.4.1.2 La phytoremédiation : limites et devenir des végétaux employés

Bien que la phytoremédiation soit une technique prometteuse et pleine d'avenir, un certain nombre de limites peuvent être apportées à son utilisation, les avantages et inconvénients sont reportés dans le tableau 1.7.

Ces limites sont essentiellement dues au caractère biologique de ces méthodes. Biodisponibilité des polluants, régime hydrique ou encore cinétique de l'accumulation sont autant de facteurs limitant pour la remédiation par les plantes (Chappell, 1998 ; Ali *et al.*, 2013).

Un certain nombre de tests à l'échelle du terrain ont été effectués aujourd'hui (en plus des nombreux essais en laboratoire rapportés) et démontrent qu'un suivi constant et intensif des systèmes d'assainissement par phytoremédiation est nécessaire afin d'en confirmer l'efficacité et d'optimiser leur entretien

TABLEAU 1.7: Avantages et inconvénients des techniques de phytoextraction, adapté de Chappell (1998)

Avantages de la phytoextraction	Limites de la phytoextraction
Application <i>in situ</i>	Limité à une surface de sol, de cours d'eau ou d'eau souterraine réduite
Technique passive	Limité à des concentrations relativement faibles et non phytotoxiques
Coût très inférieur à celui d'autres techniques	Moins rapide qu'un traitement physique ou chimique
Acceptation sociale excellente	Toxicité et biodisponibilité des composés de dégradation méconnues
Peu d'émission atmosphériques et dans l'eau	Les contaminants du sol peuvent être mobilisés dans l'eau souterraine
Peu de déchets générés	Possible introduction de contaminant dans les chaînes alimentaires
Conservation et possible réutilisation des sols en place	Technique peu connue des gestionnaires des systèmes d'assainissement en général
Production de biomasse parfois valorisable	Gestion d'une biomasse contaminée

(Williams, 2002). Grâce à ces travaux, il apparaît même que, plutôt que de faire l'objet d'une épuration simple, les terrains contaminés peuvent faire l'objet d'une valorisation par une utilisation pour produire de la biomasse non alimentaire (e.g. énergies, fibres, *etc.*) (cf. projet Lorver : www.lorver.org).

1.4.2 La phytodésalinisation, une utilisation innovante des plantes halophytes

La capacité des végétaux supérieurs à influencer la spéciation et le transfert d'ions et autres espèces chimiques (en particulier Cl^- , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ et composés ioniques azotés ou phosphorés) a été utilisée pour dépolluer des eaux et sols chargés en produits toxiques depuis de nombreuses années (Zhang *et al.*, 2010).

La diminution de la quantité de ressource en eau de qualité disponible pour l'irrigation, l'augmentation de surfaces agricoles contaminées du fait des sécheresses, dont la fréquence et l'intensité semblent augmenter depuis plusieurs dizaines d'années, ont mis en évidence le problème de la salinisation des sols et de la nécessité de s'intéresser aux plantes pouvant dépolluer les sols salins ou supporter des conditions de salinité extrêmes (Koyro, 2006). Dans ces conditions, l'utilisation de plantes halophytes pour la phytoextraction des eaux de ruissellement routières chargées en NaCl au cours de l'hiver apparaît comme une solution prometteuse pour diminuer l'impact des fondants routiers sur l'environnement.

1.4.2.1 La phytoextraction du NaCl : quelles espèces pour quels objectifs ?

Les végétaux halophytes tolèrent ou excluent le NaCl de leurs tissus afin de limiter les effets sur leur physiologie. Le NaCl peut être compartimenté dans les cellules, l'homéostasie de la plante est alors maintenue dans la majorité des cas par la production de composés solubles intracellulaires comme des prolines (Lefèvre *et al.*, 2009). Il peut également être excrété ou maintenu hors des cellules dès le niveau racinaire (l'excrétion peut se faire au niveau de glandes spécifiques après absorption par les racines et transfert dans les parties aériennes) (Flowers et Colmer, 2008 ; Manousaki et Kalogerakis, 2011).

Les halophytes sont ainsi classées en trois groupes distincts (Manousaki et Kalogerakis, 2011), en fonction des stratégies des plantes pour tolérer le NaCl :

- Les halophytes inclusives : souvent munies de capacités de compartimentation : le NaCl est stocké

dans les vacuoles, donc le milieu intra cellulaire, dans toute la plante ou dans des glandes spécifiques comme chez certaines espèces du genre *Tamarix* ;

- Les halophytes exclusives : capables de maintenir le NaCl dans le milieu extérieur, ou excrété à la surface des feuilles ou d'organes spécifiques ;
- Les halophytes accumulatrices : capables de bioaccumuler des quantités importantes de NaCl (variables selon les organes considérés, racines, tiges, feuilles, ...), souvent des halophytes strictes, notamment des plantes du genre *Atriplex*.

Les plantes inclusives et accumulatrices peuvent être utilisées pour la phytoextraction du NaCl tandis que seules certaines plantes exclusives peuvent être employées pour la phytostabilisation.

Les capacités de tolérance au NaCl et les mécanismes mis en jeu sont souvent similaires à ceux observés pour la tolérance aux ETM (Manousaki et Kalogerakis, 2011), et traduisent également dans de nombreux cas une tolérance au stress hydrique (Rabhi *et al.*, 2010). Les halophytes ont donc non seulement l'avantage de pouvoir supporter un certain nombre de facteurs et de stress environnementaux particuliers, mais également de bioaccumuler des polluants, deux capacités qui en font d'excellents candidats pour les techniques de dépollution par phytoremédiation.

Plusieurs exemples d'utilisation de plantes halophytes pour la phytoremédiation sont rapportés dans la littérature (et ce dans différents contextes, cf tableau 1.8).

TABLEAU 1.8: Utilisation des halophytes pour la phytoremédiation.

Référence	Espèce utilisée	Dispositif expérimental	Objectif de l'étude
<i>Traitement de la pollution organique</i>			
Balnokin <i>et al.</i> (2010)	<i>Salicornia europaea</i>	Dispositif hydroponique (laboratoire)	Traitement des eaux usées dans le contexte aérospatial
Webb <i>et al.</i> (2012)	<i>Salicornia europaea</i>	Filtre planté (site pilote)	Traitement de résidus de pisciculture
<i>Phytodésalinisation</i>			
Morteau <i>et al.</i> (2014) Morteau <i>et al.</i> (2009)	<i>Atriplex patula</i> , <i>Spergularia canadensis</i> , <i>Salicornia europaea</i> , <i>Typha latifolia</i>	Expérimentation en pots	Phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières
Ravindran <i>et al.</i> (2007)	<i>Sesuvium portulacastrum</i> <i>Suaeda maritima</i>	Plantation sur site	Restauration de terres agricoles à salinité élevée
Rabhi <i>et al.</i> (2009) Rabhi <i>et al.</i> (2010)	<i>Sesuvium portulacastrum</i>	Expérimentation en pots et plantation sur site	Restauration de terres agricoles à salinité élevée (milieu aride)
Shelef <i>et al.</i> (2012) Freedman <i>et al.</i> (2014)	<i>Bassia indica</i>	Filtre planté (site pilote)	Phytodésalinisation d'eaux usées après traitement

Une seule étude a pu être identifiée sur la phytodésalinisation en milieu routier (Morteau *et al.*, 2009). Elle a été menée au Canada dans un contexte particulier : l'emploi de fondants dans des quantités très largement supérieures à celles utilisées en France, avec un fond géochimique très chargé en phosphore, et d'espèces indigènes de la zone de conception du filtre planté, *etc.* Elle confirme cependant l'intérêt de l'emploi des halophytes pour la phytodésalinisation dans le contexte routier.

1.4.2.2 La phytodésalinisation en milieu routier, des contraintes spécifiques

L'assainissement des effluents routiers doit présenter des caractéristiques spécifiques répondant aux contraintes associées à la qualité et la quantité des rejets produits par ces infrastructures (Setra, 2011). Les facteurs climatiques, humains et techniques influençant la qualité et la quantité du rejet impose en effet des systèmes dimensionnés pour traiter un très large panel de situations et un effluent de qualité très variable (Durand, 2003). Par ailleurs, afin de permettre aux gestionnaires d'assurer une exploitation optimale de ces systèmes, des facteurs économiques et techniques sont à prendre en compte (coût de conception, de construction et d'entretien, accessibilité, *etc.*).

Implantation des halophytes :

L'utilisation de végétaux pour la phytoremédiation des eaux de ruissellement en milieu urbain ou routier est une problématique récente basée sur des techniques issues de l'assainissement des eaux usées (filtres plantés de roseaux) ou sur des techniques de dépollution encore en développement (marais flottant). Parmi les techniques existantes adaptables pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières, les suivantes ont été identifiées.

Les marais artificiels ou "Constructed Wetlands":

Les marais artificiels sont des systèmes qui, contrairement aux bassins de rétention ou d'infiltration, sont conçus pour traiter des effluents de toutes sortes en reproduisant des processus biologiques, physiques et chimiques des milieux naturels (Fournel *et al.*, 2013 ; Revitt *et al.*, 2004).

Les marais filtrant peuvent être classés en deux catégories, en fonction des caractéristiques de l'entrée d'eau et de son évacuation :

- Les filtres horizontaux : les filtres horizontaux sont des bassins remplis de manière homogène de sable, de gravier ou de sol en place, et dans lesquels ont été plantés des macrophytes. L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du filtre par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin ; il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontal au travers du substrat (Iwema, 1999 ; Vymazal, 2011). En fonction de la configuration de l'évacuation de l'eau (par la surface du filtre ou sous la surface), on parle de filtres à écoulement superficiel ou de filtre à écoulement sous la surface (figure 1.7).
- Les filtres verticaux : les filtres verticaux sont des bassins remplis de couches de graviers de granulométries différentes superposées et, selon leur place dans la filière de traitement, recouvertes ou non d'une couche de sable dans laquelle sont plantés les macrophytes. L'alimentation a lieu par un système dit de "bâchées", c'est-à-dire discontinu : après stockage temporaire, et dans la majorité des cas un prétraitement, l'effluent est déversé rapidement sur le filtre grâce à des pompes ou à un siphon auto-amorçant, de manière à submerger la totalité de la surface afin d'homogénéiser

l'apport d'effluent dans le filtre (Iwema, 1999 ; Vymazal, 2011) (figure 1.8).

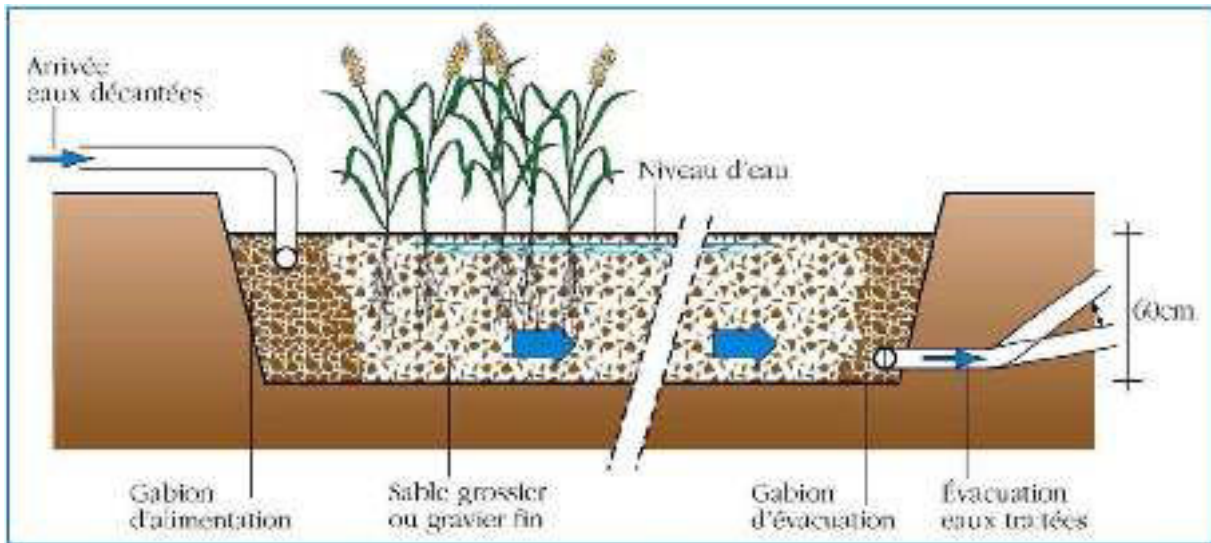


FIGURE 1.7: Filtre planté horizontal à alimentation continue et homogène (Iwema, 1999)

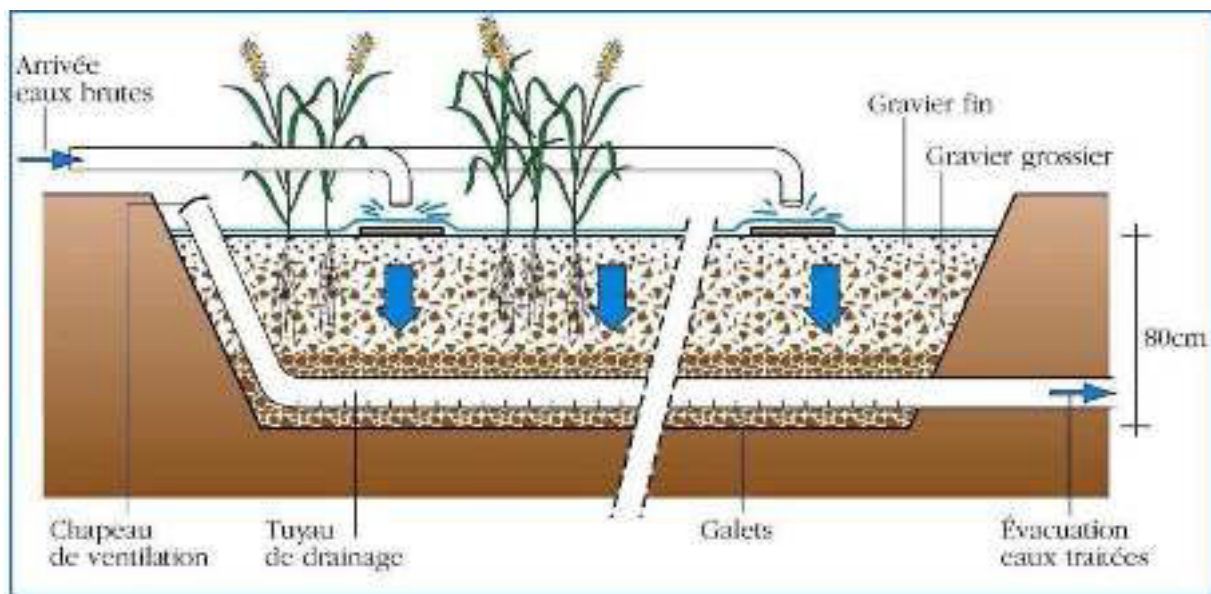


FIGURE 1.8: Filtre planté vertical à alimentation alternée et séquentielle (Iwema, 1999)

Le type de marais filtrant (vertical, horizontal à écoulement superficiel (le filtre est toujours “en eau” et la plante partiellement submergée) ou sous la surface) va modifier le fonctionnement biologique de celui-ci et donc le type de végétaux que l'on peut y implanter (Marchand *et al.*, 2010 ; Terzakis *et al.*, 2008).

Selon la configuration du marais (profondeur, présence de banquettes ou risbermes), plusieurs types de plantes pourront être implantées pour former un écosystème complet.

Les noues et fossés enherbés: Une noue est un fossé large et peu profond, avec un profil présentant des rives en pente douce. Sa fonction essentielle est de stocker une partie du volume ruisselé issu d'un

épisode pluvieux. Le stockage et l'écoulement de l'eau se font à l'air libre, à l'intérieur de la noue. L'eau est collectée soit par l'intermédiaire de canalisations, soit après ruissellement sur les surfaces adjacentes. L'eau est évacuée vers un exutoire (réseau, puits ou bassin de rétention) ou par infiltration dans le sol et évaporation (Certu, 2008).

Les marais flottant: Les marais flottant sont des systèmes d'assainissement complémentaires récents employant des macrophytes plantés sur des matelas flottant sur la surface des eaux d'un bassin ou d'un marais (artificiel ou naturel) et dont les racines sont directement en contact avec les eaux sous-jacentes plutôt que plantées dans un sol ou un sédiment (Tanner et Headley, 2011).

Les avantages et les limites de ces techniques alternatives de traitement sont rapportés dans le tableau 1.9. L'ensemble de ces techniques permet d'envisager l'utilisation d'une large gamme d'espèces halophytes dans un système de phytodésalinisation en milieu routier. Certaines contraintes supplémentaires sont cependant à prendre en compte pour l'utilisation de ce type de techniques pour la dépollution des eaux de ruissellement routières.

Contraintes imposées par le milieu routier :

Les végétaux employés dans les systèmes d'assainissement doivent essentiellement présenter des caractéristiques leur permettant de tolérer les caractéristiques qualitatives et quantitatives de l'apport en eau dû au ruissellement routier.

Les systèmes d'assainissement des eaux utilisés en milieu routier doivent être dimensionnés en fonction essentiellement de leur fonctionnement hydraulique, et donc de la météorologie locale (Setra, 2006). Les végétaux employés dans de tels systèmes, en fonction des caractéristiques du type de bassin ou de filtre employé doivent correspondre aux caractéristiques hydriques auxquelles ils auront à faire face (submersions temporaires ou non, périodes de sécheresse plus ou moins prolongées, ...).

Par ailleurs, les eaux de ruissellement routières présentent une qualité extrêmement variable et sont toxiques pour de nombreuses espèces végétales (cf. 1.3). Les choix des plantes utilisées pour la conception d'un filtre planté ou tout autre système de bioremédiation des eaux de ruissellement routières doit prendre en compte ce paramètre qualitatif à modérer en fonction du plan complet du système de traitement, incluant ou non des ouvrages de prétraitement.

TABLEAU 1.9: Avantages et inconvénients des dispositifs de traitement végétalisés adaptables pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières (Certu, 2008 ; Davis, 1995 ; Tanner et Headley, 2011)

Avantages	Limites
Marais artificiels	
Coût total généralement limité	Forte emprise comparé à d'autres techniques
Coût d'entretien (en énergie et dépenses) peu élevé	Performances variables en fonction des saisons et de la météorologie
Bonne tolérance pour des flux hydrauliques variables	Sensibilité à certains polluants pour la partie "biologique" du filtre
Valorisation possible de l'eau en sortie	Possible remobilisation de polluants
Bonne intégration paysagère, acceptation facilitée pour le public, favorise le développement et le maintien de la biodiversité	Tolérance limitée à la sécheresse prolongée
Noues et fossés enherbés	
Coût total généralement limité	Entretien régulier (besoin en main d'œuvre)
Coût d'entretien (en énergie et dépenses) peu élevé	Tolérance faible aux flux hydrauliques variables
Emprise faible	Sensibilité à certains polluants pour la partie "biologique" du filtre
Valorisation possible de l'eau en sortie	Peu de plantes adaptables à ce type de configuration
Bonne intégration paysagère, acceptation facilitée pour le public	Tolérance limitée à la sécheresse prolongée
Marais flottants	
Possibilité d'adaptation aux systèmes existants	Coût total encore méconnu
Coût d'entretien (en énergie et dépenses) peu élevé	Sensibilité à certains polluants pour la partie "biologique" du filtre
Emprise faible (le système peut être disposé dans des bassins existants)	Tolérance limitée à la sécheresse prolongée (en cas d'assèchement du bassin)
Extraction directe du polluant dans l'eau et non dans le sédiment par les racines	
Développement important de biofilm racinaire fixant notamment les matières en suspension	

1.5 Conclusions et objectifs de la thèse

Cette synthèse bibliographique permet de tirer des premiers enseignements concernant le transfert des fondants routiers dans les systèmes de rétention des eaux, puis dans l'environnement. Le NaCl, fondant majoritaire en France, une fois mis en solution et dissocié en ions Na^+ et Cl^- , est transféré en quantités significatives vers les systèmes d'assainissement routiers. Les quantités importantes transférées ensuite vers l'environnement ont pu augmenter significativement la salinité de nombreux milieux naturels et en modifier le fonctionnement bio-physico-chimique. Tous les compartiments environnementaux sont touchés (eaux superficielles et souterraines, sols et biocénose) et des écosystèmes complets sont menacés par cet impact encore peu pris en compte par les gestionnaires des infrastructures routières.

Les systèmes d'assainissement routiers ont initialement été conçus pour collecter les eaux de ruissellement afin d'écrêter le débit de crue et de limiter l'influence de l'imperméabilisation induite par la construction d'infrastructures routières. Ils sont essentiellement composés de réseaux de collecte et de bassin de rétention en eau ou de bassin d'infiltration, ils piègent la pollution présente sous forme particulaire qui peut décanter dans les bassins ou être retenue dans les systèmes filtrant. Cependant, la présence de NaCl soulève deux questions majeures sur le fonctionnement de ces systèmes :

- Les ions Na^+ et Cl^- ne sont pas ou peu retenus dans les systèmes existants qui ne peuvent qu'induire une dilution et un étalement de la période de rejet dans l'environnement ;
- Lors de leur transfert dans les systèmes d'assainissement, les ions Na^+ et Cl^- peuvent avoir un effet sur la mobilité d'autres polluants, en particulier les ETM, effet chimique (échange ionique, formation de complexes chlorés, influence sur le pH, ...) et effet physique (déstabilisation de la phase colloïdale des sédiments des bassins de rétention et infiltration).

Outre ces ouvrages classiques de rétention et infiltration, de nouveaux systèmes, mimant les capacités auto-épuratrices des écosystèmes naturels, ont été développés depuis plusieurs années. Ces marais filtrants, noues et autres marais flottants, utilisés seuls ou en complément des systèmes classiques pourraient permettre d'améliorer l'abattement de la pollution routière en général et de la pollution aux fondants routiers en particulier. En effet, certains végétaux (les halophytes) ont été testés avec succès pour la phytoremédiation et/ou la phytodésalinisation de sols et d'eaux chargées en NaCl dans des contextes variés (sols miniers, eaux usées, *etc.*).

Au vu de ces premières conclusions, les objectifs de ce travail de thèse sont les suivants :

- Mesure et caractérisation du transfert des fondants routiers de la route vers les bassins de rétention puis vers l'environnement, en fonction des épandages et des conditions météorologiques ;
- Mesure et analyse de l'effet des fondants routiers sur le fonctionnement des bassins de rétention et en particulier sur la mobilité des ETM ;
- Sélection et tests de végétaux halophiles pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières ;
- Conclusion et préconisations sur la faisabilité de la conception d'un système d'assainissement routier complémentaire ou complet permettant de répondre aux problèmes posés par les fondants routiers.

Le transfert des fondants routiers sera étudié à travers les prélèvements effectués sur un bassin de rétention situé à Chenevières (France) au bord de la route nationale 59. Ce site particulier possède plusieurs avantages qui en font un point de départ pour construire une réflexion à portée générique sur le transfert des fondants routiers dans les systèmes d'assainissement. Les pratiques d'épandage des services de l'état répondent à des objectifs nationaux et la conception de ce type de bassin sur les autoroutes non concédées ou les routes nationales est aujourd'hui effectuée selon des règles de dimensionnement communes pour les services concernés.

La figure 1.9 présente un schéma récapitulatif de la démarche scientifique employée dans cette thèse.

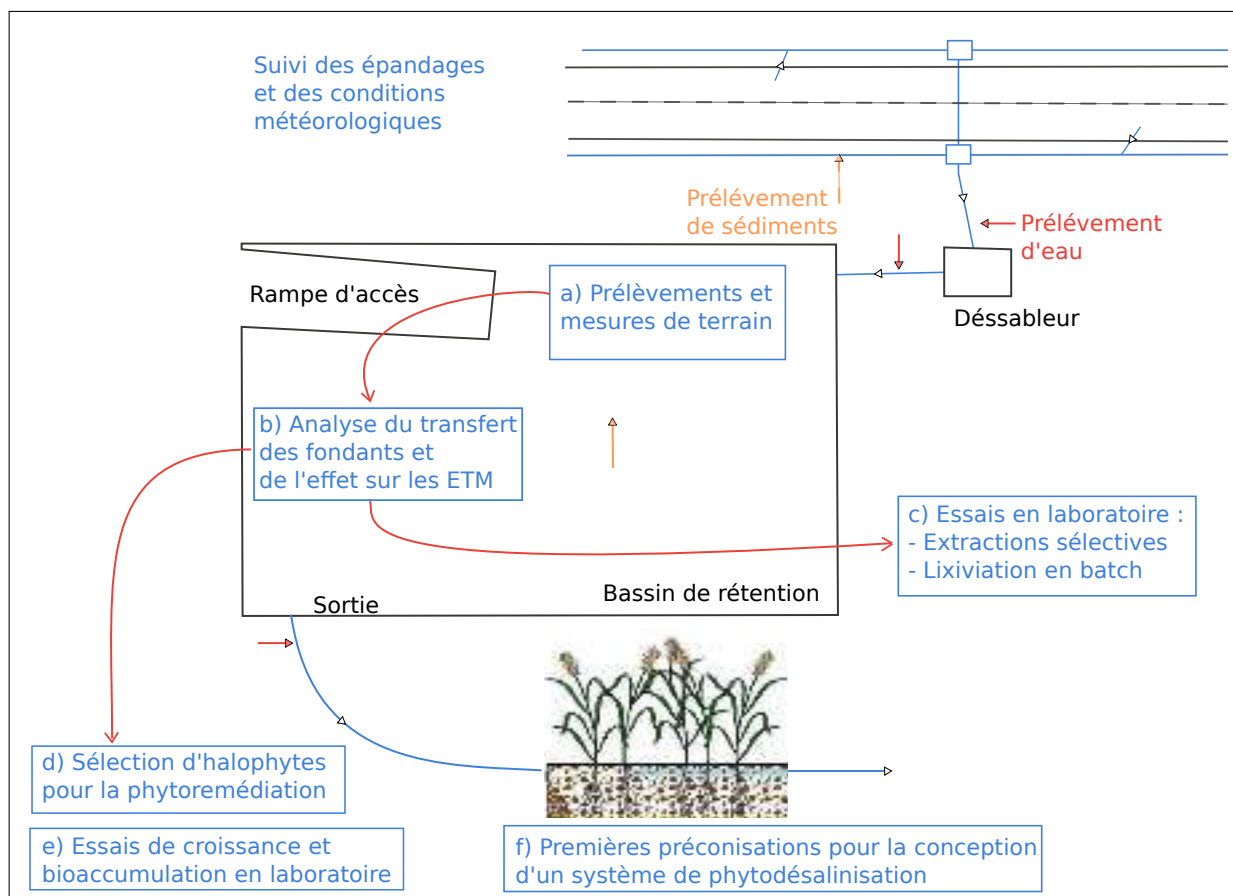


FIGURE 1.9: Schéma de synthèse de la démarche adoptée pour la thèse

Transfert et dynamique d'échange des fondants routiers dans le bassin de Chenevières

Sommaire

2.1 Introduction	48
2.2 Matériels et méthodes	48
2.2.1 Site d'étude expérimental : le bassin de Chenevières	48
2.2.2 Prélèvement et conservation d'échantillons du site de Chenevières	50
2.2.3 Mesures et analyses sur les échantillons du bassin de Chenevières	50
2.2.4 Suivi des données météorologiques et des épandages de fondants routiers	51
2.2.5 Analyse statistique	52
2.3 Résultats	52
2.3.1 Détection et identification des fondants dans les réseaux d'assainissement	52
2.3.2 Évolution de la concentration en ions Cl^- et Na^+ : le transfert des fondants dans les réseaux d'assainissement routiers	56
2.3.3 Bilan de masse de fondants transférés dans les réseaux d'assainissement routiers	63
2.3.4 Efficacité des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières : influence des fondants sur l'abattement de la pollution	68
2.4 Discussion générale et conclusions	87
2.4.1 Transfert des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement	87
2.4.2 Influence des pratiques d'épandages en période hivernale sur le transfert de la pollution métallique	88

2.1 Introduction

Afin de diminuer l'impact des fondants routiers sur l'environnement, il convient tout d'abord de s'intéresser aux paramètres qui en influencent le transfert de la route vers l'environnement. Si une partie non négligeable des fondants routiers est directement transportée dans l'environnement depuis la route (lors de l'épandage, par projection directe, par nébulisation, *etc.*), il a été estimé que 30 à 35 % de la masse totale de NaCl épandue était collectée par les réseaux d'assainissement routiers (Pilloy et Tchittarath, 1983). Les fondants routiers, après avoir été mis en solution, sont donc collectés dans les réseaux d'assainissement, amenés dans des bassins de rétention avant d'être rejetés dans le milieu naturel (Setra, 2011). L'efficacité de ces bassins de rétention a pu être démontrée dans certains cas précis pour l'abattement de la pollution routière et en particulier des ETM (Grauert *et al.*, 2012). Leur fonctionnement est fortement affecté par les conditions météorologiques (qui influencent la qualité de l'eau entrant dans les bassins) et la configuration de la route associée (trafic, largeur de chaussée, conception du réseau de collecte, *etc.*) (Setra, 2011). Plusieurs auteurs ont pu observer la présence de Na^+ et Cl^- en solution dans l'eau des bassins de rétention dans des concentrations variant entre quelques milligrammes et plus de 20 g/L (Scher et Thiery, 2005 ; Gallagher *et al.*, 2011), et démontrer le lien entre l'augmentation de la concentration en Na^+ et Cl^- et l'épandage de fondants routiers.

Néanmoins, la part des fondants routiers collectée est méconnue et les mécanismes de transfert, d'échange et de rejet des ions Na^+ et Cl^- ont également été jusqu'alors peu étudiés. Et si plusieurs auteurs évoquent l'influence du NaCl sur la mobilité des ETM dans le cadre de recherches sur la pollution routière, les mécanismes mis en jeu sont encore peu étudiés.

L'objectif de ce chapitre est d'analyser le transfert des fondants routiers de la route vers l'environnement à travers un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières. D'une part, on observe les épandages de fondants, les conditions météorologiques et l'état initial du bassin (qualité de l'eau et des sédiments avant une période hivernale). D'autre part, l'évolution de la qualité de l'eau et des sédiments du bassin au cours de la période hivernale est suivie. La mise en perspective de ces observations et une analyse statistique multivariée ont été mises en place afin d'améliorer la compréhension des mécanismes mis en jeu dans le transfert des fondants routiers dans les bassins de rétention et les échanges de polluants associés.

2.2 Matériels et méthodes

2.2.1 Site d'étude expérimental : le bassin de Chenevières

L'étude porte sur un site sélectionné pour sa conception récente, le suivi effectué au sein du Laboratoire de Nancy du Cerema sur la qualité de l'eau depuis le début de l'hiver 2011/2012 et la proximité géographique permettant un échantillonnage régulier. Il s'agit d'un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières étanche à volume d'eau mort permanent, situé à Chenevières en Meurthe et Moselle (54) le long de la Route Nationale (RN) 59 reliant Lunéville à Saint-Dié des Vosges (coordonnées GPS du bassin : 48°31'16"N 6°38'31"E).

Le bassin d'une surface de 2 650 m² présente en temps normal, hors période prolongée de temps sec, une hauteur d'eau permanente de 50 cm au centre du bassin. Les eaux de ruissellement de la section de route associée sont collectées par des fossés enherbés sur une longueur de 700 m et par des fossés en béton sur une longueur de 200 m (figure 2.1).

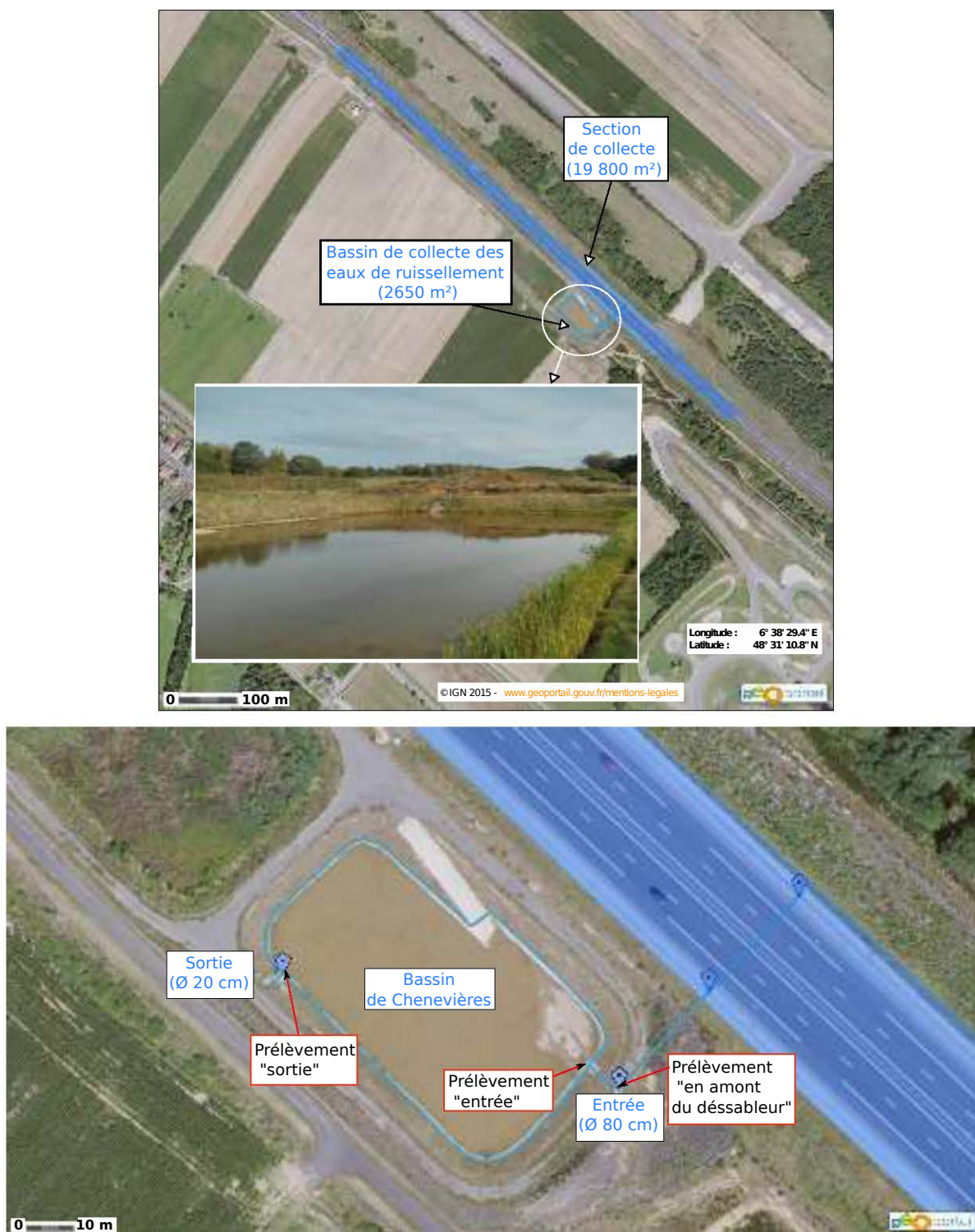


FIGURE 2.1: Site de l'étude : le bassin de rétention des eaux de ruissellement routières de Chenevières.

La RN 59 est une route nationale non concédée dont le gestionnaire est la Direction Interdépartementale des Routes de l'Est (DIR-Est), le centre d'intervention en charge de la section correspondant au bassin de Chenevières est situé à 10 km. Le trafic journalier moyen est d'environ 10 000 véhicules (dont environ 1 800 poids lourds) et la route a été mise en service à l'été 2009. C'est une route à 2 X 2 voies de 22 m de large, soit une surface de ruissellement totale de 19 800 m².

Le bassin est équipé d'un déssableur situé à l'entrée de celui-ci afin de collecter les particules les plus grossières. L'évacuation se fait par un "trop-plein" muni d'un siphon (ayant un effet déshuileur) équipé d'une grille permettant de retenir les débris les plus gros (espace entre les barreaux de 5 cm environ). Le bassin est également muni d'un système de by-pass permettant de circonscrire une éventuelle pollution accidentelle.

2.2.2 Prélèvement et conservation d'échantillons du site de Chenevières

Dans tout le protocole cité ici, les réactifs utilisés, fournis par FisherScientific, sont certifiés pour l'analyse des métaux en traces (référence Trace Metal Grade) et la verrerie est préalablement lavée à HNO₃ (10 % v/v) et rincée à l'eau ultrapure (Millipore, 18,2 MΩ).

Des échantillons d'eau ont été prélevés dans le bassin de Chenevières pendant toute la durée de la thèse. Trois points de prélèvement ont été privilégiés : en amont du déssableur, à l'entrée du bassin (entre le déssableur et le bassin) et à la sortie du bassin. Les échantillons de sortie du bassin ont été prélevés manuellement à proximité directe du système de siphon, à la surface de l'eau et à 5 cm du fond (à l'aide d'une pompe péristaltique) pendant les hivers 2012-2013 et 2013-2014, et uniquement à 5 cm du fond pendant l'hiver 2014-2015 (les résultats obtenus ayant démontré une homogénéité entre la qualité de l'eau prélevée à la surface et à 5 cm du fond du bassin, voir 2.3.2.2). Les prélèvements sont effectués de manière hebdomadaire en temps normal, et renforcée (jusqu'à 5 fois par semaine) en période de pluie et/ou d'épandage. Dans la mesure du possible, lorsque les événements pluvieux ont pu être identifiés en amont, les prélèvements multiples effectués sur un seul événement sont mélangés pour former un seul échantillon composite représentatif de l'événement.

Les échantillons d'eau ont été ensuite sous-échantillonnés :

- Une partie de l'échantillon a été conservée, acidifiée à pH<2 avec HNO₃, et stockée à une température inférieure à 4 °C. Cette partie a été minéralisée selon un protocole fourni par l'IFSTTAR. Pour la minéralisation, 100 mL d'échantillon acidifié ont été évaporés à 105 °C (pendant un temps minimum de 3 h). Le résidu sec a été repris dans 8 mL d'HNO₃, l'échantillon a été chauffé à couvert à 105 °C pendant 2 heures avant d'être réduit presque à sec. Le résidu a été repris dans 1 mL d'HNO₃ passé aux ultrasons, puis ajusté à 50 mL avec de l'eau déminéralisée. L'analyse de cette solution donne les teneurs totales en éléments.
- L'autre partie de l'échantillon a été filtrée à 0,45 μm, acidifiée à pH<2 avec de l'HNO₃, et stockée à une température inférieure à 4 °C. L'analyse de cette partie donne les concentrations dissoutes dans ces échantillons .

2.2.3 Mesures et analyses sur les échantillons du bassin de Chenevières

2.2.3.1 Caractérisation de la qualité de l'eau du bassin de Chenevières

Avant l'acidification des échantillons, une mesure de pH et de conductivité a été effectuée (dans les 24 h suivant le prélèvement). L'échantillon a été préalablement stocké à l'abri de la lumière à une température voisine de 20 °C pour que la mesure soit faite à 20 °C.

L'ensemble des échantillons d'eau a fait l'objet de mesures des concentrations en cations alcalins majoritaires (Na, Ca, K et Mg) et en ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) par spectrométrie d'émission atomique couplée à un plasma inductif (ICP-AES, Jobin-Yvon™, étalonné avec des solutions fournies par SPEXCertiPrep™).

Pour les échantillons filtrés, les concentrations en anions majoritaires (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-}) ont été mesurées par chromatographie ionique en phase liquide (chromatographe ICS 3000, Dionex™), excepté lors de l'hiver 2012/2013 où la concentration en ions Cl^- a été mesurée par une méthode de dosage potentiométrique à AgNO_3 avec un titrateur automatique fourni par la société Titrande™.

Pour les échantillons filtrés, la concentration en carbone inorganique total a été mesurée sur un module solide SSM 5000 A de l'analyseur TOC 5050 (SCHIMADZU™). Les carbonates présents sont transformés en dioxyde de carbone dans le module et quantifiés dans une cellule infrarouge. A partir de la valeur obtenue et du pH mesuré dans l'échantillon, les concentrations en CO_3^{2-} , HCO_3^- et ($\text{H}_2\text{O}\cdot\text{CO}_2$) en solution ont été calculées à partir des équations d'équilibre suivantes (à 25 °C) :

$$K_1 = \frac{[\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}^+]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = 10^{-6,30} \quad (2.1)$$

$$K_2 = \frac{[\text{CO}_3^{2-}] \cdot [\text{H}^+]}{[\text{HCO}_3^-]} = 10^{-10,33} \quad (2.2)$$

La quantité de matière en suspension dans l'eau (MES) a été mesurée par filtration sur filtres en fibre de verre, méthode adaptée de la norme NF ISO 872 (juin 2005), avec des filtres à 0,45 μm . Seuls les échantillons de l'hiver 2014/2015 ont fait l'objet de cette mesure.

Le transport colloïdal n'a pas fait l'objet d'analyses plus précises du fait de la complexité et de la non disponibilité du matériel nécessaire pour caractériser tant la qualité que la quantité des colloïdes transportés.

2.2.4 Suivi des données météorologiques et des épandages de fondants routiers

Les épandages de fondants routiers sous forme de sel solide, de saumure ou de bouillie ont été fournis par le gestionnaire de la RN59, la DIR-Est. Les épandages sont classés selon leur qualité (préventif ou curatif) et la quantité épandue (dosage en g/m^2 et section considérée). Le calcul de la quantité épandue est effectué en prenant en compte le nombre de passages, le dosage (réglé par l'agent en g/m^2) et la surface routière considérée (les 2 voies dans chaque sens de circulation). La quantité totale épandue sur le secteur est par ailleurs enregistrée par le gestionnaire. Les valeurs obtenues par le calcul basé sur le nombre d'interventions pour le tronçon étudié ont été comparées aux valeurs totales de la zone d'intervention. L'écart entre les deux valeurs finales est toujours inférieur à 5 %.

Les conditions météorologiques ont été suivies en continu et fournies par Météo-France. Les données mesurées sont les suivantes :

- température de l'air ;
- humidité relative ;
- pluviométrie ;
- direction et vitesse du vent.

Ces données ont été confrontées aux observations et mesures effectuées sur le bassin.

2.2.5 Analyse statistique

Afin de comparer certains jeux de données, un test de normalité de Shapiro-Wilk a tout d'abord été effectué. Une analyse de la variance (ANOVA) à un facteur ou multifactorielle a été utilisée en cas de distribution normale, suivie d'un test de comparaison post-hoc. Dans les autres cas, une ANOVA de Kruskal-Wallis a été utilisée suivi d'un test de Dunn. Le seuil significatif retenu est de $\alpha < 0,05$ (p signifie p value par la suite).

La majorité des analyses statistiques menées sur les mesures de qualité de l'eau et des sédiments dans le domaine de l'assainissement routier en général et ciblée sur les ETM et/ou les fondants routiers sont des analyses univariées (Rodrigues *et al.*, 2010). L'analyse multivariée, en fort développement dans le domaine de l'environnement, permet dans de nombreux cas d'améliorer la compréhension des mécanismes en jeu dans le transfert des polluants, et notamment de déceler les facteurs physico-chimiques influençant la qualité globale de l'eau et/ou un paramètre en particulier.

Nous avons utilisé l'analyse en composantes principales (ACP) centrée et normée : les données sont transformées en les centrant au centre de gravité (on enlève à toutes les mesures d'une variable la moyenne de cette variable) et on les norme (on divise les données par l'écart-type de la variable considérée).

Deux projections sont effectuées et présentées ici :

- La projection des variables sur un premier plan factoriel (cercle de corrélations) permet de déterminer les corrélations ou anticorrélations entre variables. Le plan factoriel est défini par deux axes factoriels.
- La projection des individus sur le même plan factoriel permet de visualiser les regroupements ou oppositions entre les individus sur un plan factoriel et l'influence des paramètres quantitatifs sur cette répartition.

Toutes les analyses statistiques ont été menées avec le logiciel JMP®.

2.3 Résultats

L'étude du transfert des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement est généralement conduite en mesurant la concentration en ions Cl^- dans les eaux prélevées en un ou plusieurs points des réseaux de collecte et des bassins. Le caractère éminemment transitoire des flux observés dans ces réseaux est parfois mal pris en compte et de nombreuses études se contentent d'évoquer des valeurs moyennes et/ou des valeurs maximales et minimales basées sur un effort d'échantillonnage limité pour décrire l'influence des épandages de fondants sur la salinité des eaux de ruissellement routières.

La corrélation entre la concentration en ions Cl^- et la concentration en cations comme Na^+ , K^+ , Ca^{2+} ou Mg^{2+} est plus rarement observée tout comme l'influence de paramètres physico-chimiques comme la conductivité molaire, le pH, ou la teneur en carbone inorganique totale.

2.3.1 Détection et identification des fondants dans les réseaux d'assainissement

2.3.1.1 Identification des fondants dans les réseaux d'assainissement

Les fondants routiers utilisés sur la RN 59 sont exclusivement composés de sel de mine (ou sel gemme), provenant de la mine de Varangéville (Lorraine), dont la teneur en NaCl est proche de 95 % (tableau 1.2 page 24).

Un prélèvement par semaine a été effectué systématiquement, des prélèvements supplémentaires ont pu être réalisés en période hivernale et estivale en fonction des épandages et des conditions météorologiques (un échantillonnage intensif a été mis en place en période hivernale, chaque événement pluvieux identifié à l'avance a fait l'objet d'une attention particulière).

A partir des concentrations en cations et anions majoritaires dans les échantillons d'eaux collectés dans le bassin de Chenevières, on a cherché à établir des corrélations entre les concentrations molaires en cations majoritaires (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}) et la concentration en ions Cl^- (figure 2.2). Les échantillons d'entrée et sortie du bassin sont associés sur la figure (l'observation des deux jeux d'échantillons séparés donne le même profil de variation et une corrélation équivalente en entrée et en sortie), les concentrations totales sont observées.

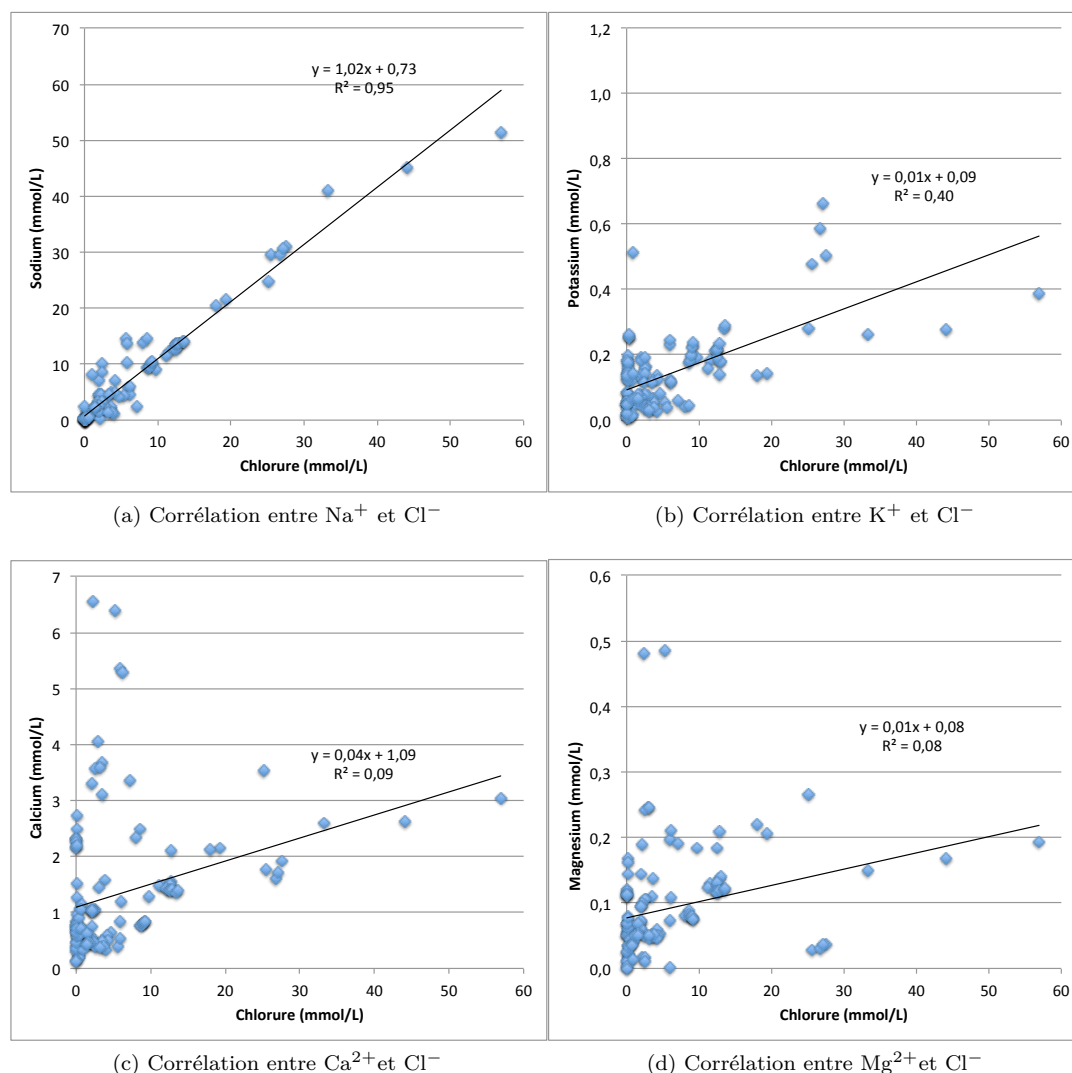


FIGURE 2.2: Relation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} dans l'ensemble des échantillons d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières prélevés entre novembre 2012 et avril 2015.

La prise en compte de l'ensemble des mesures révèle l'existence d'une corrélation nette entre les concentrations en Cl^- et Na^+ ($R^2 > 0,95$ avec une pente de 1,02) (figure 2.2a), sur un intervalle très large de concentrations en Cl^- (0 à 60 mmol/L). En revanche, aucune corrélation n'apparaît entre la

concentration en Cl^- et celles des autres cations majoritaires (figure 2.2b,c et d). En effet, les pentes sont inférieures à 0,04 et les coefficients de corrélation sont faibles (de 0,08 à 0,40). Pour affiner ces résultats, on a distingué les périodes d'épandage et les périodes hors épandage.

Par exemple entre décembre 2012 et avril 2013 la corrélation entre les concentrations en ions Cl^- et Na^+ est excellente ($R^2 > 0,98$ avec une pente de 1,00) sur un intervalle de concentration de 0,05 à 57 mmol/L (figure 2.3a), en considérant tous les échantillons prélevés en entrée et en sortie de bassin. Par contre, entre août et décembre 2013 (période hors épandage), la corrélation entre les concentrations en ions Cl^- et Na^+ est mauvaise ($R^2 > 0,42$) avec un pente de 1,23 sur un intervalle de 0,01 à 1,6 mmol/L (figure 2.3b).

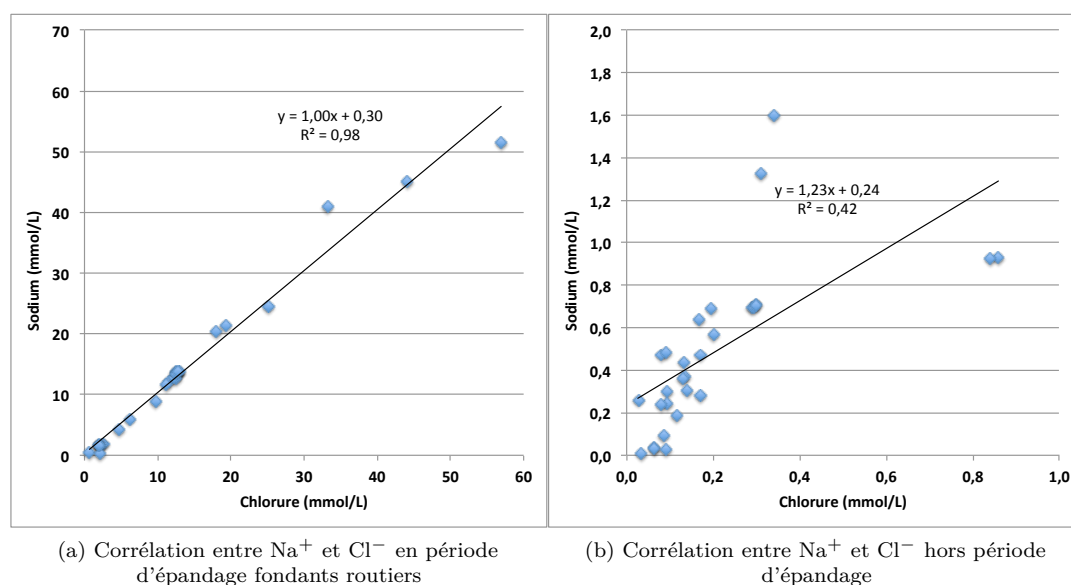


FIGURE 2.3: Observation de l'influence de l'épandage de fondants routiers sur la corrélation entre $[\text{Na}^+]$ et $[\text{Cl}^-]$ dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin d'assainissement de Chenevières.

Ainsi, on a mis en évidence une corrélation nette entre les concentrations en Cl^- et en Na^+ en entrée/sortie du bassin, sur la durée globale de la mesure (3 ans) et au cours de la période d'épandage.

Discussion :

De nombreux auteurs ont mis en évidence l'augmentation de la concentration en Cl^- dans les bassins de rétention des eaux de ruissellement routières en hiver et fait l'hypothèse que cette tendance était due à l'emploi de fondants routiers tels que NaCl ou CaCl_2 (Mayer *et al.*, 2008 ; Scher et Thiery, 2005 ; Tixier *et al.*, 2011). Toutefois, le lien formel entre le fondant employé et les variations observées des concentrations des ions en solution est très rarement établi et relié directement à des données d'épandage fournies par l'exploitant. Gallagher *et al.* (2011) ont pu démontrer la corrélation entre la concentration en Cl^- et en Na^+ afin de s'assurer de la nature du fondant.

Ici la connaissance de la composition du fondant utilisé par l'exploitant nous a orienté vers la recherche d'une corrélation entre les concentrations en Cl^- et Na^+ en entrée/sortie de bassin.

Nous avons montré que :

- ces concentrations molaires étaient quasiment égales, sur différentes périodes, et donc

sur différentes gammes de concentration (concentrations totales) ;

- ces concentrations étaient significativement plus élevées lors des périodes hivernales que lors des périodes avant épandage (concentrations totales).

Ceci prouve que l'augmentation des concentrations en Cl^- et Na^+ en entrée/sortie du bassin sont la conséquence de l'épandage de fondants routiers sur ce tronçon. Ces résultats sont comparables à ceux de Gallagher *et al.* (2011). On peut considérer que leur fiabilité est plus élevée car ils sont basés sur plus de 200 échantillons prélevés sur 3 hivers alors que les précédentes reposent sur 1 à 4 échantillons par site d'étude.

Le contexte géochimique local est marqué par une salinité relativement élevée des cours d'eau de la zone, en particulier la Meurthe (données de l'Agence de l'Eau Rhin Meuse). On aurait pu attendre une perturbation des mesures des concentrations en ions dissous dans les eaux de ruissellement routières. Cependant, la zone de collecte du bassin, relativement restreinte, et la conception récente de la route font que les eaux collectées ne sont *a priori* pas "contaminées" autrement que par leur ruissellement sur la route et les bas-côtés. L'influence du contexte géochimique local est donc négligeable.

2.3.1.2 Détection des fondants dans les réseaux d'assainissement

En plus des mesures ponctuelles et pour établir un bilan de masse de fondants entrant dans le bassin de Chenevières, un conductimètre a été installé dans le déssableur en amont du bassin au début de l'hiver 2013–2014.

L'hypothèse est faite que la conductivité spécifique en période hivernale est strictement corrélée à la concentration en ions Cl^- et/ou en ions Na^+ en solution dans l'eau d'entrée et de sortie du bassin. La mesure de la conductivité associée à une estimation du débit permet alors de calculer un bilan de masse de Cl^- , et/ou de Na^+ et donc de NaCl entrant et sortant du bassin. Pour s'assurer de la validité de cette approche, on a cherché à établir une relation entre conductivité et concentration en Cl^- et Na^+ . La figure 2.4 représente les relations entre concentrations en Cl^- et conductivité (figure 2.4a) et entre concentration en Na^+ et conductivité (figure 2.4b). Elle est basée sur les mesures effectuées lors de l'hiver 2014–2015.

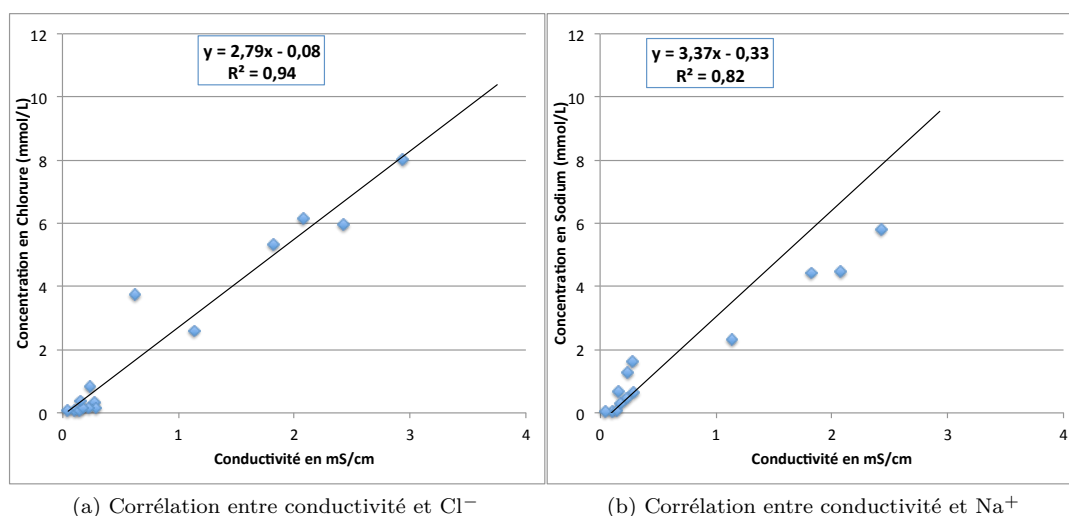


FIGURE 2.4: Recherche de corrélations entre la conductivité et les concentrations en Cl^- (a) et Na^+ (b) lors de l'hiver 2014–2015.

Ces résultats montrent que la corrélation entre la concentration en Cl^- et la conductivité est très bonne ($R^2 > 0,94$) (figure 2.4.a). Cependant, si la même observation est faite entre la concentration en ions Na^+ et la conductivité, la corrélation est faible ($R^2 > 0,82$) (figure 2.4.b).

La relation retenue pour le calcul de la masse de NaCl entrant dans le bassin sera donc celle obtenue pour le Cl^- , en considérant la concentration en Cl^- égale à celle en Na^+ . La relation est la suivante (pour $[\text{Cl}^-]$ en mmol/L et la conductivité Γ en mS/cm) :

$$[\text{Cl}^-] = 2,79.\Gamma - 0,08 \quad (2.3)$$

Celle-ci est valable pour notre programme d'échantillonnage sur le bassin de Chenevières durant l'hiver 2014–2015.

Discussion :

Les variations de conductivité sont considérées comme de bonnes indicatrices des variations de la concentration en Cl^- , associée à l'emploi de fondants routiers (Gallagher *et al.*, 2011 ; Karraker, 2007 ; Morgan *et al.*, 2007). Ainsi nous avons établi une équation liant la concentration en Cl^- et la conductivité (équation 2.3). D'autres auteurs ont établi le même type de relation. Par exemple, Gallagher *et al.* (2011) ont proposé :

$$[\text{Cl}^-] = 4,75.\Gamma - 087 \quad (2.4)$$

Avec $[\text{Cl}^-]$ en mmol/L et Γ en mS/cm.

Dans tous les cas il s'agit de relations linéaires mais les relations dépendent du contexte.

On peut affirmer que la mesure de conductivité en continue est suffisante et pertinente pour mesurer la concentration en Cl^- . Ainsi, combinée à la mesure des débits, elle permettra d'évaluer le flux de NaCl en entrée/sortie de bassin.

2.3.2 Évolution de la concentration en ions Cl^- et Na^+ : le transfert des fondants dans les réseaux d'assainissement routiers

2.3.2.1 Transfert des fondants de la route vers les réseaux d'assainissement

Pour étudier le transfert des fondants de la route vers les bassins d'assainissement, la concentration en ions Na^+ et Cl^- a été mesurée dans les échantillons d'eau prélevés en entrée du bassin de Chenevières. Cette mesure a été mise en parallèle avec les données apportées par le gestionnaire sur les épandages et les données pluviométriques fournies par Météo-France.

Transfert du fondant dans les réseaux de collecte :

L'hiver 2013–2014, particulièrement peu rigoureux, ne sera pas observé dans cette partie.

La concentration en Cl^- dans les eaux d'entrée du bassin varie entre 32 et 2 190 mg/L durant l'hiver 2012–2013 et entre 2 et 1 116 mg/L durant l'hiver 2014–2015, tandis que la concentration en Na^+ dissous varie entre 24 et 1 173 mg/L durant l'hiver 2012–2013 et entre 1 et 765 mg/L durant l'hiver 2014–2015. La concentration en Na^+ total varie entre 25 et 1 823 mg/L durant l'hiver 2012–2013 et entre 2 et 765 mg/L durant l'hiver 2014–2015.

Au cours de l'hiver 2014–2015, les concentrations en Cl^- et en Na^+ ont augmenté rapidement après les premiers épandages de fondants routiers début décembre pour atteindre un pic en février (tableau 2.1). Février est le mois pendant lequel les quantités épandues sont les plus fortes. La conductivité a

varié à l'image des concentrations avec une augmentation significative dès le mois de décembre passant de 0,15 à 0,85 mS.cm⁻¹, prolongée jusqu'en mars avec un pic à 2,69 mS.cm⁻¹ en février (tableau 2.1).

Le pH varie entre 7,1 et 7,9 durant l'hiver, sans lien clair avec l'évolution de la concentration en fondants. Durant l'hiver 2012–2013, une forte variabilité du pH avait été observée (entre 6,9 et 10,2) sans lien direct avec le transfert des fondants.

TABLEAU 2.1: Évolution des moyennes mensuelles des paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau d'entrée du bassin de Chenevières durant l'hiver 2014–2015.

	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
Conductivité (mS.cm⁻¹)						
Entrée	0,28	0,15	0,85	2,04	2,69	1,85
Sortie	0,20	0,16	0,26	0,80	1,68	-
pH						
Entrée	-	7,20	7,44	7,30	7,18	7,86
Sortie	7,96	7,48	7,87	7,11	6,99	7,23
[Na⁺] (mg/L)						
<i>Entrée</i>						
Fraction dissoute	36,5	4,53	49,4	258	547	340
Concentration totale	44,7	6,91	123	390	574	413
<i>Sortie</i>						
Fraction dissoute	8,20	5,94	9,17	87,1	311	262
Concentration totale	11,4	8,79	7,66	186	382	348
[Cl⁻] (mg/L)						
<i>Entrée</i>						
	12,2	3,64	88,9	189	-	-
<i>Sortie</i>						
	4,63	2,66	3,15	145	-	-

Spéciation du sodium dans les eaux entrant dans le bassin et transfert depuis la route :

Les concentrations moyennes mensuelles en Cl⁻ et en Na⁺ (sous formes dissoute et particulaire) ont connu une évolution importante au cours des hivers 2012–2013 et 2014–2015. L'hiver 2013–2014, particulièrement peu rigoureux n'est pas observé dans cette partie.

Les concentrations en Na⁺ total et en Na⁺ dissous dans les eaux d'entrée du bassin de Chenevières sont représentées en figure 2.5.

L'évolution des concentrations en Na⁺ dans les phases dissoutes et particulaires a été irrégulière. Pour la période du 9 au 13 décembre (événement (a) figure 2.5), la fraction dissoute représente en moyenne 32 % du total pour une teneur moyenne en MES de 16 mg/L. Pour la période du 5 au 14 janvier (événement (b) figure 2.5), elle représente en moyenne 41 % du total pour une teneur moyenne en MES de 36 mg/L. Enfin, pour la période du 29 janvier au 23 février (événement (c) figure 2.5), elle représente en moyenne 87 % du total pour une teneur moyenne en MES de 16 mg/L.

Ces trois événements correspondent à des périodes d'épandages de fondants suivies d'un lessivage rapide sous l'effet de pluies marquées, respectivement 12, 30 et 36 mm de pluies cumulées sur les événements (a), (b) et (c). L'événement (a), qui a suivi un épandage de 106 kg de fondants environ, a été la première période de lessivage de sel pour l'hiver 2014–2015, la dernière étant l'événement (c). Les événements (b) et (c) ont fait chacun suite à des épandages représentant plus d'une tonne au total. L'événement (b) a été marqué par une forte teneur des eaux de ruissellement routières (entrant dans le bassin) en MES et une proportion de Na⁺ dissous relativement faible, tandis que l'événement (a) a été, lui, caractérisé par une proportion de Na⁺ dissous faible et une teneur en MES relativement faible.

L'événement (a) a été marqué par un contexte météorologique particulier ; aucune chute de neige n'a été associée à cet événement, les épandages ont été préventifs et suivis de précipitations importantes.

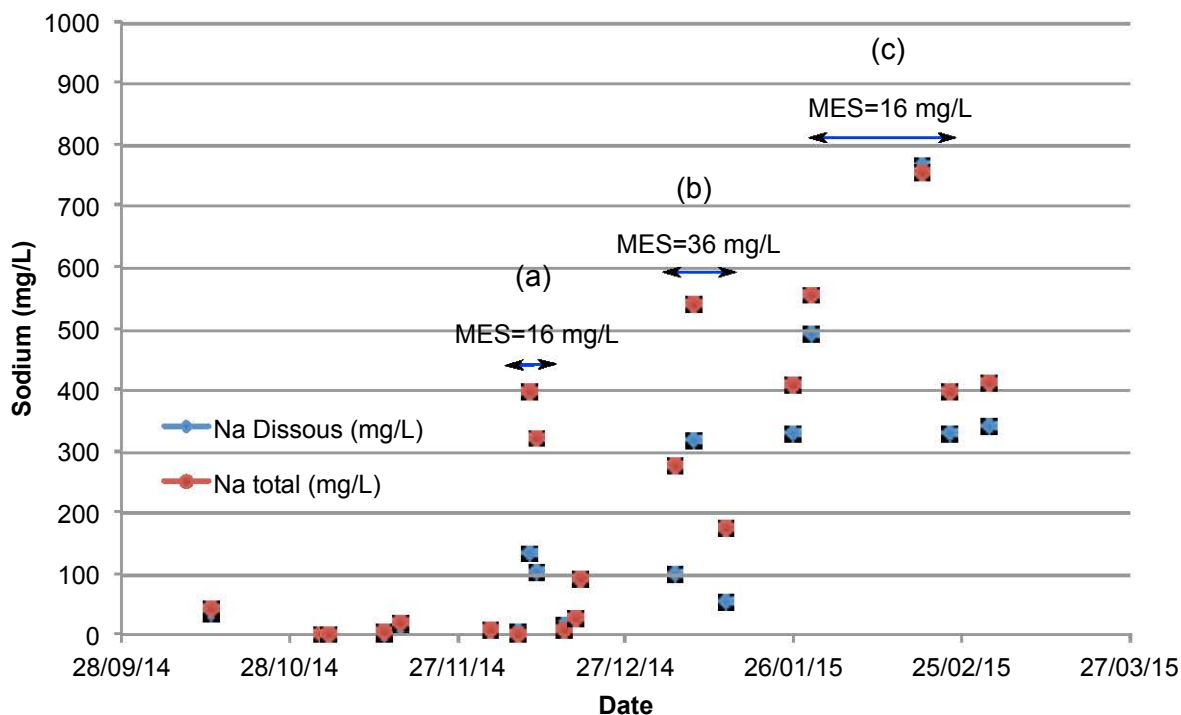


FIGURE 2.5: Évolution des concentration en Na dissous, Na total et concentration moyennes par événement en MES durant l'hiver 2014–2015 en entrée du bassin de Chenevières.

Lors de l'événement (b), des chutes de neige correspondent aux précipitations de début de cette période, s'accumulant sur un boudin de neige déjà présent en bord de route. L'ensemble de la neige présente cette période a fondu et a été transporté dans le bassin (avec les particules associées).

Durant l'événement (c), aucun boudin de neige n'était présent en bord de route, mais les précipitations de début de l'événement correspondent à un épisode neigeux, alors que la fin de l'événement est marquée par un épisode pluvieux important.

Discussion :

La majorité des études menées sur le transfert des fondants routiers vers l'environnement s'attache à mesurer et identifier le fondant dans les bassins d'assainissement ou directement dans l'environnement sans l'observer dans les réseaux de collectes quand ils existent (Gallagher *et al.*, 2011 ; Revitt *et al.*, 2004).

Les concentrations mesurées ici, malgré leur très forte variabilité intra et inter-annuelle, sont supérieures à celles relevées en Suède (inférieures à 1 500 mg/L en Cl^- et Na^+ (Baekstroem *et al.*, 2003)), mais largement inférieures à celles mesurées au Danemark (Helmreich *et al.*, 2010) ou aux États Unis (Gallagher *et al.*, 2011) (jusqu'à 22 g/L en Cl^-), voire même en France (Pilloy et Tchittarath, 1983) (27 à 30 g/L). Cette variabilité est liée aux conditions météorologiques, essentiellement aux précipitations, et aux pratiques locales en termes de viabilité hivernale (Gallagher *et al.*, 2011).

La rigueur de l'hiver et, par conséquent, la quantité de fondants épandus, est également un facteur majeur expliquant les variations de concentrations en Cl^- et en Na^+ en entrée de bassin. L'hiver 2012–2013, durant lequel plus de 4 700 kg de sel ont été épandus sur la section de route considérée, est

marqué par un Indice de Viabilité Hivernal (IVH¹) largement supérieur à la moyenne pour l'ensemble des stations de mesure de la région Lorraine (IVH moyen de 100 par exemple pour Metz, Nancy ou Epinal, avec des IVH entre 110 et 130 pour l'hiver 2012–2013). Il est raisonnable d'estimer que les concentrations observées durant cet hiver sont proches des concentrations maximales mesurables sur notre site depuis sa mise en service en 2009.

Les fondants routiers ont une influence sur le pH de l'eau (Derombise et Durickovic, 2011 ; Green *et al.*, 2008). Si les avis des auteurs divergent sur l'influence du NaCl, plusieurs mécanismes tels que la diminution de la solubilité des carbonates de calcium ou l'influence sur la mobilité de certains acides organiques ont été identifiés et le rôle du NaCl régulièrement cité. Nos résultats ne démontrent aucun effet statistiquement significatif ($p < 0,01$) des variations de concentrations en ions Cl^- ou en ions Na^+ sur les variations de pH en entrée du bassin de Chenevières. Le pH, supérieur à celui observé par Baeckstroem *et al.* (2003), mais dans la fourchette indiquée par d'autres auteurs (Helmreich *et al.*, 2010), est essentiellement contrôlé par le contexte local et la qualité des sédiments (Tromp *et al.*, 2012). Un effet tampon, notamment de minéraux comme CaCO_3 , est rapporté par certains auteurs pour expliquer la faible variation de pH dans les eaux de ruissellement routières. L'évolution du pH lors du printemps et de l'été 2013, dépassant systématiquement 8 et atteignant un maximum de 10,2, n'a pas de lien avec l'épandage de fondants routiers. Elle peut cependant être mise en relation avec un effet biologique non étudié ici, l'eutrophisation potentielle de l'eau du bassin, connue pour avoir un effet sur l'augmentation du pH (Dierberg *et al.*, 2002).

Concernant le transfert et la spéciation du Na^+ dans les eaux de ruissellement routières, plusieurs facteurs sont mis en jeu.

Tout d'abord l'épandage et la mise en solution du NaCl sur la surface de la route, puis son transport dans les réseaux de collecte sont connus pour augmenter la teneur en MES des eaux de ruissellement routières (Helmreich *et al.*, 2010). Cette augmentation pourrait être expliquée par l'influence générale du NaCl en solution sur la mobilité des colloïdes (Bommel-Orsini *et al.*, 2010) et son effet particulier sur la déstabilisation de la matière minérale par échange avec les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} (Kim et Koretsky, 2011).

Cependant, la présence de neige en bords de route a également été citée comme pouvant influencer le transport des MES et la spéciation du Na^+ (Westerlund, 2007). Ainsi l'événement (b) correspond à la description faite par Westerlund (2007) d'un événement de "pluie sur neige", un événement pluvieux associé à une augmentation de température venant remettre en suspension les éléments solides "stockés" dans le boudin de neige présent en bord de route. Toutefois, si les mécanismes semblent similaires, les conditions hivernales et les teneurs en MES sont assez éloignées de celles mesurées dans notre étude (Helmreich *et al.*, 2010 ; Westerlund, 2007).

D'une manière générale, et malgré la mobilité du Na^+ (Derombise et Durickovic, 2011), la fraction dissoute est relativement réduite en début d'hiver (40 % environ) et en particulier lors des événements associés à une forte concentration en MES. Malgré cette proportion réduite, la mobilité du Na^+ reste particulièrement élevée, les concentrations en ions Na^+ et Cl^- étant fortement corrélées, et le caractère conservatif et donc très mobile des Cl^- étant reconnu (Derombise et Durickovic, 2011).

¹Indice calculé par Météo France et le Cerema selon une méthode de calcul basée sur la température de l'air, la fréquence, l'intensité et le type de précipitation (Jacquot, 2014). L'IVH est un indice représentatif de la rigueur de l'hiver utilisé par les services d'exploitation des routes du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie.

2.3.2.2 Transfert des fondants des bassins de rétention routiers vers le milieu naturel

Transfert des fondants dans le bassin :

La qualité de l'eau du bassin a été suivie pendant 3 ans afin de caractériser le transfert des fondants. Les concentrations en ions Na^+ et Cl^- ont ainsi été mesurées systématiquement et mis en parallèle avec les épandages de fondants routiers et la pluviométrie. L'évolution de ces concentrations dans l'eau de sortie du bassin de Chenevières est représentée en figure 2.6.

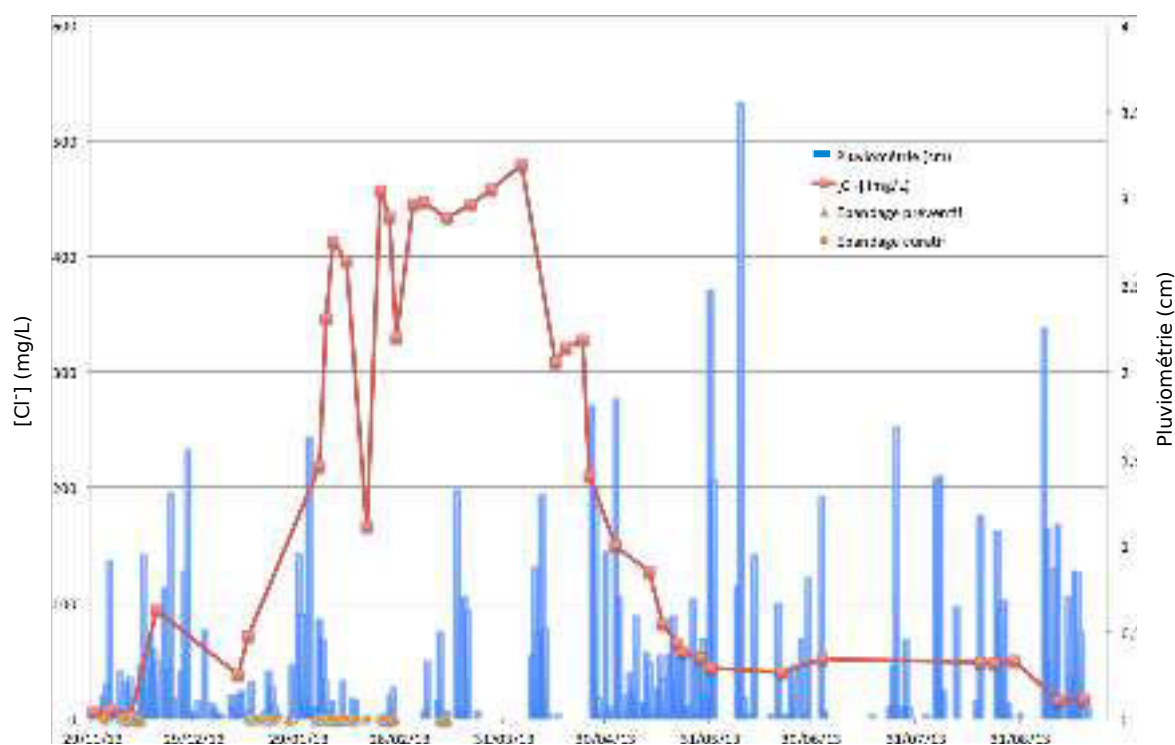


FIGURE 2.6: Évolution de la concentration en Cl^- dans l'eau de sortie du bassin de Chenevières durant l'hiver 2012-2013 (adapté de [Suaire et al. \(2013\)](#))

Les fondants routiers dilués par la pluie sont transférés dans le bassin de Chenevières. Une augmentation significative de la concentration en Cl^- est observée dans l'eau de sortie du bassin dès les premières précipitations suivant les premiers épandages de fondants (les 3 et 4 décembre 2011). La concentration a augmenté de moins de 10 mg/L le 29 novembre à plus de 90 mg/L le 18 décembre, suite à une série d'épandages curatifs consécutifs à des épisodes neigeux. Aucun épandage n'a ensuite eu lieu jusqu'à mi-janvier. Suite à une succession d'épisodes pluvieux, la concentration en Cl^- dans les eaux de sortie du bassin a diminué jusqu'à 60 mg/L environ.

Par la suite, du 15 janvier au 14 mars 2013, les services de la DIR Est ont effectué plus de 35 épandages curatifs et préventifs en réponse à des épisodes climatiques hivernaux nombreux et variés. Durant cette période, la concentration en Cl^- dans les eaux de sortie du bassin a suivi une évolution caractérisant un hiver particulièrement rigoureux (plus de 4,7 t ont été épandues sur la section de route considérée). La concentration en Cl^- a augmenté d'abord rapidement jusqu'à 400 mg/L au 8 février avant de stagner pendant près de 60 jours, atteignant un maximum le 5 avril avec une concentration de près de 490 mg/L en Cl^- .

Deux événements notables ont eu lieu en février 2013. On a constaté, en effet, deux pics de diminution

de la concentration en Cl^- , correspondant à deux périodes de gel et dégel de l'eau du bassin (formation et fonte d'une pellicule de glace de plusieurs cm à la surface). La pellicule de glace formée étant de l'eau pure (Kaufmann, 1978), un effet de concentration est observé dans l'eau. Lors de la fonte, les échantillons prélevés en surface de l'eau du bassin sont par conséquent moins concentrés en solutés.

A partir du mois de mai, plusieurs semaines après les dernières opérations de salage, la concentration en Cl^- dans le bassin a commencé à décroître, étroitement corrélée à la pluviométrie. Seule une courte période fin avril a marqué un arrêt dans cette décroissance, car la pluviométrie était nulle et les températures élevées. Le sursaut dans la concentration en Cl^- s'explique probablement par une évaporation non négligeable de l'eau formant le volume mort du bassin.

La décroissance de la conductivité dans les eaux de sortie du bassin, en fonction des précipitations cumulées aux mêmes dates entre le 5 mars et le 31 mai 2013 est représentée en figure 2.7.

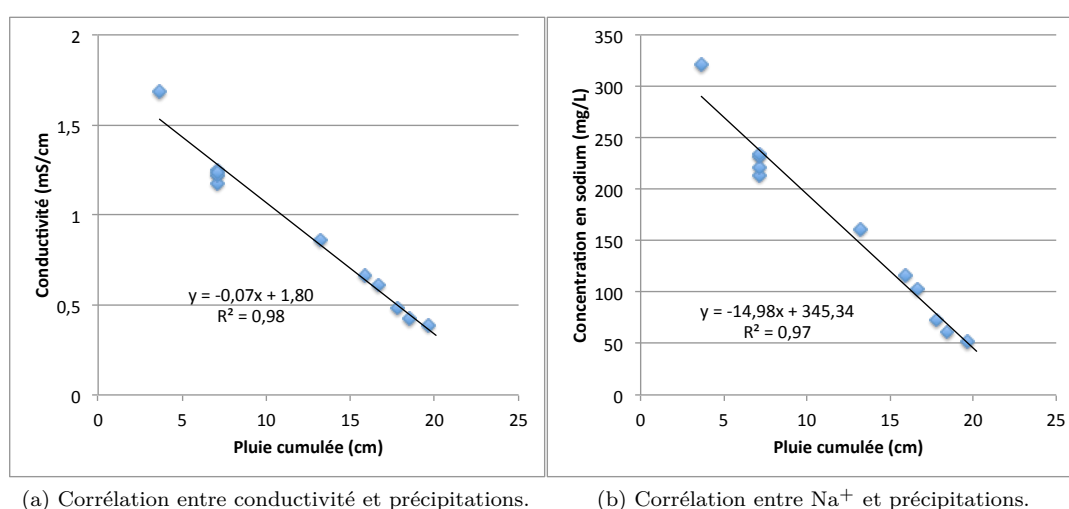


FIGURE 2.7: Comparaison de l'évolution de la teneur en fondants des eaux de sortie du bassin en fonction du cumul de pluie observé après la fin des épandages entre le 5 mars et le 31 mai 2013.

Durant cette période de transfert des ions Na^+ et Cl^- en sortie de bassin, on observe une excellente corrélation entre le volume ruisselé et la conductivité d'une part (représentative de la concentration en Cl^-) et la concentration en Na^+ d'autre part (R^2 respectivement de 0,98 et 0,97).

Stratification chimique des eaux du bassin :

Durant l'hiver 2012–2013, deux échantillons ont été prélevés en sortie du bassin, en surface et en profondeur (à 5 cm environ du fond) à chaque intervention sur le bassin. L'eau sortant du bassin est évacuée par un système de siphon. Les concentrations en ions sous formes particulaire et dissoute ont été comparées dans ces deux types d'échantillons. La concentration en Na^+ dans ces échantillons est représentée en figure 2.8.

Ces mesures, représentatives des résultats observés pour d'autres ions sur l'ensemble de la période considérée, montrent que l'évolution de la concentration en solutés et en particulier en Na^+ est équivalente en surface et en profondeur dans les eaux de sortie du bassin de Chenevières. Aucune différence statistiquement significative ($p < 0,01$) n'a été observée pour les concentrations en Na^+ et Cl^- entre les deux types d'échantillons.

L'échantillonnage par la suite a été effectué uniquement en profondeur (à 5 cm du fond du bassin au niveau de la sortie).

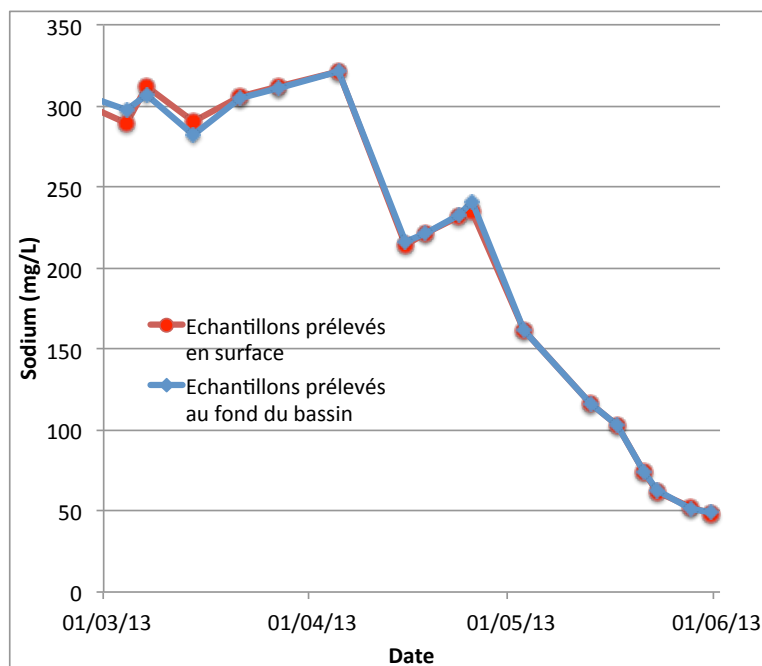


FIGURE 2.8: Comparaison de la concentration en Na^+ à la surface et en profondeur dans les eaux du bassin de Chenevières.

Spéciation du sodium dans les eaux de sortie du bassin :

L'évolution des concentrations en Na^+ dans les phases dissoute et particulaire est caractérisée par deux périodes distinctes pour l'hiver 2014–2015. En effet, si l'on considère la période précédant tout épandage, la fraction dissoute représente toujours plus de 95 % du total pour une teneur en MES toujours inférieure à 10 mg/L. Si l'on considère la période allant du 8 décembre à mi-mars, la fraction dissoute a représenté en moyenne 69 % du total pour une teneur moyenne en MES de 9 mg/L. Le profil de variation observé en entrée de bassin n'est pas visible ici.

Discussion :

Des prélèvements ponctuels effectués dans des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières en France ont donné des résultats similaires à ceux observés concernant les concentrations en Cl^- et en Na^+ en sortie de bassin dans l'intervalle 40 et 490 mg/L (Scher et Thiery, 2005).

USEPA (2009) a publié une table de critères de qualité des milieux aquatiques, fixant les limites recommandées pour la protection de la faune et de la flore. Pour le Cl^- , les limites dites de toxicité chronique et de toxicité aiguë sont respectivement de 230 et 860 mg/L. La concentration en Cl^- dans le bassin a dépassé la limite de toxicité chronique du début du mois de février jusqu'au milieu du mois de mai en 2013. La limite de toxicité aiguë a même été dépassée pendant plusieurs semaines dans l'eau d'entrée du bassin. Si les mécanismes de toxicité en jeu ici restent peu clairs, il est certain que les effets direct ou indirect sont multiples (cf. chapitre 1). La remobilisation d'éléments traces métalliques et la formation de complexes chlorés avec ces éléments pourraient accroître l'effet toxique et donner lieu à des effets toxiques synergiques du Cl^- et d'autres polluants (Mayer *et al.*, 2008 ; Tixier *et al.*, 2011).

De plus, la diminution des concentrations en Cl^- et Na^+ au printemps semble indiquer un transfert quasi-total vers l'environnement comme d'autres auteurs ont pu le rapporter (Gallagher *et al.*, 2011 ;

Marsalek, 2003). Durant cette phase de transfert des ions Cl^- et Na^+ en sortie de bassin, la corrélation entre le cumul des précipitations et la concentration en Na^+ indique que, malgré la possible adsorption du Na^+ sur les particules sédimentant dans le bassin, le Na^+ , particulièrement mobile, n'est pas stocké dans le bassin, mais est rejeté dans l'environnement comme le Cl^- (Derombise et Durickovic, 2011).

Contrairement aux observations de Revitt *et al.* (2004) pour les ETM, le type d'événement pluvieux, classé en fonction de l'intensité et de la durée des précipitations, n'a pas d'influence sur le transfert des ions Cl^- et Na^+ du bassin de rétention de Chenevières vers l'environnement.

La densité d'une saumure étant supérieure à celle de l'eau, le transfert des ions Cl^- et Na^+ pourrait en être affectée. La concentration en Cl^- est maximale à l'interface entre l'eau et le sédiment dans le fond des bassins de rétention des eaux de ruissellement (Gallagher *et al.*, 2011 ; Mayer *et al.*, 2008) et la toxicité est particulièrement élevée dans l'eau interstitielle du sédiment (Brand *et al.*, 2010 ; Mayer *et al.*, 2008). Cette stratification chimique pourrait également influencer le transfert des fondants en fonction de la configuration de l'ouvrage de sortie des bassins considérés. L'évacuation de l'eau du bassin de Chenevières se faisant par exemple par un système de siphon et donc par le fond du bassin. Nos résultats démontrent ici l'absence de stratification chimique des eaux dans le bassin de Chenevières. La stratification n'affecte donc pas le transfert des polluants ni celui des fondants routiers.

Ces résultats démontrent que malgré la proportion importante de Na^+ sous forme particulière en entrée de bassin, et la sédimentation manifeste d'une part significative des MES dans le bassin (la concentration moyenne en MES dans les eaux de sortie du bassin est de 9 mg/L durant la période hivernale, contre 22 mg/L en entrée avec un minimum à 8 mg/L), le Na^+ est remis en solution et transféré dans l'environnement en sortie de bassin.

2.3.3 Bilan de masse de fondants transférés dans les réseaux d'assainissement routiers

Afin d'établir un bilan de masse de fondants routiers entrant ou sortant des réseaux routiers, certains paramètres hydrauliques généraux ont été déterminés pour calculer le temps de transfert de l'eau de la chaussée vers les ouvrages de collecte et le bassin.

La méthode de calcul est basée sur le Guide Technique Assainissement Routier (Setra, 2006).

Le temps de concentration² t_c est calculé à partir de l'équation suivante :

$$t_c = t_1 + t_2 \tag{2.5}$$

où

$$t_2 = \frac{L}{0,85 \cdot 60 \cdot V_{\text{à saturation}}} \tag{2.6}$$

Avec :

$t_1 = 3$ min, le temps de parcours de l'eau de la chaussée vers les réseaux de collecte (Setra, 2006),

t_2 temps de parcours de l'eau dans les réseaux de collecte jusqu'à l'exutoire (min),

V vitesse à section pleine de l'ouvrage de collecte en m/s,

0,85 = coefficient minorant la vitesse pour tenir compte de l'inégal remplissage de l'ouvrage entre l'origine du réseau et le point de saturation,

²Temps que met une particule d'eau provenant de la partie du bassin la plus éloignée "hydrologiquement" de l'exutoire pour parvenir à celui-ci. Dans notre cas, il s'agit du temps pour arriver à l'entrée du bassin.

L longueur de l'ouvrage de collecte en m (700 m de cunettes enherbés et 200 m de cunettes béton).

La vitesse est calculée à partir de l'équation de Manning Strickler :

$$V = 1000.K.R_h^{2/3}.p^{1/2} \quad (2.7)$$

Avec :

K coefficient de rugosité pondéré (25 pour les cunettes enherbés et 70 pour les cunettes béton (Setra, 2006)),

R_h rayon hydraulique en m avec $R_h = \frac{S_m}{P_m}$

S_m section mouillée en m^2 , à saturation pour les cunettes,

P_m périmètre mouillé en m, à saturation pour les cunettes,

p pente moyenne des réseaux de collecte entre le point le plus éloigné de l'exutoire et l'exutoire.

Les cunettes engazonnées ou béton, en forme de V présentent une pente de 25 %, une largeur de 3,50 m et une hauteur de 45 cm. La pente moyenne retenue est de 1 %. Ainsi $V = 0,75$ m/s et un temps de concentration $t_c = 26$ min 24 s.

2.3.3.1 Calcul de la masse de fondants entrant dans le bassin

Plusieurs méthodes de calcul ont été employées afin de déterminer la quantité de fondants entrant dans le bassin, pour pouvoir notamment la comparer à la quantité de fondants épandus. Les calculs pour la quantité entrante ont été menés sur un événement particulier décrit ci-dessous.

Calcul à partir de la mesure de conductivité en continu dans le déssableur :

Un conductimètre a été installé dans le déssableur en amont du bassin avant l'hiver 2014–2015. La mesure de la conductivité, de la température et de la conductivité spécifique (conductivité compensée en fonction de la température, ici la conductivité spécifique est considérée à 20 °C) a été effectué sur un pas de temps horaire à partir du mois de novembre 2014. La présence d'un volume d'eau mort dans le déssableur permet l'installation d'un capteur en continu, mais fausse légèrement la mesure.

Prenons comme exemple un événement localisé en début d'hiver. Un épandage préventif unique a été effectué le 10 décembre à 5h15 du matin. La masse totale de sel déversée sur la section de route considérée était de 106 kg. L'évolution de la conductivité spécifique dans l'eau du déssableur du 10 décembre à 00h00, jusqu'au 14 décembre à 10h00 est représentée en figure 2.9.

Les premières pluies dans la matinée du 10 décembre ont été suivies par une augmentation de la conductivité de moins de 0,2 mS/cm à 12 h à plus de 1,5 mS/cm en début d'après midi (dès 15 h). La conductivité était ensuite comprise entre 1,5 et 1,7 mS/cm jusqu'au 14 décembre à 14 h. Puis elle a diminué rapidement pour retrouver une valeur inférieure à 0,2 mS/cm dès 18 h le 14.

Les variations de conductivité étant très rapides, et le temps de concentration inférieur à 30 min, les calculs seront effectués à partir des données de précipitation obtenues par mesures radar sur un pas de temps de 1 h.

Le volume ruisselé sur la période ($V_{ruisselé}$ en L/s) est calculé comme le produit de la hauteur précipitée par la surface de l'impluvium et un coefficient de ruissellement pondéré d'après l'équation suivante :

$$V_{ruisselé} = A_p.h_{pluie} \quad (2.8)$$

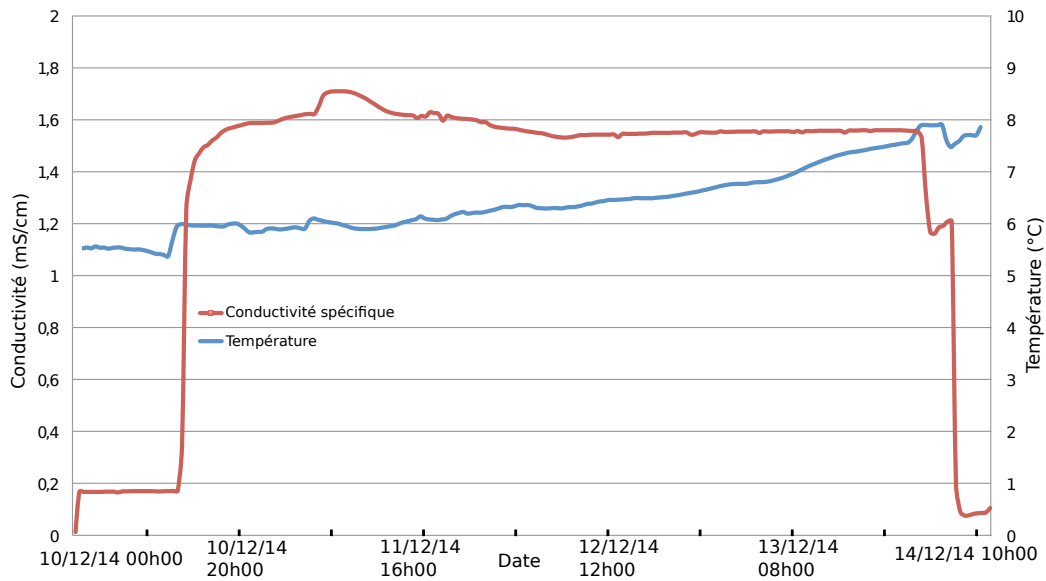


FIGURE 2.9: Conductivité de l'eau en entrée de bassin du 10 au 14 décembre 2014.

où

h_{pluie} est la hauteur précipitée en mm.

A_p la Surface de l'impluvium en m^2 pondéré calculé à partir de l'équation :

$$A_p = \sum C_r \cdot S_i \tag{2.9}$$

ou C_r est le coefficient de ruissellement (de 1 pour la chaussée et les cunettes en béton, 0,7 pour les cunettes enherbées (Setra, 2006)),

et S_i la surface de l'impluvium correspondant,

Pour le bassin de Chenevières, on obtient ainsi $A_p = 21\ 270\ m^2$.

Le transfert des eaux de ruissellement routières vers un exutoire peut être décrit par les lois de la mécanique des écoulements à surface libre en régime transitoire. Il est ainsi possible de transformer le débit de pluie calculé précédemment en débit à l'exutoire à partir d'une fonction dont l'hypothèse de base est la conservation du volume total ruisselé.

Le modèle le plus couramment utilisé pour ce type de calcul donne la relation entre le volume d'eau S stocké sur une section donnée et le débit évacué à la sortie $Q(t)$. Il se base sur les équations suivantes :

- une équation de stockage:

$$S(t) = K \cdot Q(t) \tag{2.10}$$

- une équation de continuité:

$$\frac{dS(t)}{dt} + Q(t) = i(t) \tag{2.11}$$

Avec $S(t)$ en m^3 , $Q(t)$ en m^3/s et $i(t)$ l'intensité de pluie au temps t en mm/s . Après intégration et discrétisation au pas de temps Δt , et $i(N)$ l'intensité de la pluie supposée constante au pas de calcul N , on obtient :

$$Q(N) = Q(N - 1).i(N) + (1 - e^{-\Delta t/K}).i(N) \quad (2.12)$$

K est homogène à un temps et représente le décalage physique entre le centre de gravité du hétérogramme³ de pluie nette et celui de l'hydrogramme de ruissellement, il sera ici pris comme étant égal à t_c .

Le volume ruisselé en L/s entre l'heure h et $h+1$ (calculé selon l'équation 2.8) est multiplié par la concentration en $NaCl$ calculée à partir de la relation 2.3 établie à partir de la conductivité mesurée à $h+1$ (pour prendre en compte le temps de parcours de l'eau de la chaussée vers l'entrée du bassin).

Pour la période considérée, cette méthode de calcul donne une masse totale de $NaCl$ entrante dans le bassin de **34,3 kg**. Cette masse représente 32 % soit environ 1/3 de la masse totale épandue sur la section de route correspondant à l'impluvium du bassin.

Calcul à partir de la mesure de Na^+ et Cl^- en entrée du bassin de Chenevières :

Durant la période considérée, des prélèvements ont été effectués les 8, 10 et 11 décembre, puis un prélèvement le 16. Du 8 au 14, l'apport en $NaCl$ au bassin (M_{NaCl} pour un pas de temps entre les événements a et b) est calculé à partir du volume ruisselé présenté précédemment ($h_{pluie} \cdot A_p$), sur un pas de temps variable correspondant aux intervalles entre les prélèvements (pas de temps entre les prélèvements a et $b = T_{(a,b)}$), de la concentration moyenne des prélèvements considérés 2 par 2 (la concentration pour un intervalle entre 2 prélèvements est calculée comme la moyenne arithmétique des deux prélèvements formant l'intervalle = $Moy_{(a,b)}$). Étant donné l'écart entre les prélèvements (jusqu'à une semaine) la fonction pour calculer le débit à l'exutoire à partir de l'intensité de la pluie n'est pas appliquée ici. La masse apportée sur le pas de temps $T_{(a,b)}$ est donc calculée à partir de l'équation :

$$M_{NaCl} = h_{pluie} A_p Moy_{(a,b)} T_{(a,b)} \quad (2.13)$$

Les valeurs obtenues par ce calcul en première approximation sont les suivantes :

- En considérant la concentration en ions Na^+ dissous : la masse totale de $NaCl$ entrante sur la période est de **28,8 kg**. Cette masse représente **27 %** de la masse totale épandue sur la section de route correspondant à l'impluvium du bassin ;
- En considérant la concentration en ions Cl^- : la masse totale de $NaCl$ entrante sur la période est de **34,9 kg**. Cette masse représente **33 %** de la masse totale épandue sur la section de route correspondant à l'impluvium du bassin.

La masse effectivement collectée par les réseaux d'assainissement est donc relativement limitée sur cet événement précis. Par ailleurs, cet événement particulier n'est pas nécessairement représentatif de l'ensemble de l'hiver.

2.3.3.2 Calcul de la masse de fondants sortant du bassin

La sortie du bassin n'est pas équipée d'un capteur en continu et le volume d'eau mort contenu dans le bassin (représentant $1\,335\,m^3$) allonge significativement le temps de séjour de l'eau dans le bassin. Le

³Représentation de l'intensité des pluies en fonctions du temps

bilan de masse de NaCl sortant a donc été effectué à partir de la 2^{ème} méthode décrite en 2.3.3, sur une période couvrant l'hiver 2012–2013 en entier (figure 2.6).

Durant la période considérée pour le calcul, des prélèvements ont été effectués 1 à 4 fois par semaine. L'apport en NaCl au bassin est calculé à partir du volume ruisselé présenté précédemment.

Les valeurs obtenues par ce calcul en première approximation sont les suivantes (la masse épandue sur la route lors des 36 passages curatifs et 8 passages préventifs de l'hiver correspond à 4 724 kg de NaCl d'après les données fournies par le gestionnaire, pour la section de route considérée) :

- En considérant la concentration en ions Na^+ total : la masse totale de Na^+ sortante sur la période est de 1 0245 kg, ce qui correspond à **2 478 kg de NaCl**, c'est à dire **52 %** de la masse totale épandue sur la section de route correspondant à l'impluvium du bassin ;
- En considérant la concentration en ions Cl^- : la masse totale de Cl^- sortante sur la période est de 1 369 kg ce qui correspond à **2 275 kg de NaCl**, c'est à dire **48 %** de la masse totale épandue sur la section de route correspondant à l'impluvium du bassin.

Il est considéré ici pour le calcul que la masse entrant dans le bassin est égale à la masse sortant du bassin.

Discussion :

Le transfert des polluants à travers les réseaux d'assainissement routiers est aujourd'hui encore méconnu tant d'un point de vue quantitatif que qualitatif. La configuration de la route (déblai ou remblai, imperméabilisation des bas cotés), la conception et l'état des réseaux d'assainissement, le trafic et les conditions météorologiques locales influencent le transfert des polluants (Branchu *et al.*, 2013).

La proportion de fondants effectivement collectés par les systèmes d'assainissement routiers est donc fortement dépendante de la configuration locale de la route. A notre connaissance, une seule étude a été menée en France concernant la collecte des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement routiers (Pilloy et Tchittarath, 1983). Cette étude fait état d'une collecte de 30 à 35 % des fondants épandus sur l'autoroute A4 en France (mesures effectuées sur un tronçon de 140 m de long).

Nos résultats, en considérant les hypothèses prises pour le calcul, font état d'une collecte de 27 à 33 % des fondants épandus sur la RN59 dans les réseaux d'assainissement associés, pour la section de route considérée, durant la période allant du 8 au 13 décembre 2014. Cette section de route présente une configuration en remblai sur toute sa longueur et les réseaux d'assainissement ont été conçus selon les recommandations des services du Réseau Scientifique et Technique du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (Setra, 2006). La proportion de fondants routiers collectés semble donc relativement restreinte, bien que les bas-côtés ne soient pas imperméabilisés et que le réseau de collecte soit composé à 78 % de fossés enherbés non imperméabilisés également. Une analyse complémentaires sur une plus large gamme d'événements pourrait améliorer la compréhension des mécanismes de transferts et confirmer ou infirmer les calculs effectués ici.

Les calculs menés pour l'hiver 2012–2013 démontrent un rejet de 48 à 52 % des fondants routiers épandus sur la route dans l'environnement. Cette proportion, supérieure à celle mesurée en entrée pour l'événement cité en 2.3.3.1, calculée sur l'hiver entier, démontre une variabilité certaine dans la collecte des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement. Les conditions météorologiques étant un facteur majeur du transport des polluants routiers, une étude pluri-annuelle doublée d'une mesure précise du débit d'entrée du bassin pourrait permettre d'améliorer l'estimation du transfert de fondants.

La collecte d'un tiers à la moitié des fondants routiers épandus sur la chaussée confirme qu'il est opportun de considérer cet échelon comme l'endroit où agir pour diminuer efficacement les rejets dans l'environnement.

2.3.4 Efficacité des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières : influence des fondants sur l'abattement de la pollution

2.3.4.1 Transfert de polluants métalliques dans le bassin de rétention de Chenevières

Les ions Na^+ et Cl^- sont le cation et l'anion majoritaires observés dans le bassin de rétention de Chenevières sur la période d'étude. Toutefois, le Ca^{2+} et le K^+ sont présents en quantités non négligeables. Tous deux peuvent voir leur émission et leur dispersion influencée par le NaCl utilisé en tant que fondant routier (Kim et Koretsky, 2011).

La concentration en Mg^{2+} est toujours inférieure à 0,05 mmol/L, alors que celle en K^+ peut atteindre plus de 3 mmol/L, celle en Ca^{2+} près de 2 mmol/L et en Na^+ plus de 60 mmol/L. La concentration en Cl^- a enfin pu être mesurée jusqu'à 63 mmol/L (tableau 2.2).

Pour tous ces ions majoritaires, une très importante variabilité a été observée, particulièrement en entrée de bassin (où l'écart type est toujours supérieur à la moyenne). Cette forte hétérogénéité dans les concentrations en cations est toutefois "tamponnée" par le passage dans le bassin de Chenevières, bassin présentant un volume mort d'eau qui entraîne mécaniquement une dilution des eaux entrant.

Les concentrations moyennes mesurées pour les cations majoritaires et les Cl^- étaient supérieures en entrée de bassin par rapport à la sortie (excepté pour le Mg^{2+} sur l'hiver 2012–2013), attestant de cet effet de dilution entraîné par le volume d'eau mort du bassin.

Les concentrations moyennes en ETM mesurées dans les eaux du bassin de Chenevières (tableau 2.3) reflètent les concentrations rapportées dans la littérature (Tromp *et al.*, 2012). Le chrome, le cuivre, le nickel et le plomb sont toujours présents sous forme particulaire à plus de 95 %. Les données manquantes correspondent à des défauts dans l'échantillonnage, ou un nombre insuffisant d'échantillons exploitables.

Les concentrations en chrome, nickel et plomb mesurées, en entrée et en sortie de bassin, sont systématiquement inférieures à 12 $\mu\text{g/L}$, alors que les concentrations en cuivre dépassent parfois 30 $\mu\text{g/L}$ et que les concentrations en zinc sont les plus élevées (mesurées jusqu'à plus de 600 $\mu\text{g/L}$). Une nouvelle fois, une variabilité significative est observée dans les concentrations en ETM en entrée et en sortie de bassin.

Le Cr et le Cu sont toujours plus concentrés en entrée de bassin qu'en sortie en moyenne, alors que les moyennes sont comparables pour le Ni et le Pb. Enfin pour le Zn, les concentrations moyennes sont significativement plus élevées en entrée qu'en sortie, avec également une concentration plus faible, mais une variabilité plus importante pour l'hiver 2012–2013. Le Cr présente un profil de variation différent : il est plus concentré en moyenne pour l'hiver 2012–2013, et présente des variations plus importantes en entrée de bassin.

Les concentrations en anions majoritaires (hors Cl^-) ont été mesurées dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin durant l'hiver 2014–2015 dans les échantillons d'eau filtrés à 0,45 μm (tableau 2.4).

Les nitrates, nitrites, phosphates et sulfates présentent une variabilité importante en concentration et une variation des concentrations moyennes entre l'entrée et la sortie différente selon la molécule considérée.

TABLEAU 2.2: Concentrations moyennes en cations majoritaires et en Cl^- dans les eaux entrant et sortant du bassin durant les hiver 2012-2013 et 2014-2015.

		Concentration moyenne (mmol/L) \pm Ecart type	Minimum - Maximum (mmol/L)
Sodium			
Entrée	2012-2013	20,7 \pm 22,5	1,35 - 63,7
	2014-2015	9,65 \pm 10,2	0,0870 - 32,8
Sortie	2012-2013	9,70 \pm 7,87	1,09 - 23,9
	2014-2015	4,30 \pm 5,87	0,304 - 16,7
Chlorure			
Entrée	2012-2013	12,8 \pm 18,4	0,943 - 62,6
	2014-2015	2,31 \pm 2,86	0,0571 - 8,17
Sortie	2012-2013	5,34 \pm 5,17	0,486 - 14,4
	2014-2015	0,828 \pm 1,86	0,0286 - 7,26
Calcium			
Entrée	2012-2013	1,87 \pm 1,80	0,150 - 4,72
	2014-2015	1,32 \pm 1,20	0,125 - 4,75
Sortie	2012-2013	0,925 \pm 0,850	0,225 - 2,77
	2014-2015	1,17 \pm 0,700	0,200 - 2,57
Magnésium			
Entrée	2012-2013	0,00820 \pm 0,0123	< LD ^a - 0,0329
	2014-2015	0,0123 \pm 0,0123	< LD - 0,0412
Sortie	2012-2013	0,00820 \pm 0,00820	< LD - 0,0370
	2014-2015	0,00820 \pm 0,00410	< LD - 0,0206
Potassium			
Entrée	2012-2013	0,615 \pm 0,897	0,0513 - 3,03
	2014-2015	0,179 \pm 0,154	0,0103 - 0,461
Sortie	2012-2013	0,333 \pm 0,179	0,0513 - 0,0667
	2014-2015	0,231 \pm 0,103	0,103 - 0,487

^aLD : Limite de Détection.

Les nitrates et les sulfates sont en moyenne plus concentrés dans les eaux d'entrée que dans les eaux de sortie alors que les nitrites et les phosphates (en quantités moins importantes et régulièrement sous la limite de détection) sont plus concentrés en moyenne dans les échantillons de sortie (ils présentent la variabilité la plus forte avec un écart type étant parfois près de 3 fois supérieur à la moyenne).

Le carbone inorganique total (exprimé en masse de carbone) donne les concentrations en carbonates, bicarbonates et dioxyde de carbone dissous (tableau 2.5).

Dans la gamme de pH mesurée dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin, les carbonates sont toujours sous la forme de carbone inorganique majoritaire. Si la variabilité observée dans la concentration en forme de carbone inorganique dissous est importante pour toutes les formes, elle l'est particulièrement en sortie pour les carbonates HCO_3^- . Pour les trois formes, les concentrations sont en moyenne plus élevées en sortie qu'en entrée.

Discussion :

Les concentrations en cations mesurées en entrée et en sortie du bassin de Chenevières, bien que représentatives du bassin et de la période considérée, sont similaires à celles rapportées par d'autres auteurs (Baekstroem *et al.*, 2003 ; Scher et Thiery, 2005). L'évolution similaire du Na^+ et du Ca^{2+} , toujours plus concentrés en entrée qu'en sortie de bassin, et dont les concentrations moyennes en font les cations largement majoritaires dans les eaux du bassin, sont compatibles avec les résultats rapportés par Baekstroem *et al.* (2004).

TABLEAU 2.3: Concentrations moyennes en Éléments Traces Métalliques dans les eaux entrant et sortant du bassin durant les hiver 2012–2013 et 2014–2015.

		Concentration moyenne ($\mu\text{g/L}$) \pm Ecart type	Minimum - Maximum
Chrome			
Entrée	2012–2013	5,5 \pm 5,0	nd - 11,4
	2014–2015	0,6 \pm 1,5	nd - 5,8
Sortie	2012–2013	0,9 \pm 1,9	nd - 7,6
	2014–2015	- \pm -	nd
Cuivre			
Entrée	2012–2013	- \pm -	-
	2014–2015	6,8 \pm 9,0	nd - 30,2
Sortie	2012–2013	- \pm -	-
	2014–2015	0,8 \pm 1,2	nd - 34,4
Nickel			
Entrée	2012–2013	- \pm -	-
	2014–2015	1,2 \pm 1,6	nd - 5,3
Sortie	2012–2013	- \pm -	-
	2014–2015	1,3 \pm 1,9	nd - 6,3
Plomb			
Entrée	2012–2013	- \pm -	-
	2014–2015	4,3 \pm 4,8	nd - 11,2
Sortie	2012–2013	- \pm -	-
	2014–2015	4,0 \pm 4,5	nd - 9,1
Zinc			
Entrée	2012–2013	- \pm -	-
	2014–2015	126,8 \pm 155,6	11,3 - 623,5
Sortie	2012–2013	11,5 \pm 31,1	nd - 164,0
	2014–2015	17,8 \pm 14,7	nd - 55,5

TABLEAU 2.4: Concentrations moyennes en anions majoritaires dans les eaux entrant et sortant du bassin durant l'hiver 2014–2015.

		Concentration moyenne \pm Ecart type	Minimum - Maximum
NO_3^- (mg/L)			
Entrée		5,7 \pm 5,9	nd - 20,0
Sortie		1,5 \pm 5,3	nd - 22,1
SO_4^{2-} (mg/L)			
Entrée		15,1 \pm 18,5	nd - 75,4
Sortie		5,5 \pm 4,6	nd - 16,5
PO_4^{3-} ($\mu\text{g/L}$)			
Entrée		8,7 \pm 24,1	nd - 84,3
Sortie		66,3 \pm 170,1	nd - 671,0
NO_2^- ($\mu\text{g/L}$)			
Entrée		73,5 \pm 215,4	nd - 816,9
Sortie		178,7 \pm 644,9	nd - 2679,0
Carbone inorganique total (mg/L)			
Entrée		50,2 \pm 25,2	nd - 95,0
Sortie		64,1 \pm 39,3	nd - 182,0

TABLEAU 2.5: Concentrations moyennes en CO_2 dissous, HCO_3^- et CO_3^{2-} dans les eaux entrant et sortant du bassin durant l'hiver 2014-2015.

	Concentration moyenne (mmol/L) ± Ecart type	Minimum - Maximum
CO_3^{2-}		
Entrée	0,049 ± 0,17	nd - 0,66
Sortie	0,075 ± 0,27	nd - 1,12
HCO_3^-		
Entrée	3,79 ± 1,91	0,22 - 7,02
Sortie	4,84 ± 3,08	1,20 - 14,42
$CO_2.H_2O$ total		
Entrée	0,34 ± 0,30	nd - 0,98
Sortie	0,42 ± 0,39	nd - 1,33

La stabilité du pH (voir 2.1) est compatible avec la forte teneur en carbonates, qui pourrait témoigner d'un effet tampon des carbonates de calcium présents dans les sédiments du bassin. En effet, d'autres auteurs rapportent des concentrations en carbonates largement plus faibles (Baekstroem *et al.*, 2003) associées à une diminution du pH, en période d'épandage de fondants routiers en particulier.

Cette diminution du pH attribuée régulièrement à l'augmentation de la concentration en Cl^- et en Na^+ met en jeu des mécanismes mal décrits dans la littérature (Norstroem, 2005), mais plusieurs auteurs s'accordent sur la possibilité d'un échange entre les ions Na^+ et les protons adsorbés sur les matières en suspensions ou les sédiments (Baekstroem *et al.*, 2003 ; Legret et Pagotto, 1999).

L'augmentation des concentrations en nitrites et en phosphates en sortie de bassin suggère la mise en place de conditions réductrices. Cette évolution possible du potentiel d'oxydo-réduction (qui n'a pas fait l'objet de mesures) pourrait avoir un effet significatif sur la mobilité des ETM. En effet le potentiel d'oxydo-réduction a un effet sur l'oxydation des sulfures (et donc le relargage de sulfates et de métaux) et sur la stabilité des oxy-hydroxydes de fer et de manganèse qui jouent un rôle prépondérant dans la mobilité des ETM (Durand, 2003).

Les concentrations en ETM mesurées dans les eaux de ruissellement routières et les bassins d'assainissement routiers dépendent essentiellement de trois facteurs : le trafic sur la route associée, les conditions météorologiques et la configuration de la route (déblai/remblai, profil en long et en travers, ...) (Durand, 2003 ; Legret et Pagotto, 1999 ; Pagotto, 1999).

Les concentrations mesurées dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières sont relativement faibles comparées à celles observées dans la littérature (Legret et Pagotto, 1999), bien que cohérentes au regard de la conception récente de la RN59 (concentration en plomb très faible, compatible avec la mise en service de la RN59 après la fin de l'utilisation des essences plombées en France) et du faible trafic associé, environ 10 000 véhicules/jour (voir tableau 1.4).

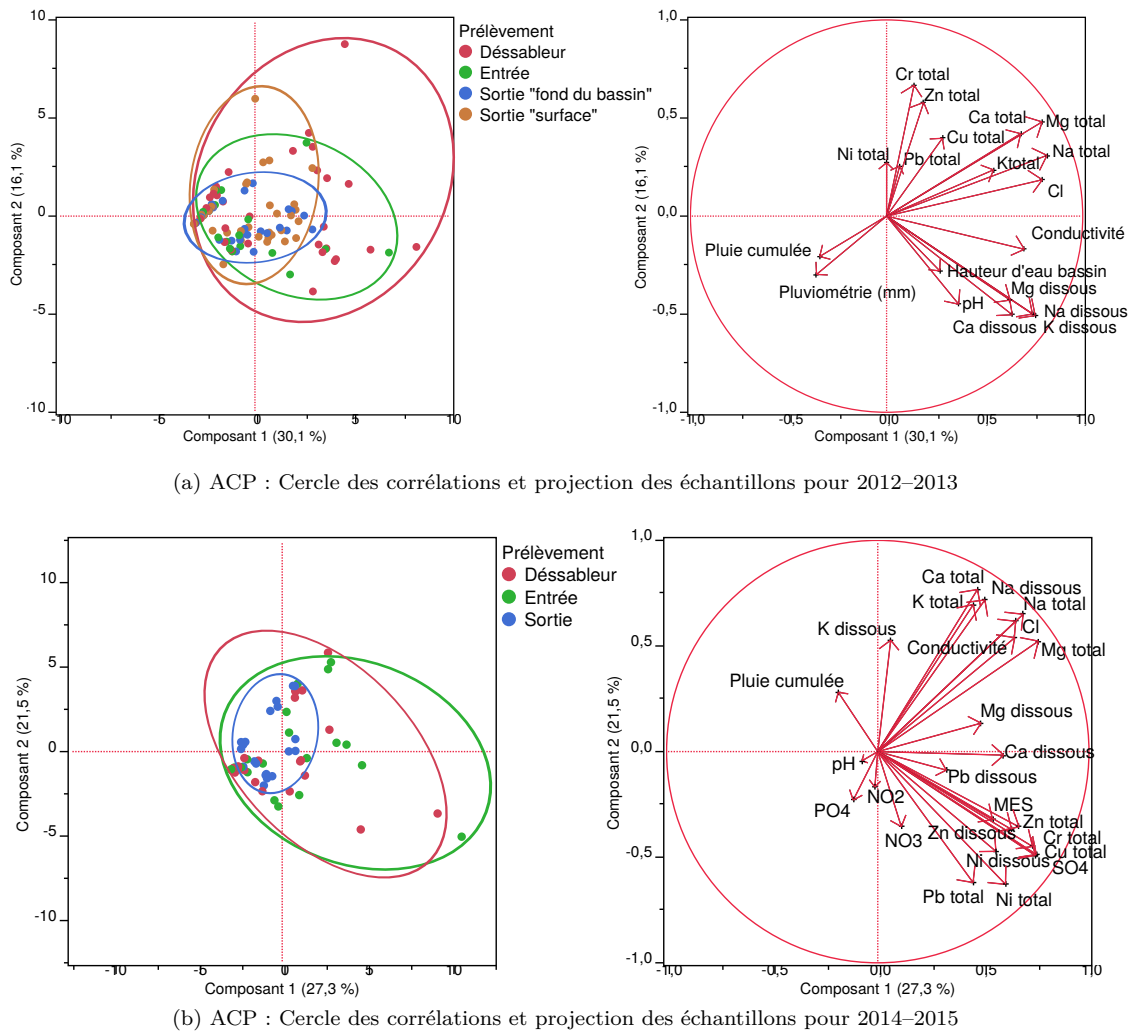
Le Zn est l'élément le plus abondant suivi de Cu, Pb, Cr et Ni, comme plusieurs auteurs ont pu l'observer par ailleurs (Helmreich *et al.*, 2010 ; Tromp *et al.*, 2012).

2.3.4.2 Analyse statistique préliminaire

Afin de déterminer quels paramètres influencent l'abatement de la pollution dans le bassin, et de déterminer l'influence de la période hivernale sur ces paramètres, une Analyse en Composante Principale

(ACP) a été menée sur 26 paramètres et 64 échantillons d'entrée et sortie du bassin ainsi que du déssableur, collectés lors de l'hiver 2014–2015, et sur 21 paramètres et 116 échantillons d'entrée et sortie du bassin ainsi que du déssableur, collectés lors de l'hiver 2012–2013. Cette analyse permet un premier traitement des corrélations entre les paramètres testés et une distinction des échantillons non orientée.

Une première analyse globale par hiver a été menée sans distinction *a priori* entre les échantillons (figure 2.10).



(a) ACP : Cercle des corrélations et projection des échantillons pour 2012–2013

(b) ACP : Cercle des corrélations et projection des échantillons pour 2014–2015

FIGURE 2.10: Analyse en composante principale pour les hivers 2012–2013 et 2014–2015 sans distinction entre les échantillons

Analyse du cercle des corrélations :

Si les paramètres mesurés ne sont pas exactement les mêmes, et le nombre d'échantillons différent, l'analyse des cercles de corrélations permet tout d'abord de mettre en évidence plusieurs différences notables entre les deux hivers comparés ici.

Les axes 1 et 2 permettent de représenter 46,2 % de l'inertie totale des nuages de points pour l'hiver 2012–2013. Lors de cet hiver, plusieurs rapprochements de paramètres par groupes peuvent être faits :

- corrélations entre concentrations de cations majeurs sous forme libre : coeff. Ca/K = 0,78 ; Ca/Na

= 0,89; Na/K = 0,85; coeff. Ca/Mg = 0,87);

- corrélation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en cations majeurs totaux : coeff. Cl/Na = 0,80; Cl/Ca = 0,76; Cl/K = 0,67;
- pas de corrélation significative (coeff. toujours inférieur à 0,55) entre les ETM et les autres paramètres malgré la proximité entre Cr, Cu, Ni et Zn sur le cercle des corrélations;
- pas de corrélation significative (coeff. toujours inférieur à 0,55) entre le pH ou les paramètres météorologiques et les autres paramètres.

On peut noter globalement une indépendance entre les paramètres dissous et totaux.

L'ensemble des paramètres est concentré dans une portion de cercle relativement restreinte. Ils ont tous une valeur positive selon la composante 1 sauf les paramètres représentant les précipitations (très mal représentées dans les axes 1 et 2). La durée de temps sec (nombre de jours sans pluie avant le jour du prélèvement) n'est pas représentée car corrélée à aucun autre paramètre.

Les axes 1 et 2 permettent de représenter 48,8 % de l'inertie totale des nuages de points pour l'hiver 2014–2015. Lors de cet hiver, de nouveau plusieurs groupes de paramètres sont corrélés :

- corrélation entre concentrations en cations majeurs sous forme libre : coeff. Ca/Mg = 0,92;
- corrélation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en cations majeurs : coeff. Cl/Na = 0,81; Cl/Ca = 0,72; Cl/Mg = 0,68; Cl/K = 0,69;
- corrélation entre la conductivité et les concentrations en cations majeurs totaux et en Cl^- : coeff. Conductivité/Cl = 0,81; Conductivité/Na = 0,95; Conductivité/K = 0,64; Conductivité/Ca = 0,71;
- corrélation significative entre les MES et les ETM totaux : coeff. MES/Cr = 0,92; MES/Cu = 0,78; MES/Ni = 0,67;
- corrélation significative entre les sulfates et les MES et entre les sulfates et les ETM totaux : coeff. SO_4/MES = 0,77; SO_4/Cr = 0,85; SO_4/Cu = 0,78; SO_4/Ni = 0,66; SO_4/Zn = 0,61;
- pas de corrélation significative (coeff. toujours inférieur à 0,55) entre le pH, les nitrates, nitrites, phosphates ou les paramètres météorologiques et les autres paramètres.

A noter que la majorité des paramètres sont proches sur le cercle des corrélations, avec une valeur positive selon la composante 1, sauf pour les paramètres pH, concentration en phosphates et pluviométrie. Encore une fois la durée de temps sec n'est pas représentée car corrélée à aucun autre paramètre. Pour les deux périodes, il convient de noter que la structuration des données est relativement faible.

Analyse de la projection des individus selon les composantes 1 et 2 :

La projection des individus sur les plans factoriels selon les composantes 1 et 2 est relativement peu discriminante. Aucun groupe ne semble se distinguer de manière évidente pour les deux hivers observés.

Toutefois, la variabilité est plus forte pour les échantillons d'entrée du bassin que pour les échantillons de sortie et ce pour les deux hivers considérés (répartition des individus sur une surface significativement plus importante en entrée qu'en sortie).

Discussion :

L'analyse des résultats apportés par l'ACP pour l'ensemble des échantillons séparés en deux hivers distincts permet de tirer plusieurs conclusions :

- L'influence du NaCl sur la mobilité des cations alcalins se confirme. En effet, la corrélation entre Na^+ et Cl^- d'un côté, et Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ de l'autre ne peut être simplement due aux quantités négligeables d'impuretés présentes dans le fondant. Plusieurs auteurs relèvent cet effet et l'interprètent comme un échange entre les ions Na^+ libres et les ions Ca^{2+} ou K^+ non spécifiquement adsorbés sur la surface des particules solides (Baeckstroem *et al.*, 2003 ; Green *et al.*, 2008). Un effet sur la solubilité des carbonates de calcium est parfois évoqué (Tromp *et al.*, 2012), mais nos résultats ne démontrent aucune corrélation entre les concentrations en Na^+ et la concentration en carbone inorganique total.
- Aucune corrélation n'a été mise en évidence entre la concentration en NaCl et la concentration en ETM (dissous ou totaux), contrairement à d'autres travaux (Baeckstroem *et al.*, 2004 ; Helmreich *et al.*, 2010).
- L'influence de la teneur en MES sur la spéciation des ETM semble confirmée, les ETM totaux étant fortement corrélés à la teneur en MES (excepté Zn). Le même type de résultat est confirmé en période hivernale ou non pour Cr, Cu, Ni et Pb (Helmreich *et al.*, 2010). Le même type de corrélation est également observé pour Zn par Westerlund (2007) contrairement à nos observations. Il est possible que la représentation de données sans distinction entre les échantillons ne permette pas de détecter cette corrélation.
- Contrairement à des observations sur l'influence du pH (Baeckstroem *et al.*, 2004 ; Norrstroem, 2005), aucune corrélation n'est mise en évidence par nos résultats. Ceci confirme que le pH, variant peu dans l'eau d'entrée et de sortie du bassin, pourrait être tamponné par le fond géochimique local.

Concernant l'observation de la répartition des individus selon les composantes 1 et 2 pour les deux hivers considérés, la méthode d'analyse statistique s'avère peu discriminante et une analyse par type d'échantillon (entre/sortie) et/ou par période (avant, pendant, et après la période d'épandage de sel) pourrait améliorer la représentativité de l'analyse.

L'absence de discrimination entre les échantillons de sortie et d'entrée ne permet pas de conclure quand à l'effet positif ou négatif du bassin sur l'abattement de la pollution.

Une analyse par type d'échantillon a ensuite été effectuée, distinguant l'entrée et la sortie par deux ACP distinctes (figure 2.11 pour l'hiver 2012–2013).

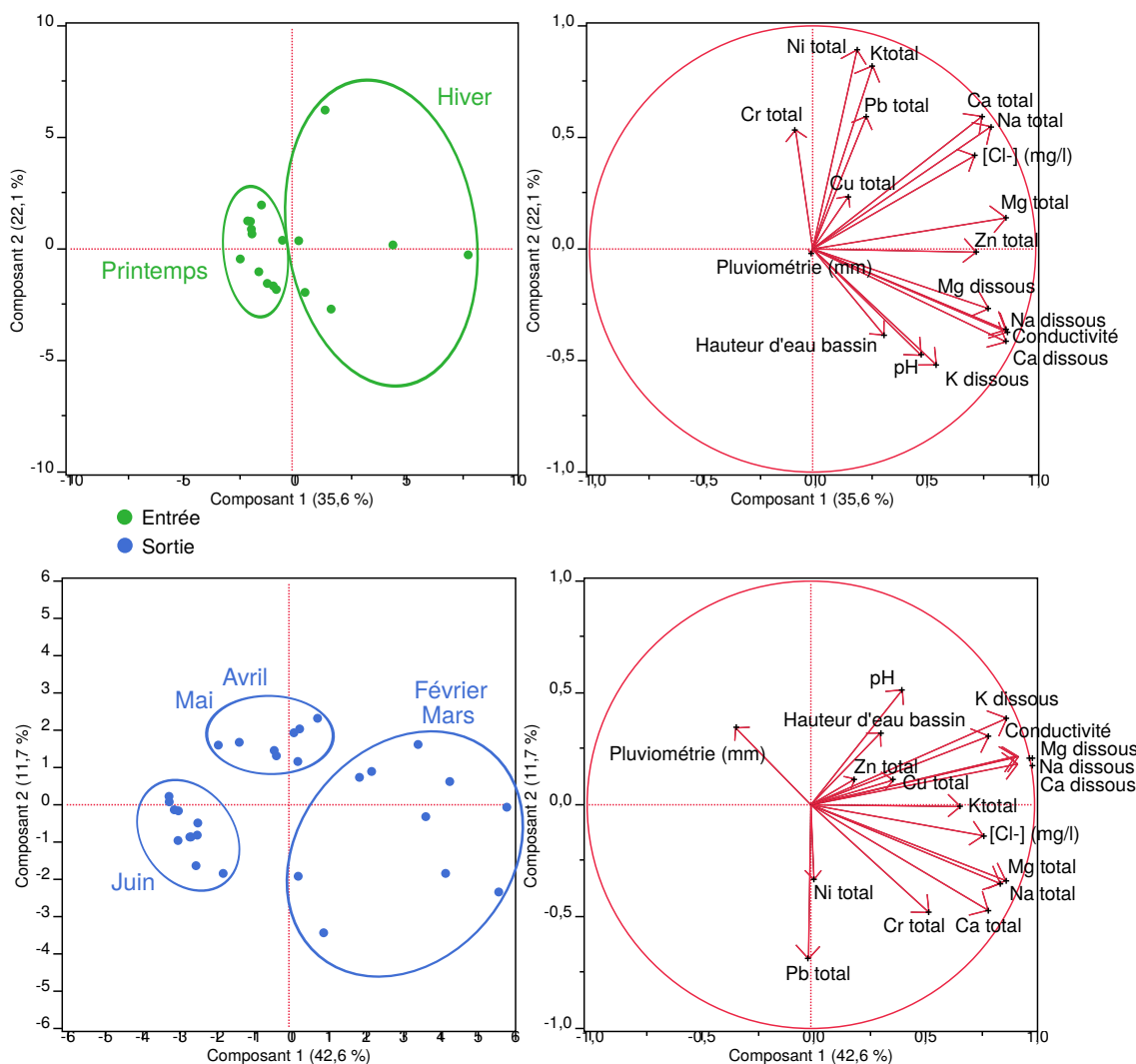


FIGURE 2.11: Analyse en composante principale pour les échantillons d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières pour l'hiver 2012–2013, cercles des corrélations et projections des échantillons

Analyse du cercle des corrélations :

Les axes 1 et 2 permettent de représenter 57,7 % de l'inertie totale des nuages de points pour l'hiver 2012–2013 en entrée. Lors de cet hiver, plusieurs rapprochements de paramètres par groupes peuvent être faits :

- corrélations entre concentrations de cations majeurs sous forme libre : coeff. Ca/K = 0,81 ; Ca/Na = 0,95 ; Na/K = 0,84 ; coeff. Ca/Mg = 0,78 ;

- corrélation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en cations majeurs totaux : coeff. $\text{Cl}/\text{Na} = 0,81$; $\text{Cl}/\text{Ca} = 0,84$; $\text{Cl}/\text{K} = 0,74$; coeff. $\text{Ca}/\text{Na} = 0,96$; $\text{Ca}/\text{Mg} = 0,72$; $\text{Ca}/\text{K} = 0,75$; $\text{Na}/\text{K} = 0,71$; $\text{Na}/\text{Mg} = 0,77$;
- corrélation entre la conductivité et les concentrations en cations majeurs libres : coeff. $\text{Conductivité}/\text{Na} > 0,99$; $\text{Conductivité}/\text{K} = 0,84$; $\text{Conductivité}/\text{Ca} = 0,95$;
- corrélations entre certains ETM : Cr et Ni sont corrélés positivement (coeff. = 0,63) et Cu et Pb aussi (coeff. = 0,83);
- corrélation entre la concentration en Ni et en cations majoritaires totaux : coeff. $\text{Ni}/\text{Ca} = 0,65$; $\text{Ni}/\text{K} = 0,82$; $\text{Ni}/\text{Na} = 0,64$;
- corrélation entre la concentration en Zn et en Na total et dissous, ainsi qu'avec la conductivité : coeff. $\text{Zn}/\text{Na}_{\text{total}} = 0,67$; $\text{Zn}/\text{Na}_{\text{dissous}} = 0,68$; $\text{Zn}/\text{Conductivité} = 0,69$;
- pas de corrélation significative (coeff. toujours inférieur à 0,55) entre le pH ou les paramètres météorologiques et les autres paramètres.

Les axes 1 et 2 permettent de représenter 54,3 % de l'inertie totale des nuages de points pour **l'hiver 2012–2013 en sortie**. Lors de cet hiver, plusieurs rapprochements de paramètres par groupes peuvent être faits :

- corrélations entre concentrations de cations majeurs sous forme libre : coeff. $\text{Ca}/\text{K} = 0,93$; $\text{Ca}/\text{Na} = 0,98$; $\text{Na}/\text{K} = 0,97$; coeff. $\text{Ca}/\text{Mg} = 0,98$; coeff. $\text{K}/\text{Mg} = 0,89$;
- corrélation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en cations majeurs totaux : coeff. $\text{Cl}/\text{Na} = 0,77$; $\text{Cl}/\text{Ca} = 0,65$; $\text{Cl}/\text{Mg} = 0,68$; $\text{Cl}/\text{K} = 0,64$; coeff. $\text{Ca}/\text{Na} = 0,95$; $\text{Ca}/\text{Mg} = 0,98$; $\text{Na}/\text{K} = 0,68$; $\text{Na}/\text{Mg} = 0,94$;
- corrélation entre la conductivité et les concentrations en cations majeurs libres : coeff. $\text{Conductivité}/\text{Na} = 0,85$; $\text{Conductivité}/\text{K} = 0,97$; $\text{Conductivité}/\text{Ca} = 0,79$;
- corrélation entre la concentration en Cr et en cations majoritaires totaux : coeff. $\text{Cr}/\text{Ca} = 0,68$; $\text{Cr}/\text{Mg} = 0,63$;
- pas de corrélation significative (coeff. toujours inférieur à 0,55) entre le pH ou les paramètres météorologiques et les autres paramètres.

Les paramètres sont à nouveau répartis sur une surface restreinte du cercle des corrélations, pour les échantillons d'entrée et de sortie.

Analyse de la projection des individus selon les composantes 1 et 2 :

La projection des individus sur les plans factoriels selon les composantes 1 et 2 permet de distinguer plusieurs groupes distincts pour l'entrée et la sortie du bassin au cours de l'hiver 2012–2013.

En effet, dans les échantillons d'entrée du bassin une distinction peut être faite entre les échantillons prélevés durant l'hiver (entre les premiers et les derniers épandages, voire jusqu'à quelques jours après le dernier épandage) et le printemps, débutant peu après les derniers épandages. La variabilité semble importante selon les composantes 1 et 2 pour les échantillons prélevés pendant l'hiver.

Pour les échantillons de sortie du bassin la distinction peut se faire sur trois périodes :

- la période de montée de la concentration en NaCl dans le bassin sur les mois de février et mars (forte variabilité également),
- la période de décroissance de la concentration en NaCl dans le bassin sur les mois d'avril et mai,
- la période où le retour "à la normale" est effectif à partir du mois de juin.

L'analyse par type d'échantillon (entrée ou sortie) a également été effectuée pour l'hiver 2014–2015 (figure 2.12).

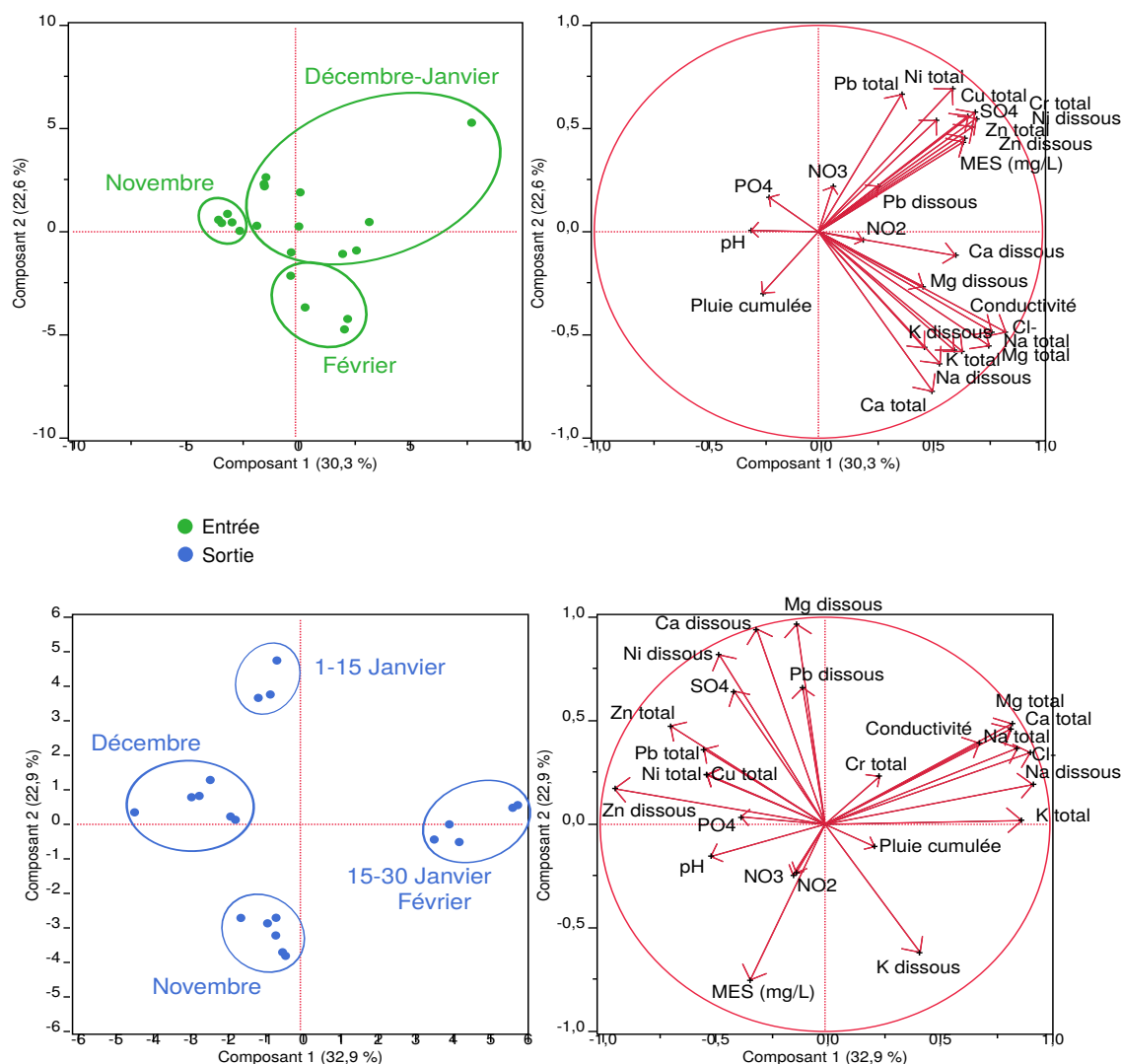


FIGURE 2.12: Analyse en composante principale pour les échantillons d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières pour l'hiver 2014–2015, cercles des corrélations et projections des échantillons

Analyse du cercle des corrélations :

Les axes 1 et 2 permettent de représenter 52,9 % de l'inertie totale des nuages de points pour **l'hiver 2014–2015 en entrée**. Lors de cet hiver, les corrélations suivantes apparaissent :

- corrélations entre concentrations de cations majeurs sous forme libre : Ca et Mg sous forme dissoute sont corrélés positivement (coeff. = 0,90) ;
- corrélation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en cations majeurs totaux : coeff. $\text{Cl}/\text{Na} = 0,93$; $\text{Cl}/\text{Ca} = 0,70$; $\text{Cl}/\text{Mg} = 0,70$; $\text{Cl}/\text{K} = 0,71$; coeff. $\text{Ca}/\text{Na} = 0,74$; $\text{Ca}/\text{Mg} = 0,93$; $\text{Ca}/\text{K} = 0,74$; $\text{Na}/\text{K} = 0,78$; $\text{Na}/\text{Mg} = 0,69$;
- corrélation entre la conductivité et les concentrations en cations majeurs totaux et en Cl^- : coeff. Conductivité/ $\text{Na} = 0,98$; Conductivité/ $\text{K} = 0,80$; Conductivité/ $\text{Mg} = 0,70$; Conductivité/ $\text{Ca} = 0,74$; coeff. Conductivité/ $\text{Cl} = 0,91$;
- corrélations entre les ETM : coeff. $\text{Cr}/\text{Cu} = 0,63$; $\text{Cr}/\text{Ni} = 0,82$; $\text{Cr}/\text{Zn} = 0,72$; coeff. $\text{Cu}/\text{Ni} = 0,90$; $\text{Cu}/\text{Pb} = 0,75$; coeff. $\text{Ni}/\text{Pb} = 0,90$; $\text{Ni}/\text{Zn} = 0,68$;
- corrélation entre la concentration en MES et en ETM totaux : coeff. $\text{MES}/\text{Cr} = 0,88$; $\text{MES}/\text{Cu} = 0,70$; $\text{MES}/\text{Ni} = 0,61$; $\text{MES}/\text{Zn} = 0,74$;
- corrélation entre la concentration en sulfates et en ETM totaux : coeff. $\text{SO}_4/\text{Cr} = 0,87$; $\text{SO}_4/\text{Cu} = 0,70$; $\text{SO}_4/\text{Ni} = 0,67$; $\text{SO}_4/\text{Zn} = 0,74$;
- corrélation entre la concentration en sulfates et en ETM dissous : coeff. $\text{SO}_4/\text{Ni} = 0,72$; $\text{SO}_4/\text{Zn} = 0,65$;
- corrélation entre la concentration en sulfates et en MES : corrélation positive SO_4^{2-} et MES (coeff. = 0,78) ;
- pas de corrélation significative (coeff. toujours inférieur à 0,55) entre le pH ou les paramètres météorologiques et les autres paramètres.

A noter que l'ensemble des paramètres sont concentrés dans une portion de cercle relativement restreinte.

Les axes 1 et 2 permettent de représenter 55,8 % de l'inertie totale des nuages de points pour **l'hiver 2014–2015 en sortie**. On observe des corrélations :

- corrélations entre concentrations de cations majeurs sous forme libre : Ca et Mg sous forme dissoute sont corrélés positivement (coeff. = 0,98) ;
- corrélation entre la concentration en Cl^- et les concentrations en cations majeurs totaux : coeff. $\text{Cl}/\text{Na} = 0,93$; $\text{Cl}/\text{Ca} = 0,90$; $\text{Cl}/\text{Mg} = 0,93$; $\text{Cl}/\text{K} = 0,73$; coeff. $\text{Ca}/\text{Na} = 0,93$; $\text{Ca}/\text{Mg} = 0,99$; $\text{Ca}/\text{K} = 0,66$; $\text{Na}/\text{K} = 0,85$; $\text{Na}/\text{Mg} = 0,95$; $\text{K}/\text{Mg} = 0,68$;
- corrélation entre la conductivité et les concentrations en cations majeurs totaux et en Cl^- : coeff. Conductivité/ $\text{Na} = 0,98$; Conductivité/ $\text{K} = 0,80$; Conductivité/ $\text{Mg} = 0,70$; Conductivité/ $\text{Ca} = 0,74$; coeff. Conductivité/ $\text{Cl} = 0,91$;
- corrélations entre certains ETM : coeff. $\text{Cu}/\text{Ni} = 0,93$; $\text{Cu}/\text{Pb} = 0,91$;

- corrélation entre la concentration en sulfates et en Zn total : corrélation positive entre SO_4^{2-} et Zn (coeff. 0,70) ;
- corrélation entre la concentration en sulfates et en ETM dissous : coeff. $\text{SO}_4/\text{Ni} = 0,85$; $\text{SO}_4/\text{Pb} = 0,86$; $\text{SO}_4/\text{Zn} = 0,60$;
- corrélation entre la concentration en sulfates et en Ca^{2+} et Mg^{2+} libre : coeff. $\text{SO}_4/\text{Ca} = 0,77$; $\text{SO}_4/\text{Mg} = 0,77$;
- corrélation entre la concentration en ETM libre et en Ca^{2+} et Mg^{2+} libre : coeff. $\text{Ni}/\text{Ca} = 0,93$; $\text{Ni}/\text{Mg} = 0,67$; $\text{Pb}/\text{Ca} = 0,88$; $\text{Pb}/\text{Mg} = 0,72$;
- pas de corrélation significative (coeff. toujours inférieur à 0,55) entre le pH, les MES ou les paramètres météorologiques et les autres paramètres.

Pour l'hiver 2014–2015, lorsque la distinction est faite entre échantillons d'entrée et sortie, l'ensemble des paramètres sont répartis sur une large portion du cercle des corrélations contrairement aux observations effectuées sur les autres échantillons.

Analyse de la projection des individus selon les composantes 1 et 2 :

La projection des individus sur les plans factoriels selon les composantes 1 et 2 permet de distinguer plusieurs groupes distincts pour l'entrée et la sortie du bassin au cours de l'hiver 2014–2015.

Pour les échantillons d'entrée du bassin, la distinction peut se faire sur trois périodes :

- la période précédant tout épandage correspondant au mois de novembre ;
- une période de relative instabilité (forte variabilité des paramètres), sur les mois de décembre et janvier, durant lesquels des périodes d'épandages et des périodes sans épandages de longueur variables se succèdent ;
- une période marquée par de forts épandages, réguliers sur la période en question, au mois de février.

Pour les échantillons de sortie du bassin la distinction peut se faire sur quatre périodes :

- la période précédant tout épandage correspondant au mois de novembre ;
- une première période, en décembre, correspondant à des apports relativement faibles en fondants routiers (période (a), cf figure 2.5) ;
- une période courte et marquée sur la première quinzaine de janvier (période (b), cf figure 2.5) ;
- une période au cœur de l'hiver marquée par une concentration maximale en NaCl dans les eaux du bassin (période (c), cf figure 2.5).

Discussion :

L'analyse par type d'échantillons permet d'apporter de nouvelles conclusions concernant la qualité de l'eau entrant et sortant du bassin.

Tout d'abord, les conclusions tirées de l'analyse globale sont toujours observées après distinction entre l'entrée et la sortie du bassin. De plus, cette séparation des données permet de distinguer nettement plusieurs périodes au cours de l'hiver. Une période précédant tout épandage, plusieurs périodes distinctes

au cours des deux hivers observés (différentes en fonction de la rigueur de l'hiver) et, pour les échantillons de sortie, une période entre la fin de tout épandage et l'évacuation des fondants routiers encore dissous dans les eaux du bassin.

La prépondérance des MES est confirmée, une relation existant même entre les concentrations totales en ETM et en cations alcalins. La grande proportion de métaux présents sous forme particulaire, et les gammes de concentrations particulièrement étendues peuvent expliquer ces corrélations, plutôt liées à l'influence de la concentration en MES sur la spéciation qu'à une interaction entre les cations ([Helmreich et al., 2010](#)).

Par ailleurs, l'analyse du cercle des corrélations apporte de nouvelles informations concernant les ETM.

Dans les eaux d'**entrée** du bassin, une corrélation entre Cr, Ni, Cu et Pb est visible pour les deux années (seulement pour Cr/Ni et Cu/Pb en 2012–2013), et une relation entre Cr, Ni et Zn pour l'année 2014. Ces relations nous renseignent sur l'origine et l'émission des ETM ([Helmreich et al., 2010](#)). Deux sources distinctes émergent ici : les garnitures de frein (sources de Cr, Ni, Cu et Pb) et les glissières de sécurités (sources de Cr, Ni et Zn). Les corrélations avec le Zn sont les moins évidentes, sous la forme dissoute ou particulaire, celui-ci ayant par ailleurs un comportement particulier vis-à-vis de certains autres polluants.

Ainsi la concentration en Zn est corrélée à la concentration en Na dissous et total ainsi qu'à la conductivité. Cette double corrélation avec les deux formes du Na ne permet pas de conclure à un effet chimique du Na (tout du moins pas exclusif). Un effet sur l'émission (corrosion et décapage mécanique) et sur la dispersion (échanges ioniques et mobilités des colloïdes) n'est pas à exclure à ce stade. Ces constatations rejoignent celles effectuées ailleurs en Europe ([Helmreich et al., 2010](#) ; [Westerlund et Viklander, 2006](#)).

L'influence générale des ions sulfates sur la concentration en ETM apparaît en entrée et en sortie de bassin pour l'hiver 2014–2015.

Dans les eaux de **sortie** du bassin de Chenevières, la concentration en ions sulfates est corrélée à la concentration en Ca et Mg dissous, ainsi qu'à la concentration en Ni, Pb et Zn dissous. L'influence du sulfate (déjà évoquée par [Legret et Pagotto \(1999\)](#) dans le contexte des bassins de rétention routiers en période hivernale) sur la solubilité des métaux et des cations alcalins est un phénomène connu, attribué notamment à la possible formation de complexes ou de précipités, et à l'influence sur le pH de l'eau ([Pagotto, 1999](#)). Le lien entre la concentration en sulfate et l'épandage de fondants routiers est également évoqué dans la littérature ([Pagotto, 1999](#)).

L'observation plus en détail du lien entre le transfert de fondants routiers dans le bassin de Chenevières et la mobilité du Zn est nécessaire pour effectuer des hypothèses concernant les mécanismes mis en jeu dans l'influence du Na⁺ observée dans cette partie.

2.3.4.3 Spéciation des éléments dans les eaux du bassin de Chenevières

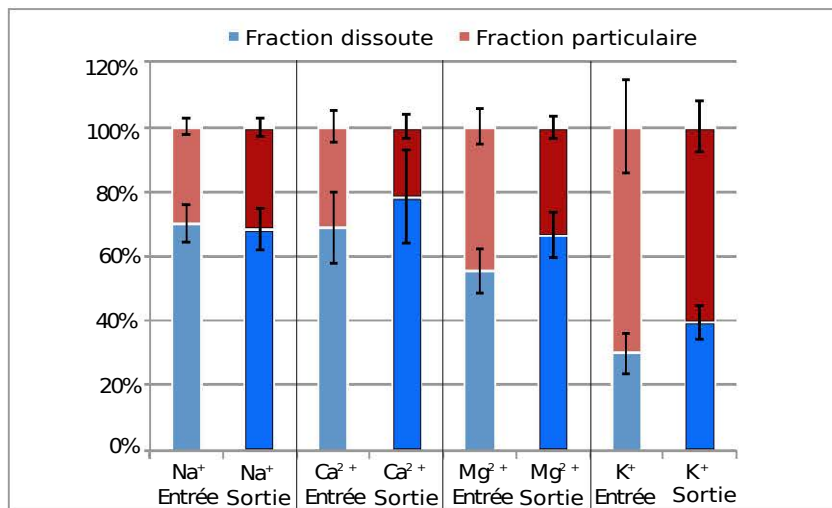
L'observation de la spéciation (qui est limitée ici à la distinction entre phases dissoute et particulaire) des cations alcalins et du Zn a été effectuée en fonction des résultats obtenus par ACP sur la qualité de l'eau d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières.

Parmi les ETM, seul le Zn présente une fraction dissoute significativement différente de 0 % (un nombre trop faible d'échantillons ont pu faire l'objet d'une mesure fiable de la fraction dissoute au dessus

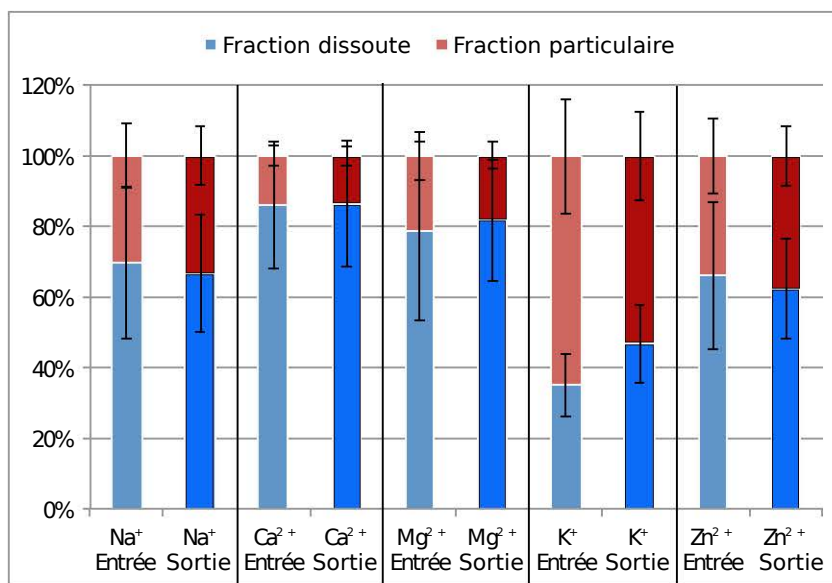
de la limite de quantification de l'ICP-AES pour Cr, Cu, Ni et Pb).

Comparaison entrée/sortie :

Une première distinction a été faite entre les eaux d'entrée et de sortie du bassin (figure 2.13).



(a) Fraction particulaire et fraction dissoute pour les éléments alcalins durant l'hiver 2012-2013



(b) Fraction particulaire et fraction dissoute pour les éléments alcalins durant l'hiver 2014-2015

FIGURE 2.13: Spéciation des éléments alcalins et du Zn dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières.

Lors de l'hiver 2012-2013, une étonnante stabilité a été observée entre l'entrée et la sortie concernant la spéciation des éléments alcalins. Aucune différence statistiquement significative n'a été observée entre l'entrée et la sortie concernant les fractions d'éléments présents sous forme dissoute ou particulaire. Les ions Na⁺ et Ca²⁺ sont mesurés entre 70 et 80 % sous forme dissoute en moyenne, l'ion Mg²⁺ à 61 % en moyenne pour l'entrée et 71 % pour la sortie, et pour l'ion K⁺ à 35 % en moyenne pour l'entrée et 42 % pour la sortie. Les ETM mesurés sont présents très majoritairement sous forme particulaire.

Lors de l'hiver 2014–2015, aucune différence statistiquement significative n'a été observée entre l'entrée et la sortie concernant les fractions d'éléments présents sous forme dissoute ou particulaire. La variabilité intra-annuelle est plus élevée que lors de l'hiver 2012–2013, et la fraction dissoute plus importante pour le Ca et le Mg. Les ions Na^+ sont mesurés entre 67 et 70 % sous forme dissoute en moyenne, l'ion Ca^{2+} à 86 % en moyenne pour l'entrée et pour la sortie, l'ion Mg^{2+} à 79 % en moyenne pour l'entrée et 82 % pour la sortie, et pour l'ion K^+ à 35 % en moyenne pour l'entrée et 46 % pour la sortie.

Le Zn est mesuré à 66 % sous forme dissoute en entrée de bassin et 62 % en sortie.

Comparaison entre la période estivale et la période d'épandage de fondants routiers :

La comparaison de la spéciation des éléments entre la période précédant tout épandage et la période hivernale (entre le premier et le dernier épandage) est représentée en figure 2.14, pour l'hiver 2014–2015. L'hiver 2012–2013 présente un nombre d'échantillons trop faible pour la seule période hivernale pour être exploité ici.

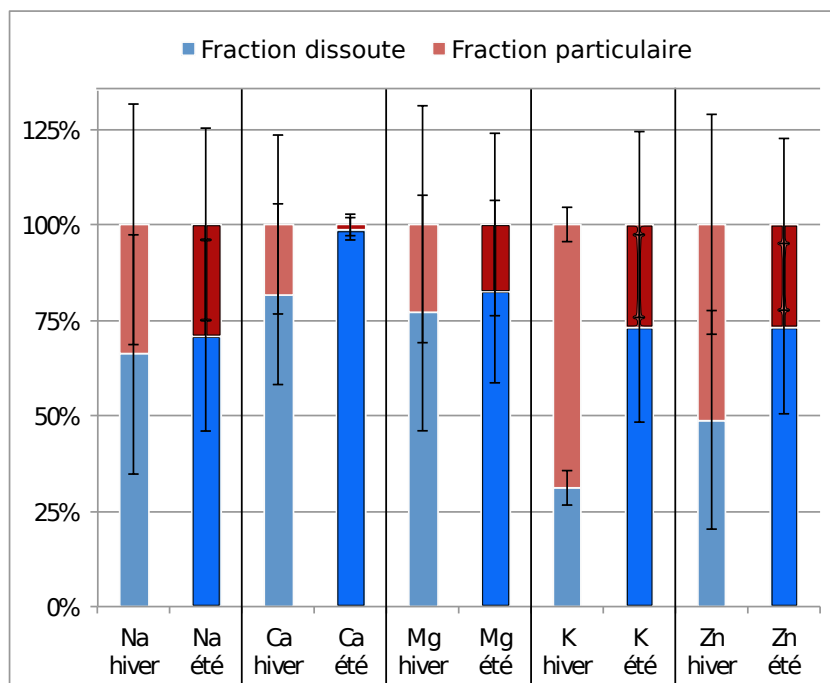


FIGURE 2.14: Spéciation des éléments alcalins et du Zn en période d'épandage ou non dans l'ensemble des échantillons prélevés sur le bassin de Chenevières : hiver 2014–2015.

La variabilité observée pour la spéciation des éléments comparés par période est élevée en particulier pour le Na et le Zn. Les ions Na^+ sous forme dissoute sont mesurés à 66 et 71 % respectivement pour la période hivernale ($C_{\text{moyenne}_{tot}}^4 = 284 \text{ mg/L}$) et la période estivale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 14 \text{ mg/L}$), l'ion Ca^{2+} à 82 % en moyenne pour la période hivernale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 113 \text{ mg/L}$) et 99 % pour la période estivale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 33 \text{ mg/L}$), l'ion Mg^{2+} à 77 % en moyenne pour la période hivernale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 4 \text{ mg/L}$) et 82 % pour la période estivale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 1 \text{ mg/L}$), et pour l'ion K^+ à 31 % en moyenne pour la période hivernale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 9 \text{ mg/L}$) et 73 % pour la période estivale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 7 \text{ mg/L}$). Le Zn est mesuré à 49 % sous forme dissoute pour la période estivale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 27 \text{ mg/L}$) et 73 % pour la période hivernale ($C_{\text{moyenne}_{tot}} = 79 \text{ mg/L}$).

⁴Concentration moyenne totale

Discussion :

Tous les ETM sauf le Zn ont été mesurés largement majoritairement sous forme particulaire (aucune fraction dissoute n'est détectée dans la majeure partie des cas, et toujours sous la limite de quantification). Ces résultats sont en cohérence avec des observations faites ailleurs en Europe (Westerlund et Viklander, 2006), bien que certains auteurs évoquent des fractions dissoutes significatives pour le Cd, le Zn (supérieures à 90 %) et le Cu (supérieures à 70 %) (Pagotto, 1999).

L'origine des ETM est évoquée dans la littérature comme un facteur majeur de la spéciation dans les eaux de ruissellement routières : les formes dissoute des métaux provenant des glissières, et les formes particulaires des métaux provenant des poussières déposées sur la route par usure des freins et des pneumatiques ou des dépôts provenant des carburants, (Pagotto, 1999).

Dans le cas du bassin de Chenevières, la prépondérance de l'usure des systèmes de freinage (dans l'émission de Cu et de Pb notamment) explique la proportion de métal sous forme particulaire, le Zn provenant des glissières également étant le seul présent sous forme dissoute de manière significative.

L'absence de différences significatives entre l'entrée et la sortie pour le cas de la spéciation du Zn est en revanche plus surprenante. En effet, Tromp *et al.* (2012) rapportent un effet significatif des systèmes d'assainissement routiers sur la spéciation des ETM. La fraction particulaire diminue toujours fortement en sortie de bassin par rapport à l'entrée. Ces bassins sont d'ailleurs conçus pour favoriser la sédimentation des particules et donc favoriser un abattement de la pollution métallique particulaire. Le Zn est présent sous forme dissoute à plus de 60 % à la fois en entrée et en sortie de bassin, proportion relativement élevée considérant les valeurs rapportées par Baekstroem *et al.* (2003) (entre 20 et 61 %) ou Helmreich *et al.* (2010) (moins de 30 %).

Si la spéciation des éléments alcalins et du Zn est observée au regard des périodes d'épandages de fondants routiers, une tendance nette est observable pour tous les éléments. En effet, en période d'épandage, les éléments présentent une fraction particulaire systématiquement plus élevée (différence hiver/été statistiquement significative (test de Kruskal-Wallis) pour le K et le Zn). Ce type de résultats est également observé par Baekstroem *et al.* (2003) et Westerlund et Viklander (2006), mais pas par Helmreich *et al.* (2010). Les mécanismes physico-chimiques impliqués dans cette augmentation de la proportion de Zn sous forme particulaire sont cependant peu clairs. Baekstroem *et al.* (2003) évoquent une augmentation du pH de l'eau favorisant la formation de complexes et l'adsorption sur les particules, tandis que Westerlund et Viklander (2006) font état d'une influence importante de la météorologie (formation de boudin de neige et stockage des particules puis relargage, fortes précipitations hivernales, ...). Dans notre cas, l'augmentation du pH n'est pas significative et l'influence des conditions météorologiques combinée à l'influence des épandages de fondants routiers mérite d'être analysée plus en détails.

2.3.4.4 Influence des fondants routiers sur le transfert des polluants métalliques dans les réseaux d'assainissement : cas du Zn

La simple observation de la spéciation du Zn en période hivernale ou non, en entrée et en sortie de bassin ne permet pas de conclure quant à l'effet de l'épandage de fondants routiers sur l'émission, la dispersion et l'éventuelle remobilisation du Zn.

L'évolution de la concentration moyenne mensuelle en Zn, en Na et en MES est donnée dans le tableau 2.6.

La concentration en Zn observée au début de l'hiver 2014–2015 (avant tout épandage) était relativement faible (33 à 39 $\mu\text{g/L}$) en entrée de bassin, avec une proportion de Zn dissous comprise entre 30 et 85 %.

TABLEAU 2.6: Concentrations et spéciation moyennes mensuelles des fondants routiers et du Zn durant l'hiver 2014-2015.

	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
MES (mg/L)						
Entrée	-	-	13,9	27,9	21,3	10,6
Sortie	-	-	9,00	8,20	9,00	9,00
[Na⁺] (mg/L)						
<i>Entrée</i>						
Fraction dissoute	36,5	4,53	49,4	258	547	340
Concentration totale	44,7	6,91	123	390	574	413
<i>Sortie</i>						
Fraction dissoute	8,20	5,94	9,17	87,1	311	262
Concentration totale	11,4	8,79	7,66	186	382	348
[Zn] (µg/L)						
<i>Entrée</i>						
Fraction dissoute	13,3	28,0	113	156	LD	LD
Concentration totale	38,9	33,1	143	253	40,1	11,3
<i>Sortie</i>						
Fraction dissoute	11,7	13,5	15,6	10,2	LD	LD
Concentration totale	14,1	16,1	26,0	22,3	LD	LD
Précipitations (mm)						
	72	86	59	93	33	43

Les concentrations en sortie étaient comprises entre 14 et 16 µg/L en moyenne avec une fraction dissoute supérieure à 80 %.

Il s'en est suivi une augmentation significative de la concentration moyenne en décembre et janvier en entrée de bassin (143 µg/L en moyenne en décembre, 253 en janvier), avec une fraction dissoute comprise entre 60 et 80 %. Il est à noter que décembre est caractérisé par des épandages faibles, 6 jours d'intervention pour un total de moins de 0,7 tonnes de fondants routiers épandus ; janvier est le mois "actif" avec 11 jours d'intervention et plus de 1,5 tonnes épandues. Cette augmentation était associée à une augmentation significative de la concentration en Na⁺ en entrée du bassin. Les concentrations en sortie étaient comprises entre 22 et 26 µg/L en sortie de bassin avec une fraction dissoute comprise entre 45 et 65 %. L'augmentation n'était pas significative malgré l'augmentation de la concentration en Na⁺ à partir de janvier.

Enfin, en février et mars 2015, la concentration en Zn en entrée de bassin était comprise entre 11 et 40 µg/L, à 100 % sous forme particulaire, et est sous la limite de détection en sortie, malgré une concentration maximale en Na⁺ (lors du mois de février, 11 jours d'intervention de salage sont répertoriés, pour un total d'approximativement 1 tonne épandue, aucun épandage n'est enregistré en mars, le dernier épandage a lieu le 28 février).

L'effet éventuel du NaCl sur la mobilité du Zn est peu évident. L'évolution globale au cours de l'hiver en entrée de bassin est représentée en figure 2.15.

Un premier événement marquant a tout d'abord eu lieu en novembre. Les 3 et 4 novembre, près de 58 mm de pluie ont été enregistrés, événement majeur pour le début de l'hiver considéré, associé à une concentration moyenne (trois prélèvements) en Zn total de 29 µg/L. Aucune modification significative de la concentration en Na⁺ n'a été mesurée (cette période précède tout épandage).

Deux événements distincts ont ensuite eu lieu au cours des mois de décembre et janvier. Ces événements décrits en détails en 2.3.2.1 correspondent aux deux premières périodes de lessivage de NaCl de la route vers le bassin. Elles sont associées à des pics de concentration en Zn atteignant un maximum local de 373 µg/L en décembre et 623 µg/L en janvier.

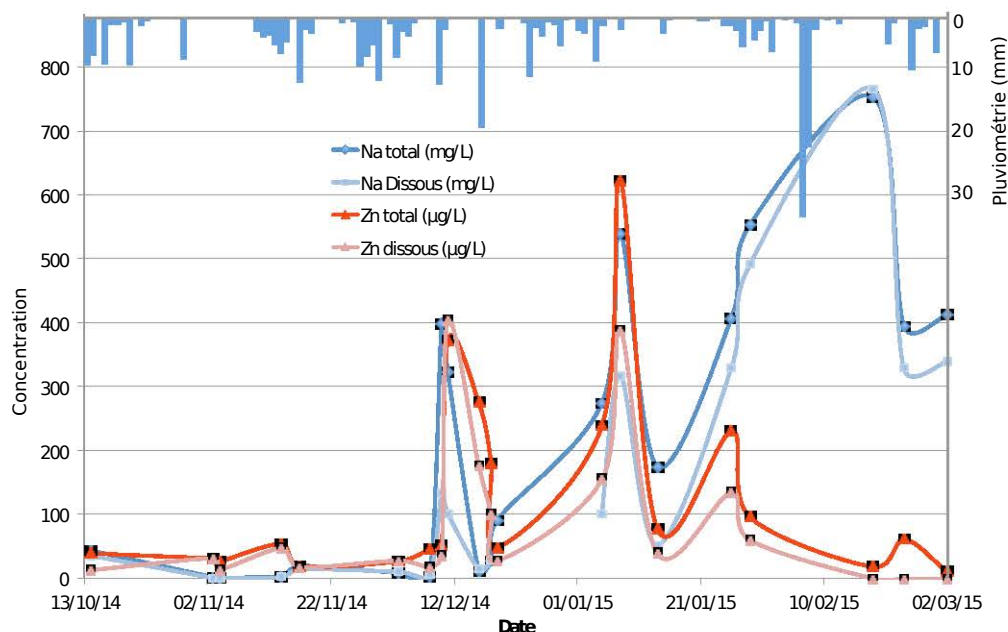


FIGURE 2.15: Évolution des concentrations en Na et en Zn dissous et particulaire en entrée de bassin durant l'hiver 2014-2015

Entre fin janvier et début mars, le pic de concentration en Na^+ mesuré dans les eaux d'entrée du bassin correspond à deux phases distinctes pour le Zn. Un premier léger pic avec une concentration maximale mesurée à $230 \mu\text{g/L}$ fin janvier puis un deuxième pic fin février avec une concentration maximale mesurée à $61 \mu\text{g/L}$.

En terme de spéciation, la fraction particulaire en Zn lors des deux premiers événements (en novembre et en décembre) est négligeable alors qu'elle représente près de 40 % en janvier et 100 % lors de l'événement identifié fin février.

Les évolutions observées en sortie sont représentées en figure 2.16.

Dans les eaux de sortie du bassin de Chenevières, suite à une période en début d'hiver où les concentrations en zinc total sont systématiquement mesurées sous $10 \mu\text{g/L}$, deux légers pics, étalés sur 3 à 4 prélèvements, soit une période d'une semaine environ à chaque pic, sont visibles. Le premier autour du 8 décembre (date des premiers épandages de fondants) est caractérisé par une concentration maximale en zinc de $37 \mu\text{g/L}$, pour une fraction dissoute représentant 50 % de la fraction totale ; le second autour du 5 janvier est caractérisé par une concentration maximale en Zn de $55 \mu\text{g/L}$, pour une fraction dissoute représentant 30 % de la fraction totale.

Le pic de concentration en Na^+ , localisé sur la fin du mois de février, avec une concentration mesurée jusqu'à 390mg/L en Na total n'est pas associé à une variation de la concentration en Zn (concentration sous la limite de détection pour tout le mois de février dans les eaux de sortie du bassin).

Discussion :

Le Zn est l'élément trace métallique le plus concentré et le plus mobile dans les eaux de ruissellement routières de la RN59 et les eaux de sortie du bassin de Chenevières. C'est un des polluants cibles de

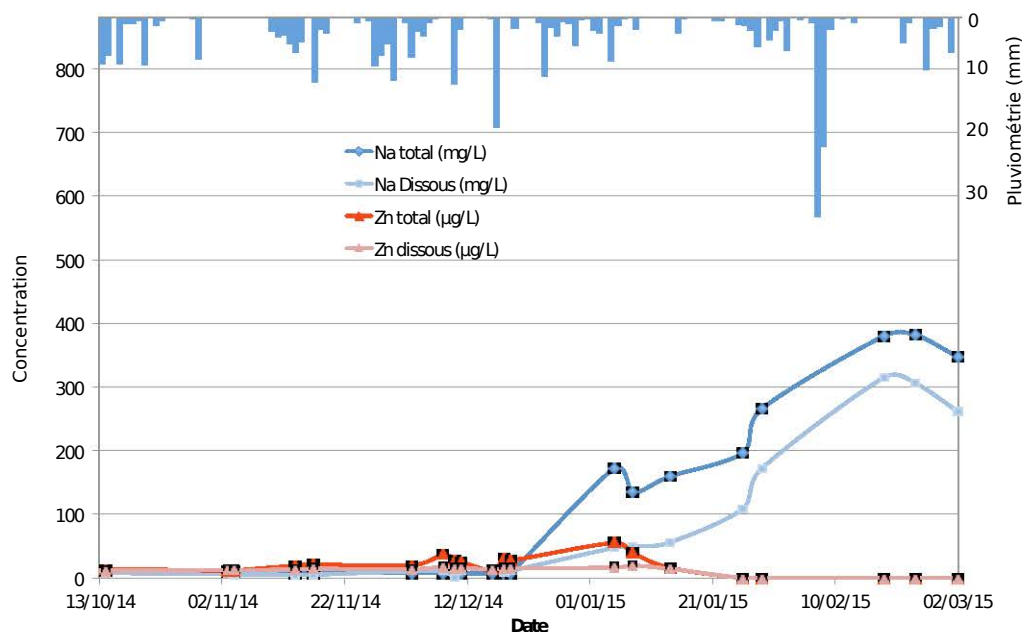


FIGURE 2.16: Évolution des concentrations en Na et en zinc dissous et particulaire en sortie de bassin durant l'hiver 2014-2015.

la Directive 2000/60/CE⁵ entrant dans la caractérisation du bon état écologique des masses d'eau. La Norme de Qualité Environnementale (NQE) retenue est de 3,1 µg/L pour une dureté de l'eau inférieure ou égale à 24 mg/L de CaCO₃ et de 7,8 µg/L pour une dureté de l'eau supérieure à 24 mg/L de CaCO₃. Il est également enregistré comme un polluant limitant pour la qualité des eaux brutes de toute origine utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine avec une limite fixée à 5 mg/L (la limite pour les ions Cl⁻ et les ions Na⁺ est de 200 mg/L).

Si la concentration en Zn mesurée dans les eaux d'entrée et de sortie du bassin de Chenevières ne dépasse pas les limites fixées pour les eaux brutes pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (contrairement aux ions Cl⁻ et Na⁺ qui dépassent ces limites régulièrement et pendant une période de plusieurs mois sur les hivers 2012-2013 et 2014-2015), elle dépasse très régulièrement les limites considérées par l'Union Européenne pour la caractérisation du bon état écologique des masses d'eau et cette source pourrait représenter une menace pour les masses d'eau réceptrices.

La concentration en Zn dans les eaux d'entrée du bassin connaît une augmentation significative en début de période hivernale associée aux premières périodes d'épandage de fondants routiers. Sur les deux événements identifiés, le second au moins est caractérisé par une concentration en MES particulièrement élevée. Pour ces deux événements, l'effet du NaCl est démontré en accord avec les observations effectuées par plusieurs auteurs (Baekstroem *et al.*, 2004 ; Norrstroem, 2005 ; Tromp *et al.*, 2012 ; Westerlund et Viklander, 2006). En effet, un événement similaire en terme de pluviométrie et de durée de temps sec précédent l'événement a été identifié tout début novembre (avant tout épandage) sans mobilisation significative de Zn dans les eaux de ruissellement routières.

Néanmoins, les mécanismes mis en jeu restent peu évidents à ce stade et la fin de l'hiver 2014-2015 est caractérisée par un événement lors duquel ces constatations ne se sont pas renouvelées. En fin d'hiver, et en accord avec les observations faites par Helmreich *et al.* (2010), un événement majeur

⁵Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

en terme de transfert de fondants routiers de la route vers le bassin de Chenevières a eu lieu (en février), sans être clairement lié à une augmentation de la concentration en Zn dans les eaux d'entrée du bassin. Seule une hypothèse peut être faite à ce stade. Les quantités de Zn mobilisable sur la surface de la route et en bord de route ont ainsi pu être épuisées lors des événements du début de l'hiver.

2.4 Discussion générale et conclusions

L'objectif de ce chapitre est d'étudier le transfert des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement, de la route vers les bassins de rétention puis vers l'environnement. Lors de ce transfert, le comportement des polluants métalliques (émission, dispersion transfert, mobilité générale) a été mis en perspective par rapport aux pratiques en vigueur en terme de viabilité hivernale (les épandages de NaCl en tant que fondant routier sur la mobilité des ETM ayant été rapportés par de nombreux auteurs).

2.4.1 Transfert des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement

La détection et l'identification des fondants routiers dans les réseaux d'assainissement routiers de la RN59 durant la thèse a été basée sur la mesure de la conductivité et des concentrations en Cl^- et Na^+ . La conductivité est strictement corrélée à la concentration en ions Cl^- , bien que la relation soit à calculer pour chaque contexte local.

Les ions Cl^- , dits conservatifs, très mobiles essentiellement sous forme dissoute, ne sont pas éliminés par les bassins d'assainissement routiers du type de celui de Chenevières (bassin de rétention avec volume mort). Les ions Na^+ , malgré une mobilité également très élevée présentent un comportement plus complexe. Ils sont régulièrement associés de manière significative aux particules en suspension dans l'eau, en particulier en entrée de bassin et en début de période d'épandage.

Cependant nos résultats démontrent que les ions Na^+ comme les ions Cl^- présentent une concentration égale à celle du fond géochimique en période estivale et automnal précédant les épandages de fondant. Après la fin des épandages, la concentration en Na^+ est clairement diminuée par évacuation progressive suite aux fortes précipitations observées au printemps. Le type d'événement ou la concentration en MES n'a pas ou peu d'influence sur le transfert en sortie de bassin et l'ensemble de nos résultats suggère que les ions Na^+ comme les ions Cl^- , entrant dans le bassin en sont lessivés entièrement. **L'effet des bassins de rétention sur la pollution aux fondants routiers est donc négligeable, et seule la dilution de la concentration due à la présence d'un volume mort, et la possible rétention temporaire d'une fraction limitée du Na adsorbé sur la surface des particules sédimentant dans le bassin, peut être considérée comme agissant sur le transfert du fondant.**

Les eaux transférées directement dans le milieu naturel en sortie de bassin présentent une concentration élevée en Cl^- et en Na^+ , sur une période pouvant courir du début des épandages (en moyenne au mois de novembre en Lorraine) jusqu'au début de l'été au moins. Les limites fixées pour les eaux destinées à la consommation ou pour la toxicité de l'eau pour les espèces aquatiques sont régulièrement dépassées, qu'il s'agisse de limites aiguës ou chroniques. Si le brassage important de l'eau du bassin ne permet pas la formation d'une stratification chimique des eaux d'après nos résultats (potentiellement dramatique pour de nombreuses espèces benthiques), le rejet de NaCl en sortie de bassin fait peser une menace non négligeable sur la faune et la flore aquatique, mais aussi sur la qualité des ressources en eau en général.

Il est avéré que la majeure partie des fondants routiers épandus sur les routes est

transférée dans l'environnement à proximité. Notre étude démontre que la proportion de fondants effectivement collectée par les réseaux d'assainissement routiers est comprise entre 25 et 50 % environ selon les événements météorologiques et les quantités épandues. Cette observation permet de penser que l'action sur cette fraction collectée est possible en modifiant les réseaux d'assainissement existant ou en les complétant. Elle lève aussi des interrogations sur son influence sur le transfert des polluants métalliques.

2.4.2 Influence des pratiques d'épandages en période hivernale sur le transfert de la pollution métallique

Si l'étude du transfert des ETM émis en milieu routier a fait l'objet de nombreuses études, l'influence du NaCl utilisé en tant que fondant a seulement été évoquée depuis quelques années.

Notre étude démontre elle aussi, malgré une émission et un transfert de flux relativement faibles en ETM, une influence certaine des fondants routiers sur l'émission et la dispersion des ETM (en particulier du Zn) et sur leur mobilité en général.

Le contexte géochimique local du bassin de Chenevières (qui sera précisé dans le chapitre 3) est selon nos résultats un paramètre capital dans la compréhension de l'effet du NaCl sur la mobilité des ETM. En effet les variations de pH observées et l'influence du NaCl sur les concentrations mesurées en carbone inorganique total (liée notamment à la présence de carbonates de calcium) sont peu évidentes et le choc de salinité observé suite à l'épandage de fondant ne peut expliquer ces variations sans s'intéresser à la qualité des sédiments du bassin et des bords de la RN59.

Nos résultats démontrent cependant une corrélation significative entre les concentrations en cations majoritaires et les concentrations en Na^+ et Cl^- , ce qui suggère un effet non négligeable du NaCl sur la mobilité des cations alcalins (K^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+}) et donc un effet sur la mobilité des particules et sédiments dont ces éléments sont constitutifs. La mobilité des colloïdes en particulier pourrait s'en trouver affectée et par conséquent la mobilité des ETM associés à ces colloïdes. Le lien entre la concentration en Na^+ et Cl^- et le transfert des ETM reste toutefois peu clair. En effet, l'effet des ions Na^+ et Cl^- sur la concentration en MES dans les eaux entrant et sortant du bassin semble variable au cours du temps (seulement significatif en début d'hiver) et l'effet sur les ETM est peu significatif (seule la concentration en Zn est parfois corrélée à la concentration en Na dissous et total).

La possibilité d'échanges ioniques simples entre Na et Zn, voir entre Ca et Zn ou Mg et Zn si la mobilisation de Ca et Mg est confirmée sous l'effet du NaCl, n'est pas encore à écarter à ce stade, mais rien ne permet de la mettre en avant dans nos résultats. L'effet du fondant sur l'émission des métaux en particulier sur la corrosion et la mobilité des particules est en revanche une hypothèse à vérifier au vu de nos résultats.

Les conclusions majeures générales du chapitre sont donc les suivantes concernant le transfert des polluants dans les bassins de rétention des eaux de ruissellement routières :

- Si l'évolution des concentrations en ETM, en NaCl et en MES entre l'entrée et la sortie du bassin pourrait suggérer un effet positif sur l'abattement de la pollution dans le bassin, les fondants ne sont pas réellement traités par les bassins (le flux entrant est comparable au flux sortant en terme de bilan) et l'analyse statistique multivariée ne permet pas de conclure quant à une différence significative entre la qualité de l'eau en entrée et en sortie de bassin.
- La période hivernale est marquée par une quantité de polluants transférés dans le bassin de Chenevières (ETM et NaCl) supérieure à la période précédant tout épandage. Durant cette période,

la fraction particulaire est significativement plus importante pour le Zn, sans que cela puisse être clairement relié à un effet chimique du NaCl.

- La prépondérance des paramètres météorologiques (précipitation, durée de temps sec, ...) sur le transfert de la pollution n'est pas vérifiée dans notre étude, contrairement à l'importance de la période hivernale.
- La variabilité des paramètres mesurés (notamment concernant les concentrations en ETM) est moins importante en sortie qu'en entrée de bassin. Cette observation permet d'envisager une meilleure évaluation de l'impact environnemental des rejets mais également une mise en place simplifiée de techniques d'assainissement complémentaires en sortie des bassins existants.

Malgré tout, les mécanismes mis en jeu dans l'émission, la dispersion et la mobilité des ETM et les fondants routiers restent peu évidents et une analyse en détail de la qualité des sédiments de bord de route et des sédiments du bassin est nécessaire afin de déterminer les paramètres prépondérants. La spéciation des éléments métalliques et alcalins, l'influence du NaCl et des paramètres physicochimiques de l'eau sur la mobilité des ETM et la qualité globale des sédiments sera étudiée dans le chapitre 3.

Impact des fondants routiers sur l'abattement de la pollution dans les systèmes d'assainissement routiers

Sommaire

3.1	Introduction	92
3.2	Matériels et méthodes	93
3.2.1	Prélèvement et conservation d'échantillons du site de Chenevières	93
3.2.2	Analyse du fonctionnement du bassin : essais et mesures en laboratoire	95
3.3	Résultats	97
3.3.1	Qualité globale des sédiments	98
3.3.2	Spéciation des éléments traces métalliques et des cations alcalins	105
3.3.3	Mobilité des éléments traces métalliques et des cations alcalins : lixiviation en batch	115
3.4	Discussion générale et conclusions	121
3.4.1	Qualité des sédiments du bassin de Chenevières et des sols du bord de la RN 59	121
3.4.2	Spéciation des ETM : variabilité temporelle et mobilité potentielle	122
3.4.3	Mobilité des ETM sous l'effet des fondants routiers	123

3.1 Introduction

L'assainissement routier en France consiste essentiellement à traiter les eaux de ruissellement par décantation dans des bassins de traitement en eau, équipés ou non de systèmes additionnels (désableur, déshuileur, filtre à sable, *etc.*) pour les cas particulièrement sensibles ou les zones identifiées comme vulnérables (captage d'eau potable, écosystème abritant des espèces protégées, *etc.*) (Setra, 2006 2011). Cependant, ces systèmes ne sont actuellement pas dimensionnés en prenant en compte l'influence de la pollution saisonnière en période hivernale, et aucun suivi particulier des flux de polluants n'est effectué en entrée et/ou en sortie des bassins de traitement. Par ailleurs, nos résultats démontrent que non seulement les bassins de rétention en eau ne permettent pas de traiter la problématique des fondants, mais que les fondants ont également une influence sur la mobilité des polluants métalliques.

Certains auteurs rapportent l'effet potentiel des fondants routiers, en particulier le NaCl, sur la mobilité des ETM évoquant une perturbation chimique (choc de salinité pouvant modifier les équilibres chimiques de sorption/désorption) et physique (déstabilisation des colloïdes) dans les sols de bords de route ou dans des systèmes d'infiltration (Baeckstroem *et al.*, 2003 ; Durin *et al.*, 2010).

Une étude menée en Suède (Norrstroem, 2005) rapporte, par exemple, une augmentation significative de la concentration en ETM dans l'eau souterraine en bord de route (Zn et Pb sous forme particulaire, Cd sous forme libre ou sous forme de complexe avec les ions chlorures CdCl^+). La quantification des mécanismes mis en jeu dans cette remobilisation reste peu claire, mais d'après l'auteur l'influence du NaCl est directement impliquée, influence confirmée par des essais de lixiviation en colonne. Cette remobilisation par le NaCl est également rapportée pour des bassins d'infiltration (effet sur la mise en suspension des colloïdes, (Durin *et al.*, 2010)) et pour des systèmes d'assainissement complets (bassin de rétention et système de filtre planté en série (Tromp *et al.*, 2012)).

En parallèle, la caractérisation des sédiments des bassins de traitement des eaux de ruissellement routières a fait l'objet de nombreuses études (Clozel *et al.*, 2006 ; Durand *et al.*, 2004 ; El-Mufleh *et al.*, 2010). Il a ainsi été démontré que les échanges à l'interface eau/sédiment jouent un rôle majeur dans le transfert des ETM en milieu routier. Ces interactions font intervenir plusieurs types de réactions de surface (précipitation, sorption, complexation, *etc.*) (figure 3.1).

La mobilité des éléments traces dépend donc fortement de leur spéciation dans les matrices solides et liquides, et des conditions physico-chimiques régnant dans ces matrices. Par ailleurs, le comportement des ETM dans les bassins de traitement par décantation recevant des eaux de ruissellement chargées en NaCl reste encore méconnu et l'effet sur la remobilisation des ETM peu étudié.

L'objectif de ce chapitre est de caractériser la remobilisation des ETM par le NaCl dans un bassin de traitement des eaux de ruissellement routières par des essais menés en laboratoire sur des sédiments collectés dans les réseaux d'assainissement routier.

En parallèle du suivi de la qualité de l'eau du bassin de Chenevières, des échantillons de sédiment ont été prélevés dans le bassin, dans le désableur en amont du bassin et au bord de la RN59. Ces échantillons ont fait l'objet d'extractions sélectives menées afin d'analyser la spéciation des ETM et des cations alcalins dans la phase solide. Ils ont également été soumis à des essais de lixiviation visant à simuler les conditions rencontrées dans le bassin de traitement de Chenevières. Les essais de lixiviation ont été effectués pour une gamme de pH et une gamme de concentration en NaCl correspondant aux conditions environnementales mesurées dans le bassin de Chenevières.

L'ensemble de ces résultats a été mis en parallèle afin d'analyser les échanges pouvant avoir lieu dans

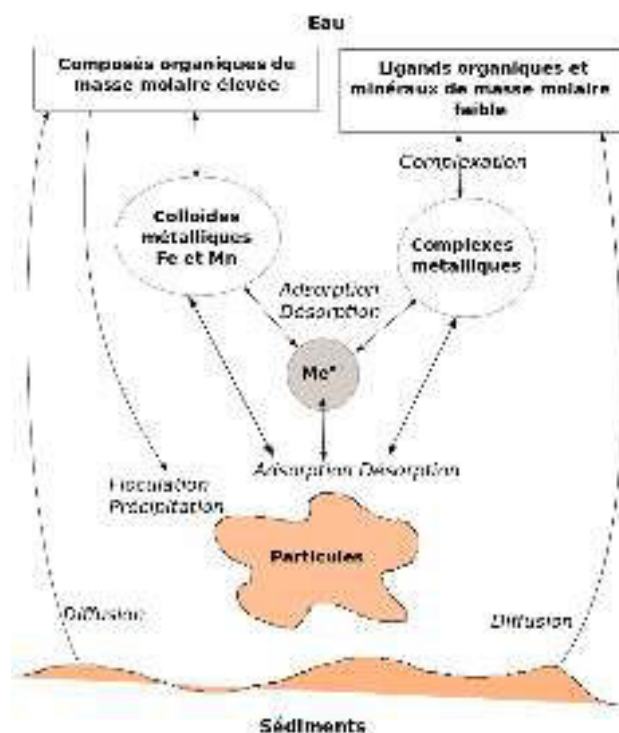


FIGURE 3.1: Représentation schématique de la dynamique d'échange des ETM dans un système eau/sédiment, adapté de Serpaud et al. (1994).

le bassin et de les comparer aux données obtenues sur la qualité de l'eau du bassin.

3.2 Matériels et méthodes

3.2.1 Prélèvement et conservation d'échantillons du site de Chenevières

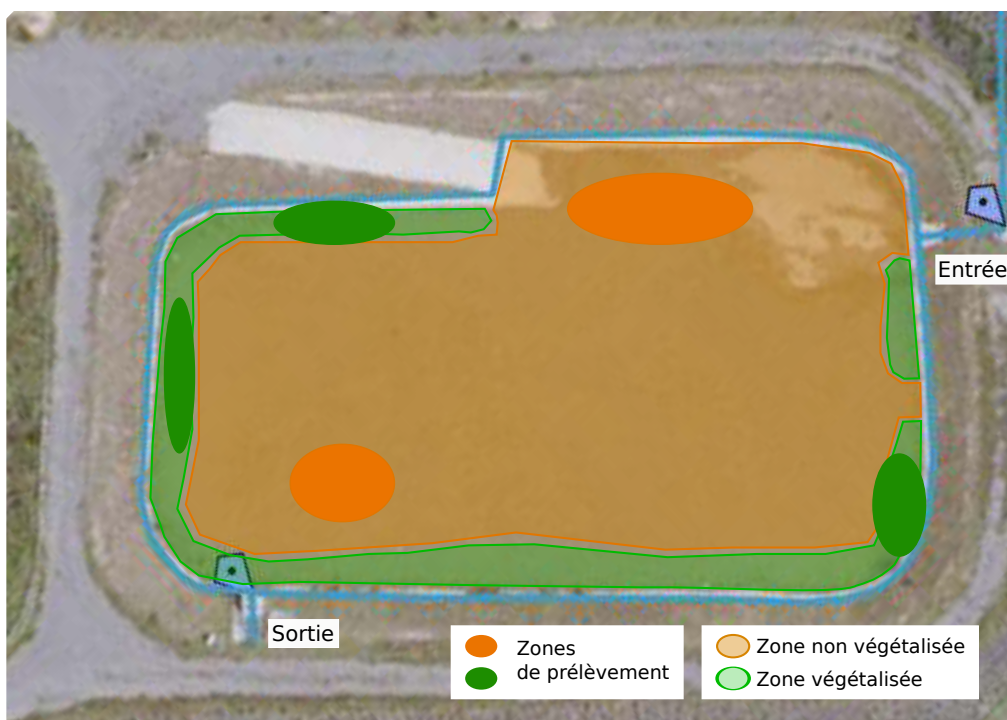
Les échantillons de sédiments ont été prélevés selon les recommandations de Hebrard-Labit (2006) et en suivant les normes NF ISO 10 381-1 de mai 2003 et NF ISO 10 381-2 de mars 2003. La préparation des échantillons suit les préconisations de la norme NF ISO 11 464 de décembre 2006. Selon les mesures et analyses, les échantillons sont utilisés frais directement après prélèvement ou préparés en laboratoire. Ils sont alors séchés en étuve à 40 °C, tamisés à 2 mm et stockés à 4 °C dans des pots en polyéthylène fermés hermétiquement. Les échantillons sont prélevés sous eau dans des zones où l'immersion est comparable (entre 30 et 40 cm sous la surface de l'eau).

Les échantillons ont été prélevés en deux campagnes réalisées le 31 juillet 2013 et le 31 octobre 2014. Les sites de prélèvement sont représentés sur la figure 3.2. Le 31 juillet 2013, les échantillons ont été prélevés en trois points situés directement entre l'entrée et la sortie du bassin. Le 31 octobre 2014, les échantillons résultent de deux types de prélèvements composite (mélange de prélèvements de plusieurs points) représentatifs des deux types de zones présentes dans le bassin à cette date : une zone végétalisée et une zone non végétalisée. La végétation du bassin, spontanée et non contrôlée par le gestionnaire, fera l'objet d'une analyse dans le chapitre 4.

Le 31 octobre 2014, un échantillon de sédiments du déssableur en amont du bassin a été prélevé en plus, ainsi que 3 échantillons de bord de route, un directement au bord de la bande d'arrêt d'urgence, un au fond des cunettes enherbées qui collectent les eaux de ruissellement et un sur le remblai au delà de la



(a) Localisation des prélèvements de sédiments du bassin en juillet 2013



(b) Localisation des prélèvements de sédiments du bassin en octobre 2014

FIGURE 3.2: Échantillonnage de sédiments dans le bassin de Chenevières.

cunette.

3.2.2 Analyse du fonctionnement du bassin : essais et mesures en laboratoire

3.2.2.1 Caractérisation de la qualité des sédiments du bassin de Chenevières

L'analyse de la qualité des sédiments du bassin de Chenevières et de l'influence des fondants routiers sur ces sédiments est nécessaire à la compréhension de la dynamique de transfert des polluants dans les bassins. L'accent est mis sur la spéciation et la mobilité des polluants minéraux, deux caractéristiques influencées par l'épandage de fondants routiers.

Qualité des sédiments du bassin et du déssableur de Chenevières :

Les sédiments prélevés dans le bassin de Chenevières ont fait l'objet de trois types d'analyses effectuées par le Laboratoire d'Analyse des Sols de l'INRA d'Arras :

1. Analyses des caractéristiques physico-chimiques globales (qualité et composition) :
 - Granulométrie sans décarbonatation (suivant la norme NF X 31-107) ;
 - Teneur en eau résiduelle à 105 °C (suivant la norme NF ISO 11465) ;
 - Quantité de matière volatile à 550 °C (méthode développée par l'INRA) ;
 - Perte au feu à 1100 °C (méthode développée par l'INRA) ;
 - pH (eau et KCl) ;
 - Azote total (suivant la norme NF ISO 13878) ;
 - Calcaire CaCO_3 total (suivant la norme NF ISO 10693) ;
 - Phosphore : P_2O_5 (méthode d'Olsen suivant la norme NF ISO 11263) ;
 - Concentration en Al, Ca, Fe, K, Mg et P_2O_5 à l'ICP-AES après mise en solution totale par HF (suivant la norme NF X 31-147).
2. Analyse de la pollution métallique globale des sédiments :
 - Concentration en Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn à l'ICP-AES après mise en solution totale par HF (suivant la norme NF X 31-147) ;
3. Analyse de la mobilité des polluants métalliques :
 - Conductivité totale sur extrait à l'eau (méthode développée par l'INRA, rapport solide/liquide en masse équivalent à 1/25) ;
 - Concentration en Cd, Cu, Pb et Zn à l'ICP-AES après extraction au CaCl_2 à 0,01 mol/L ainsi que pH et carbone organique dissous sur la solution d'extraction (méthode développée par l'INRA par combustion sèche).

Spéciation et mobilité des polluants métalliques dans les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevières :

La mobilité des polluants est à rapprocher de leur spéciation dans l'eau et les sédiments des bassins d'assainissement routiers et des réseaux de collecte de ruissellement associés. Si des méthodes physiques, associant microscopie électronique à balayage et diffraction des rayons X par exemple, apportent des informations qualitatives intéressantes sur la spéciation des éléments en phase solide, elles ne permettent pas de quantifier précisément la présence de polluants, se concentrent sur la surface des particules et manquent parfois de sensibilité. Des méthodes chimiques basées sur des extractions séquentielles ou sélectives ont en revanche été mises en œuvre avec succès pour caractériser des matières solides de natures variées (Durand, 2003 ; Tessier *et al.*, 1979). Les extractions sélectives en parallèle (l'échantillon est sous-échantillonné et chaque sous-échantillon fait l'objet d'une extraction distincte, contrairement aux extractions séquentielles où un échantillon fait l'objet d'extractions successives) permettent de s'affranchir

d'un certain nombre de problèmes liés aux protocoles d'extractions séquentielles (Durand *et al.*, 2004), en particulier :

- pas de risque de changement de spéciation des éléments pendant la procédure (par sorption/désorption successives),
- peu de risque de perte d'échantillon ou de modification de l'équilibre entre phase solide et phase liquide.

Dans tout le protocole cité ici, les réactifs utilisés (FisherScientific) sont certifiés pour l'analyse des métaux en traces (référence Trace Metal Grade) et la verrerie est préalablement lavée à HNO_3 à 65 % (10 % v/v) et rincée à l'eau ultrapure (Millipore, 18,2 $M\Omega$). Notre procédure est basée essentiellement sur le schéma séquentiel de Tessier *et al.* (1979) adapté par Durand (2003). Les étapes d'extraction successivement employées (décrites dans le tableau 3.1) sont les mêmes et mises en œuvre en parallèle sur des sous-échantillons au lieu de l'être en série sur un seul échantillon. Après chaque extraction, les échantillons sont laissés à décanter pendant 1 h, le surnageant est prélevé et filtré à 0,45 μm . Lors du dernier prélèvement sur l'échantillon, celui-ci est filtré sur papier entièrement avant la filtration à 0,45 μm .

Pour représenter la répartition des éléments extraits à chaque étape de l'extraction sélective le calcul suivant est effectué :

- La fraction "échangeable et acido soluble" correspond à la totalité de la fraction extraite par la solution S_A .
- La fraction "réductible" correspond à la fraction extraite par la solution S_B de laquelle on soustrait l'équivalent de la fraction extraite par la solution S_A (la solution S_B étant à pH acide équivalent à celui de la solution S_A , il est considéré qu'elle extrait aussi la fraction "échangeable et acido-soluble").
- La fraction "oxydable" correspond à la fraction extraite par les solutions S_{C+D} de laquelle on soustrait l'équivalent de la fraction extraite par la solution S_A (la solution S_D étant à pH acide équivalent à celui de la solution S_A , il est considéré qu'elle extrait aussi la fraction "échangeable et acido-soluble").
- La fraction "résiduelle" correspond à la fraction extraite par la solution S_E de laquelle on soustrait l'équivalent des trois fractions précédemment calculées.

En complément des résultats obtenus par extractions sélectives, des essais de lixiviation ont été menés pour analyser la mobilité des éléments dans un sédiment soumis à un choc de salinité équivalent à celui observé dans les bassins d'assainissement routiers.

3.2.2.2 Influence de la salinité sur la mobilité des ETM dans les sédiments de bassin d'assainissement routiers

La compréhension de l'influence de la salinité sur la mobilité des ETM dans les sédiments de bassins de traitement des eaux de ruissellement routières passe par la mise en œuvre d'essais normalisés en laboratoire afin de déterminer les paramètres en jeu, les possibles effets de seuil et les mécanismes.

Ainsi, des essais de lixiviation en batch ont été menés sur des échantillons du bassin et du déssableur de Chenevières. Pour ces essais, un échantillon global représentatif de chaque compartiment a été sous-échantillonné et utilisé pour toutes les lixiviations.

TABLEAU 3.1: Description des étapes utilisées lors des extractions sélectives sur les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières.

Fraction obtenue	Protocole d'extraction	Rinçage
Fraction « échangeable » et « acido soluble » <i>Phases ciblées :</i> <i>Cations échangeables,</i> <i>carbonates, hydroxydes</i> <i>de manganèse amorphes</i>	CH_3COOH à 0,11 M (SA) 40 mL 16 h à 20 °C + Agitation continue + Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm	Premier rinçage : SA 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm Second rinçage : Eau Ultrapure 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm
Fraction « réductible » <i>Phases ciblées :</i> <i>oxyhydroxydes de fer et</i> <i>manganèse</i>	NH_2OH , HCl à 0,5 M (SB) 40 mL 16 h à 20 °C + Agitation continue + Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm	Premier rinçage : SB 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm Second rinçage : Eau Ultrapure 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm
Fraction « oxydable » <i>Phases ciblées :</i> <i>matière organique,</i> <i>sulfures</i>	H_2O_2 à 8,8 M 10 mL (pH=2, HNO_3) (SC) 85 °C jusqu'à évaporation (étape répétée 2 fois) NH_4COOH à 1,0 M 50 mL (pH2, CH_3COOH) (SD) 16 h à 20 °C + Agitation continue + Repos 1h Prélèvement et filtration à 0,45 μm	Premier rinçage : SD 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm Second rinçage : Eau Ultrapure 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm
Fraction « résiduelle » <i>Phases ciblées :</i> <i>minéraux non-silicates</i>	Eau régale (SE) 20 mL 16 h à 20 °C + Agitation continue + Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm	Premier rinçage : SE 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm Second rinçage : Eau Ultrapure 20 mL 15 min 20 °C + Agitation continue Repos 1 h Prélèvement et filtration à 0,45 μm

La concentration en NaCl, le pH du lixiviant et le rapport liquide/solide (fixé à 10/1, représentatif du rapport observé dans le bassin en moyenne sur une année) sont contrôlés afin d'en mesurer l'effet sur la mobilité des ETM.

Les échantillons solides sont placés dans des récipients en PTFE fermés par des bouchons obturateurs hermétiques, les bouteilles sont agitées pendant 96 h (temps observé pour atteindre l'équilibre) à l'aide d'un agitateur rotatif (16 tour/minute). A la fin de la phase de lixiviation, l'échantillon est filtré à 0,45 μm , le pH et la conductivité sont mesurés puis il est acidifié à 0,5 % à l' HNO_3 et stocké à 4°C avant analyse.

3.3 Résultats

La qualité des sédiments des bassins d'assainissement routiers (rétention et infiltration, plantés ou non) a fait l'objet de nombreuses études, en particulier concernant la teneur et la spéciation des polluants

métalliques (Clozel *et al.*, 2006 ; Durand, 2003 ; Legret *et al.*, 1995 ; Pagotto, 1999), l'influence du NaCl est plus rarement observée (Durin *et al.*, 2010) et le couplage de l'observation des épandages, des transferts de fondants dans les réseaux d'assainissement et de l'analyse de la qualité des sédiments de bassin reste à effectuer.

3.3.1 Qualité globale des sédiments

Paramètres physico-chimiques généraux :

Les sédiments prélevés dans le bassin, le déssableur, et en bordure de la RN59 le 31 octobre 2014 ont fait l'objet d'une caractérisation globale. Les résultats concernant la qualité physico-chimique globale sont présentés dans le tableau 3.3 et la granulométrie des échantillons dans le tableau 3.2.

TABLEAU 3.2: Granulométrie des sédiments du bassin de Chenevières et des sols du bord de la RN 59.

Prélèvement	Argile ($<2 \mu\text{m}$) (g/kg)	Limons fins ($2/20 \mu\text{m}$) (g/kg)	Limons grossiers ($20/50 \mu\text{m}$) (g/kg)	Sables fins ($50/200 \mu\text{m}$) (g/kg)	Sables grossiers ($200/2000 \mu\text{m}$) (g/kg)
Bassin					
Zone non végétalisée	219	292	151	91	247
Zone végétalisée	169	189	105	85	452
Déssableur	33	29	11	8	919
Bord de route					
Bordure de chaussée	139	241	173	138	309
Cunette enherbée	193	219	145	113	330
Remblai	137	224	156	114	369

TABLEAU 3.3: Caractéristiques physico-chimiques globales des sédiments du bassin de Chenevières et des sols du bord de la RN 59.

Prélèvement	Teneur en H_2O résiduelle (g/kg)	Matière organique ($550 \text{ }^\circ\text{C}$) (g/kg)	Perte au feu ($1100 \text{ }^\circ\text{C}$) (g/kg)	Carbone organique ($\mu\text{g/g}$) extrait au CaCl_2 à $0,01 \text{ M}$	pH	pH KCl	CaCO_3 (g/kg)	CEC (cmol^+/kg)
Bassin								
Zone non végétalisée	13,40	43,9	57,4	167	7,90	7,67	11,11	7,53
Zone végétalisée	12,00	31,6	43,3	176	7,26	7,07	2,02	5,94
Déssableur	5,48	20,9	39,0	67	8,20	8,27	31,20	3,06
Bord de route								
Bordure de chaussée	12,50	48,0	59,8	231	6,92	6,03	2,03	9,50
Cunette enherbée	12,30	47,6	58,9	159	7,11	6,46	<LD	10,50
Remblai	12,30	50,5	68,1	194	7,36	7,38	13,20	8,88

L'analyse granulométrique montre une certaine homogénéité des trois échantillons de bords de route. Toutefois, la proportion d'argiles est plus importante pour les sédiments prélevés dans la cunette de collecte par rapport aux autres échantillons, et une proportion de sables grossiers croissante en fonction de l'éloignement de la route (bord de chaussée < cunette enherbée < remblai).

Pour les sédiments du bassin, la tendance générale est à une teneur en fines supérieure pour la zone non végétalisée tandis que la zone végétalisée est caractérisée par une teneur en sables grossiers significativement plus importante. Enfin les sédiments du déssableur sont essentiellement des sables grossiers (près de 92 %).

La teneur en eau observée sur les trois échantillons de bord de route est similaire à celle observée pour les sédiments du bassin (entre 12 et 14 g/kg), et plus de deux fois supérieure à celle des sédiments du déssableur, en cohérence avec les différences observées au niveau de la granulométrie.

Les trois échantillons de bord de route présentent une certaine homogénéité concernant la teneur en matière organique (entre 47 et 51 g/kg) et la perte au feu (entre 59 et 68 g/kg). Les teneurs en matière organique sont plus faibles pour les sédiments du bassin (44 g/kg pour la zone non végétalisée du bassin, 32 g/kg pour la zone végétalisée) et encore plus faible pour les sédiments du déssableur (21 g/kg).

Les concentrations en carbone organique extrait au CaCl_2 à 0,01 M sont comparables pour les deux types d'échantillons de bassin (167 $\mu\text{g/g}$ pour la zone non végétalisée contre 176 $\mu\text{g/g}$ pour la zone végétalisée), significativement plus élevées que la concentration mesurée pour l'échantillon du déssableur (67 $\mu\text{g/g}$). Les concentrations mesurées en bord de route sont supérieures en moyenne à celles des échantillons du bassin avec une teneur minimale pour l'échantillon prélevé dans la cunette enherbée de collecte des eaux de ruissellement (159 $\mu\text{g/g}$).

Le pH a fait l'objet de deux mesures distinctes, un pH "eau" et un pH "KCl" (pH du sol après ajout de KCl qui va "chasser" les ions H^+ du complexe argilo-humique, le pH KCl est inférieur au pH et la différence est représentative de l'acidité de réserve du sol). En bord de route, le pH est toujours inférieur à 7,4 avec un pH acide et une réserve d'acidité du sol importante pour le bord de chaussée et le sol du fond de la cunette de collecte. Le pH du sol du remblai est supérieur à ceux-ci et la réserve d'acidité est nulle. Dans le bassin, le pH est supérieur pour les sédiments de la zone non végétalisée par rapport à la zone végétalisée (respectivement 7,90 et 7,26) et l'acidité de réserve est comparable. Le pH des sédiments du déssableur est le plus élevé (8,20) avec une réserve nulle.

La Capacité d'Échange Cationique est la plus élevée pour les échantillons de bord de route (entre 8,88 et 10,50 cmol^+/kg), elle est de 7,53 cmol^+/kg pour les sédiments de la zone non végétalisée contre 5,94 cmol^+/kg pour la zone végétalisée. Elle est la plus faible pour les sédiments du déssableur (3,06 cmol^+/kg) encore une fois en cohérence avec la granulométrie (prépondérance des sables grossiers pour les sédiments du déssableur et donc surface spécifique inférieure).

Teneurs en éléments majeurs et contamination par les ETM :

Les teneurs en éléments majeurs et en ETM après extraction à l'acide fluorhydrique sont représentées respectivement dans les tableaux 3.4 et 3.5.

TABLEAU 3.4: Teneurs en éléments majeurs dans les sédiments du bassin de Chenevières et les sols du bord de la RN 59.

Prélèvement	Al (g/100g)	Ca (g/100g)	Fe (g/100g)	K (g/100g)	Mg (g/100g)
Bassin					
Zone non végétalisée	4,71	0,703	1,63	2,53	0,336
Zone végétalisée	4,25	0,284	1,38	2,64	0,255
Déssableur	4,04	1,82	1,20	2,63	0,395
Bord de route					
Bordure de chaussée	4,54	0,413	1,63	2,46	0,357
Cunette enherbée	4,81	0,411	1,71	2,52	0,374
Remblai	5,45	1,59	2,46	2,19	0,859

TABLEAU 3.5: Teneurs en ETM dans les sédiments du bassin de Chenevières et les sols du bord de la RN 59.

Prélèvement	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
Bassin						
Zone non végétalisée	< LD	14,5	52,7	16,0	26,1	59,3
Zone végétalisée	< LD	11,4	32,1	13,2	26,3	45,0
Déssableur	< LD	20,7	31,1	12,8	28,0	118,0
Bord de route						
Bordure de chaussée	0,516	12,2	40,1	40,1	14,4	35,1
Cunette enherbée	< LD	12,7	36,1	14,9	24,6	50,3
Remblai	0,98	15,0	31,2	14,8	25,4	72,4

Pour tous les échantillons, les éléments majoritaires (outre la silice) sont l'aluminium, le fer et le potassium (majoritairement présents sous forme de silicates *a priori*, ou entre les feuillets de silicate). Le calcium est le plus concentré dans les échantillons du déssableur et du remblai en bord de route, alors qu'il est présent de manière équivalente en bordure directe de chaussée et dans la cunette de collecte. Dans le bassin, le calcium représente 0,7 % du sédiment dans la zone végétalisée contre moins de 0,3 % dans la zone non végétalisée.

Concernant les concentrations en ETM, trois groupes peuvent être distingués :

- Le Cd dont la concentration reste inférieure à la limite de détection pour les échantillons du bassin et du déssableur, et très faible en bord de route ($1 \mu\text{g/g}$ dans le remblai et $0,5 \mu\text{g/g}$ en bordure de chaussée).
- Le Cu, le Pb et le Zn présentent un même profil de variation : ils sont plus concentrés dans le déssableur que dans le bassin, et plus concentrés dans le remblai qu'en bordure de route ou dans la cunette de collecte. Le Zn est l'élément le plus concentré en moyenne (entre 35 et $118 \mu\text{g/g}$) devant le Pb et le Cu (respectivement entre 14 et $28 \mu\text{g/g}$ et entre 12 et $21 \mu\text{g/g}$).
- Le Cr et le Ni sont plus concentrés dans le bassin que dans le déssableur et plus concentrés en bord de chaussée et dans la cunette de collecte que dans le remblai. Les concentrations en Cr sont relativement élevées (entre 31 et $53 \mu\text{g/g}$), celles en Ni sont comprises entre 12 et $41 \mu\text{g/g}$.

Discussion :

Les particules sédimentant dans les bassins de collectes des eaux de ruissellement routières présentent généralement une granulométrie fine et homogène par bassin (jusqu'à 65 % d'argiles et de limons, (Clozel *et al.*, 2006 ; Durin *et al.*, 2010)). Les sédiments prélevés dans le bassin de Chenevières, dans la zone non végétalisée, présentent une texture plus grossière, et *a fortiori*, les sédiments de la zone végétalisée. La texture des sédiments est majoritairement due au contexte géochimique local, seul le déssableur permettant de séparer les particules les plus grossières. Cette fonction est vérifiée par l'observation de la granulométrie des sédiments du déssableur, essentiellement des sables grossiers, et celle des sédiments de la zone non végétalisée du bassin, plus fine que celle des bords de route dont proviennent la majorité des sédiments du bassin.

Le pH mesuré pour les sédiments du bassin et du déssableur et la réserve d'acidité déduite du pH KCl, semblent étroitement liés à la teneur en CaCO_3 du sédiment. En effet, l'échantillon du déssableur présente un pH de 8,2, qui est caractéristique de la présence d'un excès de CaCO_3 en équilibre avec le CO_2 de l'air. Ce pH de 8,2 est identique à celui observé dans un bassin d'infiltration dans la Région de Lille (Clozel *et al.*, 2006). Le pH des sédiments du bassin, dont la teneur en CaCO_3 est plus faible, est plus faible également, en particulier pour la zone végétalisée pour laquelle la teneur en CaCO_3 est la plus faible. Un effet racinaire pourrait être à l'origine de la différence observée entre la zone végétalisée et la zone non végétalisée. En effet, les végétaux héliophytes¹ comme ceux rencontrés dans le bassin de Chenevières vont pouvoir modifier le pH dans leur zone racinaire en contrôlant l'excrétion d'ions H^+ et la consommation de CO_2 . La préservation de l'équilibre de la plante a donc un effet sur le pH du sédiment (Marschner, 1995).

Concernant les échantillons de bords de route, la teneur en CaCO_3 ne suffit pas à expliquer le pH observé. En effet, le pH d'un sol, pour des caractéristiques comparables aux sols du bord de la RN 59,

¹Une plante est dite "héliophyte" quand elle est toujours enracinée sous l'eau ou en grande partie sous l'eau, mais dont les tiges, les fleurs et feuilles sont aériennes.

est lié non seulement à la teneur en CaCO_3 , mais aussi à la CEC qui dépend elle-même de la teneur en matière organique du sol (Ciesielski *et al.*, 2008). Les sols du bord de la RN 59 contiennent plus de matière organique que les sédiments du bassin et présentent une CEC plus élevée, ce qui diminue l'influence du CaCO_3 sur leur pH, plus acide que celui des sédiments du bassin pour le sol de bordure de chaussée et pour le sol de la cunette de collecte.

Dans tous les cas, la teneur en matière organique et en CaCO_3 joue un rôle majeur dans la CEC et le pH des sols et sédiments considérés et par conséquent dans leur capacité de rétention des polluants minéraux comme les éléments traces métalliques.

Les valeurs observées pour les teneurs en ETM dans les sédiments du bassin, les sédiments du déssableur et les sols de bord de route sont toutes inférieures aux VDSS (Valeurs de Définition de Source-Sol) fixées par le BRGM (2000), seuils à partir desquels il est considéré que l'élément représente une source de pollution (pour la gestion des risques associés à l'utilisation ou la manipulation du sol ou du sédiment en question) (cf. tableau 3.6).

TABLEAU 3.6: Valeurs de Définition de Source-Sol permettant de définir si un sol peut être une source de pollution (BRGM, 2000).

Élément métallique	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
VDSS ($\mu\text{g/g}$)	10	65	95	70	200	4 500

Par ailleurs, l'ensemble de ces valeurs sont inférieures à celles rapportées par de nombreux auteurs (Durand, 2003 ; Lee, 1996 ; Legret *et al.*, 1995 ; Nightingale, 1987), entre 2 et 10 fois pour Cd, Cr, Cu, Ni et Zn et jusqu'à 50 fois pour le Pb. Seuls Yousef *et al.* (1990) rapportent des concentrations du même ordre de grandeur que celles mesurées dans le bassin de Chenevières sans toutefois décrire avec précision les caractéristiques des bassins ou du réseau routier associé. Il est intéressant de noter que des prélèvements effectués en bord de route sur les trois types de zones (bordure de chaussée, cunette enherbée, remblai) ont montré des résultats similaires pour les teneurs en Cu et Pb pour les cunettes de collecte et le remblai, mais des teneurs supérieures en Cu et Pb pour les échantillons de bordure de chaussée (Pagotto, 1999). Pour le Zn, la teneur est minimale pour l'échantillon de bord de chaussée et maximale dans le remblai.

Ces concentrations relativement faibles peuvent être expliquées par plusieurs raisons :

- faible trafic sur la RN 59 (10 000 à 12 000 véh/jour) qui entraîne une émission de polluants peu élevée ;
- bassin récent et fonctionnel (ouverture en 2009) et donc peu d'effet d'accumulation. Par ailleurs, la faible teneur en Pb est cohérente, compte tenu du fait que les essences plombées en France ont été supprimées avant la mise en service de cette portion de la RN59.

De plus, les tendances observées concernant les teneurs totales en ETM sont à rapprocher des paramètres décrits ci-dessus :

- Concernant les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevières :
 1. La tendance observée pour le Cr et le Ni est à rapprocher des valeurs mesurées pour la CEC. En effet, la CEC est la plus élevée pour les échantillons de la zone non végétalisée du bassin (7,5 cmol⁺/kg), tout comme les concentrations en Cr et Ni. Il n'y a pas de relation simple entre les teneurs en Cr et Ni et la teneur en CaCO₃ ou le pH.
 2. La tendance observée pour le Cu, le Pb et le Zn est à rapprocher des valeurs mesurées pour la teneur en CaCO₃. En effet, la teneur en CaCO₃ est la plus élevée pour les échantillons du déssableur (31 g/kg), tout comme les concentrations en Cu, Pb et Zn. Il n'y a pas de relation simple entre les teneurs en Cu, Pb et Zn et la CEC.
- Concernant les sols de bord de route :
 1. La tendance observée pour le Cr et le Ni est moins nette que pour les échantillons de bassin. En effet, la CEC est relativement homogène entre les 3 types d'échantillons (entre 8,8 et 10,5 cmol⁺/kg), alors que les concentrations en Cr et en Ni sont significativement plus élevées pour l'échantillon de bord de chaussée que pour les échantillons de la cunette de collecte et du remblai. Il n'y a pas de relation simple entre les teneur en Cr et Ni et la teneur en CaCO₃ ou le pH.
 2. La tendance observée pour le Cu, le Pb et le Zn est à rapprocher des valeurs mesurées pour la teneur en CaCO₃. En effet, la teneur en CaCO₃ est la plus élevée pour les échantillons du remblai (13 g/kg), tout comme les concentrations en Cu, Pb et Zn. La tendance est cependant peu significative pour le Cu et le Pb. Il n'y a pas de relation simple entre les teneur en Cu, Pb et Zn et la CEC.

L'affinité particulièrement forte de Cu et Pb pour les carbonates et la formation préférentielle de précipités ainsi que l'adsorption de surface qui en découle pourrait expliquer cette tendance (Devallois, 2009). Le comportement du Zn, particulièrement mobile, est plus complexe à analyser. En effet, si le pH joue un rôle majeur dans la gamme de valeur représentative de celle mesurée dans le bassin de Chenevières (Devallois, 2009), la présence de matière organique est également un facteur majeur de la mobilité du Zn (Delolme *et al.*, 2004). Enfin, l'importance de la concentration des sédiments en matière organique dans la rétention du Cr et du Ni a été évoquée pour des bassins d'infiltration des eaux de ruissellement routières ce qui confirme la tendance observée à Chenevières (Durin *et al.*, 2010).

Ainsi, la mesure de la teneur en ETM seule ne permet pas de conclure sur la spéciation de ces polluants. Si une première tendance se dessine concernant la pollution de ces sédiments et les facteurs en influençant la disponibilité et la mobilité, des extractions sélectives vont nous permettre d'affiner la compréhension des transferts de polluants dans les réseaux d'assainissement routiers.

3.3.2 Spéciation des éléments traces métalliques et des cations alcalins

3.3.2.1 Labilité des ETM : extractions au CaCl_2

Afin de caractériser la labilité des éléments dans les échantillons de sédiments, des extractions au CaCl_2 ont été menées. Les résultats obtenus (tableau 3.7) avec les échantillons prélevés dans le bassin et le déssableur de Chenevières, seront confrontés aux résultats des extractions sélectives afin de comparer le potentiel de mobilité des éléments contenus dans les différentes fractions définies dans le tableau 3.1.

TABLEAU 3.7: Teneurs en ETM mobilisables par une solution de CaCl_2 à 0,01 mol/L et pH des solutions d'extraction pour les sédiments du bassin de Chenevières et les sols du bord de la RN 59.

Prélèvement	Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cu ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Zn ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	pH
Bassin					
Zone non végétalisée	< LD	70,6	< LD	< LD	7,45
Zone végétalisée	< LD	52,4	< LD	< LD	7,21
Déssableur	< LD	255,0	3,82	107,0	7,27
Bord de route					
Bordure de chaussée	2,84	37,6	< LD	89,2	6,44
Cunette enherbée	< LD	33,1	< LD	10,4	6,81
Remblai	< LD	41,9	< LD	< LD	7,51

Le Cd, élément particulièrement mobile dans le domaine routier (Clozel *et al.*, 2006), est en-dessous de la limite de détection, excepté pour l'échantillon de bordure de chaussée où il est mesuré à 2,84 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Le Pb, généralement peu mobile dans les ouvrages routiers (Clozel *et al.*, 2006 ; El-Mufleh *et al.*, 2010), est en dessous de la limite de détection excepté pour l'échantillon du déssableur dont la fraction extraite correspond à 3,82 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Le Zn est en dessous de la limite de détection pour les deux types d'échantillons du bassin. La fraction extraite dans l'échantillon du déssableur correspond à 107 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Concernant les échantillons de bord de route, le Zn extrait correspond à 89,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour l'échantillon de bordure de chaussée contre seulement 10,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour l'échantillon de la cunette de collecte, il est inférieur à la limite de détection pour l'échantillon du remblai.

Le Cu est le seul élément mesuré dans tous les échantillons, dans des quantités variables. La fraction extraite est relativement limitée et homogène pour les échantillons de bord de route (entre 33 et 42 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Elle est de 52,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour la zone végétalisée contre 70,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour la zone non végétalisée et plus de 255 $\mu\text{g}/\text{kg}$ pour l'échantillon du déssableur.

Pour les échantillons du bassin de Chenevières, le pH est légèrement supérieur pour la zone non végétalisée (7,5 contre 7,2). Le pH de la solution d'extraction pour l'échantillon du déssableur est de 7,3. Le pH de la solution d'extraction de l'échantillon du remblai est comparable à ceux mesurés dans le déssableur et le bassin, tandis que celui mesuré en bordure de chaussée et dans la cunette de collecte est significativement moins élevé (6,4 et 6,8 respectivement).

Discussion :

Les quantités d'ETM extraites par les solutions de CaCl_2 sont généralement faibles à très faibles.

Le Cu extrait dans les échantillons du bassin de Chenevières par l'extraction au CaCl_2 représente environ 0,5 % de la fraction totale (pour les 2 zones considérées), et 1,2 % est extrait dans l'échantillon du déssableur. Le Cu extrait par la solution de CaCl_2 dans les trois échantillons de bord de route

est relativement homogène et représente seulement 0,3 %. Le Cu serait donc plus labile au niveau du déssableur que dans le bassin, alors que ces résultats ne permettent pas de distinguer clairement le bassin des bords de la RN 59.

Ces premiers résultats sur la mobilité des ETM seront comparés aux résultats des extractions sélectives.

3.3.2.2 Spéciation dans les sédiments du bassin : extractions sélectives

Les extractions sélectives réalisées sur les échantillons du bassin de Chenevières permettent de distinguer les fractions suivantes (Durand, 2003) :

- Échangeable et acido-soluble : éléments les plus mobiles, biodisponibles et facilement mobilisables (notamment par échange d'ions), ainsi que les éléments mobilisés par une faible diminution du pH (essentiellement liés aux carbonates),
- Réductible : éléments liés aux oxydes plus ou moins cristallisés de fer, d'aluminium et de manganèse, les oxydes sont réduits par l'hydroxylamine pour mettre en solution les ETM,
- Organique ou oxydable : éléments liés à la matière organique, la matière organique est oxydée par H_2O_2 ,
- Résiduelle : éléments contenus dans la matière minérale, mise en solution par un acide fort comme l'eau régale.

A priori, l'effet potentiel de remobilisation induit par le choc de salinité dû à l'augmentation de la concentration en NaCl concerne exclusivement la fraction échangeable et acido-soluble et, dans une moindre mesure, la fraction réductible, si le mécanisme mis en jeu est l'échange d'ions ou la complexation avec l'ion Cl^- .

Si la déstabilisation des colloïdes par l'augmentation de la salinité est mise en jeu, la fraction oxydable pourrait aussi être remobilisée par mise en suspension de matière organique (acides humiques, fulviques, etc.).

Spéciation dans les sédiments prélevés le 31 juillet 2013 : vérification de l'homogénéité des sédiments du bassin :

Le tableau 3.8 présente les concentrations en ETM dans les échantillons de sédiment du bassin prélevés le 31 juillet 2013.

Les figures 3.4 (pour les éléments majeurs) et 3.3 (pour les ETM) représentent les proportions respectives des différentes fractions observées.

La spéciation des éléments présente une certaine hétérogénéité entre les trois sédiments prélevés dans le bassin, contrairement à ce qui est observé par Clozel *et al.* (2006).

Le Ca présente une spéciation très variable entre les échantillons, avec une fraction échangeable de 22 % pour l'échantillon B contre plus de 90 % pour les échantillons A et C. La fraction oxydable (environ 15 %) et la fraction résiduelle (près de 60 %) n'étant présentes que dans l'échantillon B en quantité mesurable, la fraction réductible est toujours absente.

TABLEAU 3.8: Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 ($\mu\text{g/g}$) : Éléments Traces Métalliques.

	Échantillon	Fraction échangeable	Fraction réductible	Fraction oxydable	Fraction résiduelle	Concentration résiduelle moyenne
Cd	A	< LD	0,2	0,4	0,3	
	B	0,3	0,3	0,4	0,3	0,4
	C	0,8	0,8	0,5	0,4	
Cr	A	< LD	< LD	8,8	21,4	
	B	< LD	< LD	1,1	3,0	9,1
	C	0,1	0,1	1,0	2,8	
Cu	A	< LD	< LD	13,0	22,4	
	B	< LD	< LD	16,6	38,0	21,5
	C	< LD	< LD	1,0	4,1	
Ni	A	< LD	< LD	3,8	7,4	
	B	0,5	0,5	0,9	1,6	6,7
	C	1,2	1,2	1,0	1,9	
Pb	A	< LD	< LD	8,9	9,4	
	B	0,7	0,6	2,1	2,4	5,0
	C	2,8	3,0	3,0	3,3	
Zn	A	1,4	5,2	35,3	55,9	
	B	0,8	0,2	4,1	7,7	23,6
	C	< LD	< LD	3,2	7,1	

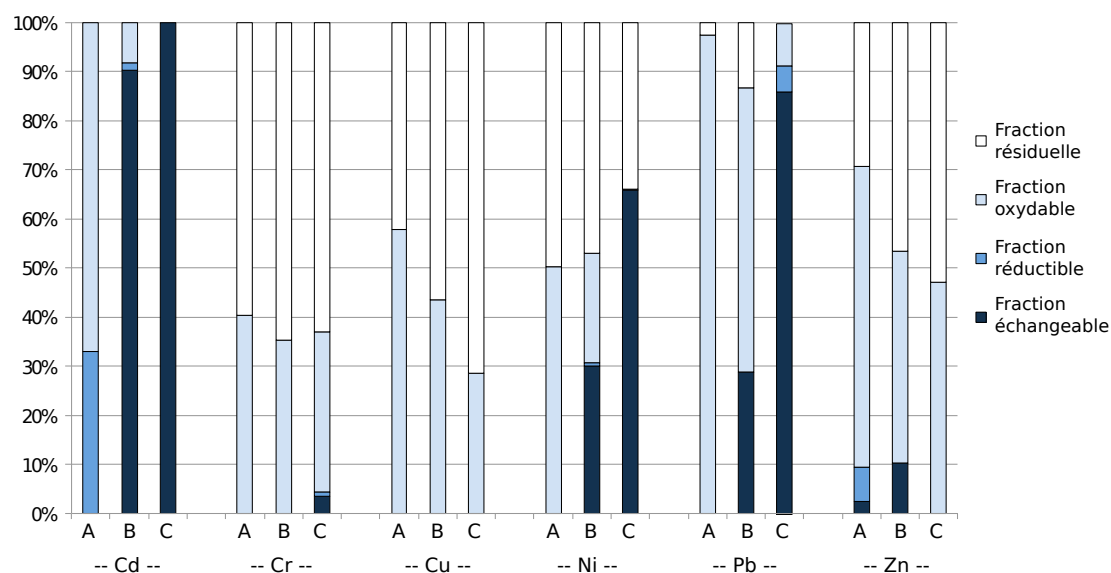


FIGURE 3.3: Distribution des ETM déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 (A, B et C).

TABLEAU 3.9: Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 (mg/g) : cations alcalins.

	Échantillon	Fraction échangeable	Fraction réductible	Fraction oxydable	Fraction résiduelle	Concentration résiduelle moyenne
Ca	A	43,5	42,7	46,4	36,6	67,7
	B	38,3	40,6	59,6	163,3	
	C	3,4	3,2	3,3	3,1	
K	A	1,6	1,9	2,4	2,2	5,3
	B	1,6	2,0	1,2	13,6	
	C	0,1	0,1	0,1	0,2	
Mg	A	0,5	0,5	0,6	3,3	6,3
	B	0,5	0,5	1,3	15,3	
	C	0,05	0,05	0,1	0,4	
Na	A	1,3	1,5	2,2	1,4	1,1
	B	1,1	1,2	0,9	0,9	
	C	-	-	-	-	

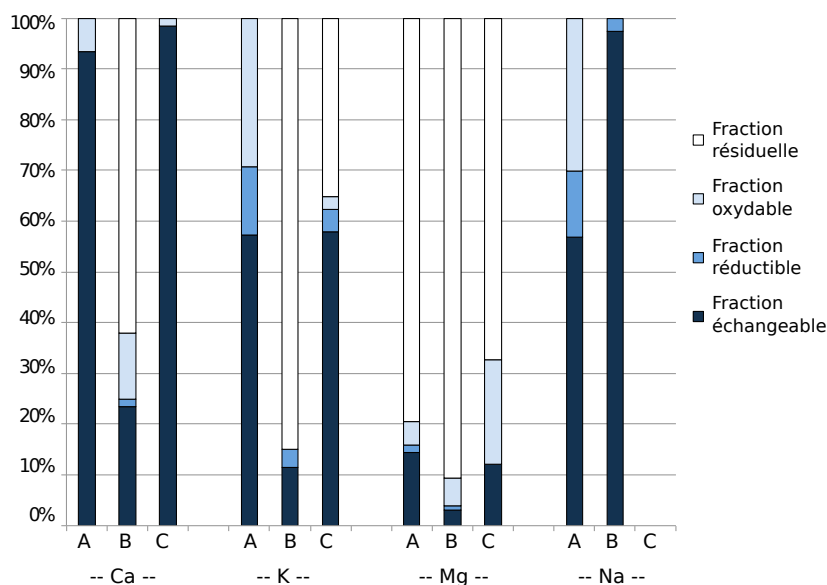


FIGURE 3.4: Distribution des éléments alcalins déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en juillet 2013 (A, B et C).

Le K, présent en quantité faible, est très mobile dans les échantillons A et C (fraction échangeable supérieure à 50 %) alors qu'il est majoritairement sous forme résiduelle dans l'échantillon B (plus de 85 %).

Le Mg (présent en faible quantité) présente le même type de profil de variation entre les échantillons (moins marqué cependant du fait de la prépondérance de la fraction résiduelle, comprise entre 70 et 90 %). Il est ainsi présent sous forme "mobilisable" dans les échantillons A et C (10 à 15 % pour la fraction échangeable), très peu pour l'échantillon B.

Enfin, le Na présent en très faible quantité est très majoritairement sous forme "mobilisable" (fraction échangeable supérieure à 50 % pour A, 90 % pour B).

Le Cd est identifié dans la littérature comme un élément très mobile dans les sédiments de bassins de rétention, les sols de bords de routes ou les poussières déposées sur la surface de la chaussée (Clozel *et al.*, 2006 ; Pagotto, 1999). Dans le cas du bassin de Chenevières, il est majoritairement présent sous forme échangeable au milieu du bassin et près de sa sortie (échantillons B et C). Près de l'entrée du bassin (échantillon A), le Cd est cependant présent majoritairement sous forme oxydable et réductible (à 70 et 30 % environ). Cette répartition est à considérer avec prudence, les concentrations étant relativement faibles et proches de la limite de quantification de l'ICP AES.

Le Cr en revanche présente une certaine homogénéité entre les échantillons, et est présent majoritairement sous forme résiduelle (supérieur à 50 %) et oxydable (spéciation comparable à celle observée par Clozel *et al.* (2006)).

A l'image du Cr, le Cu est présent majoritairement sous forme réductible et oxydable. L'homogénéité de la spéciation du Cr dans les trois échantillons répartis entre l'entrée et la sortie du bassin n'est pas visible pour le Cu, la fraction oxydable diminuant de 55 % près de l'entrée du bassin (échantillon A) à 25 % à proximité de la sortie (échantillon C).

Pour le Ni, la fraction résiduelle est relativement stable (autour de 40 %), mais les fractions échangeable (0 % pour A, 30 % pour B et plus de 60 % pour C) et oxydable sont très variables. La fraction réductible est inexistante.

Le Pb présente une spéciation très variable entre les échantillons A, B et C. Pour l'échantillon A, proche de l'entrée, la fraction oxydable représente plus de 90 % de la fraction totale. Pour l'échantillon B, la fraction échangeable (près de 30 %) et la fraction oxydable (plus de 60 %) sont majoritaires. Enfin, pour l'échantillon C, le plus proche de la sortie, toutes les fractions sont présentes, mais la fraction échangeable est largement majoritaire.

Le Zn, contrairement aux observations de Clozel *et al.* (2006), est relativement peu mobile dans les échantillons du bassin de Chenevières, la fraction résiduelle et la fraction oxydable représentant de 90 à 100 % de la fraction totale. Pour les échantillons A et B, la fraction échangeable et la fraction réductible additionnées représentent tout de même 10 % de la fraction totale (jusqu'à 80 % pour Clozel *et al.* (2006)).

Spéciation dans les sédiments prélevés le 31 octobre 2014 : effet de la végétalisation spontanée du bassin :

Le tableau 3.10 présente les concentrations en ETM dans les échantillons de sédiment du bassin prélevés en octobre 2014.

Les concentrations en ETM pour les extractions à l'eau régale dans l'échantillon du déssableur sont toujours inférieures à celles observées dans le bassin (excepté pour le zinc), mais du même ordre de grandeur.

Le Ca est mesurée à 10,3 g/kg dans les échantillons du déssableur pour l'extraction à l'eau régale (significativement plus élevé que pour les échantillons du bassin), le Mg à 1,2 g/kg (similaire aux valeurs observées dans le bassin).

Pour représenter la répartition des éléments extraits à chaque étape de l'extraction sélective (figure 3.6 et figure 3.5), on procède comme précédemment.

A l'image des résultats obtenus avec les sédiments prélevés en juillet 2013, la spéciation est différente entre les sédiments prélevés dans le bassin (zone végétalisée ou non) et dans le déssableur, contrairement

TABLEAU 3.10: Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 ($\mu\text{g/g}$) : Éléments Traces Métalliques.

	Échantillon	Fraction échangeable	Fraction réductible	Fraction oxydable	Fraction résiduelle
Cd	Zone non végétalisée	0,04	0,4	< LD	0,3
	Zone végétalisée	0,1	0,5	0,2	0,4
	Déssableur	< LD	< LD	< LD	< LD
Cr	Zone non végétalisée	0,3	< LD	5,0	18,0
	Zone végétalisée	0,7	< LD	7,5	17,8
	Déssableur	0,7	0,6	2,6	12,5
Cu	Zone non végétalisée	3,1	< LD	4,9	12,8
	Zone végétalisée	5,6	< LD	11,2	14,5
	Déssableur	2,5	0,5	5,9	9,2
Ni	Zone non végétalisée	0,6	0,8	0,6	5,2
	Zone végétalisée	1,0	0,9	2,1	4,9
	Déssableur	1,2	0,4	0,5	4,2
Pb	Zone non végétalisée	0,4	0,3	4,7	9,3
	Zone végétalisée	0,3	1,1	7,5	11,2
	Déssableur	1,9	2,5	2,8	7,7
Zn	Zone non végétalisée	7,9	18,1	14,4	40,0
	Zone végétalisée	18,7	25,1	23,3	44,5
	Déssableur	47,4	0,6	56,5	56,1

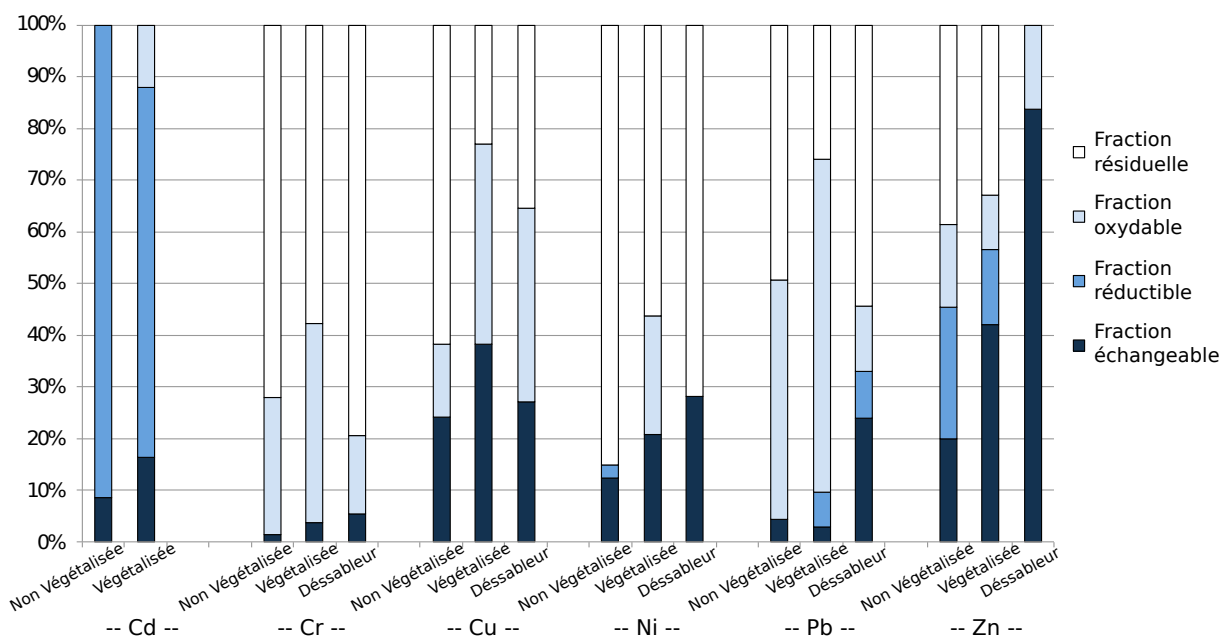


FIGURE 3.5: Distribution des ETM déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 (A, B et C)

à ce qui est observé par Clozel *et al.* (2006).

Le Ca est très mobile dans tous les échantillons, avec une fraction échangeable et acido-soluble supérieure à 85 % pour le déssableur et équivalente à 100 % pour les échantillons du bassin (ce qui

TABLEAU 3.11: Résultats des extractions sélectives sur les échantillons du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 (mg/g) : cations alcalins.

Échantillon	Fraction échangeable	Fraction réductible	Fraction oxydable	Fraction résiduelle	
Ca	Zone non végétalisée	5,9	3,4	5,4	3,9
	Zone végétalisée	4,1	3,5	3,7	2,9
	Déssableur	11,0	10,2	12,6	10,3
Mg	Zone non végétalisée	0,3	0,2	0,3	1,3
	Zone végétalisée	0,3	0,3	0,4	1,2
	Déssableur	0,3	0,3	0,4	1,2
Na	Zone non végétalisée	0,1	0,03	0,1	0,1
	Zone végétalisée	0,1	0,04	0,1	0,1

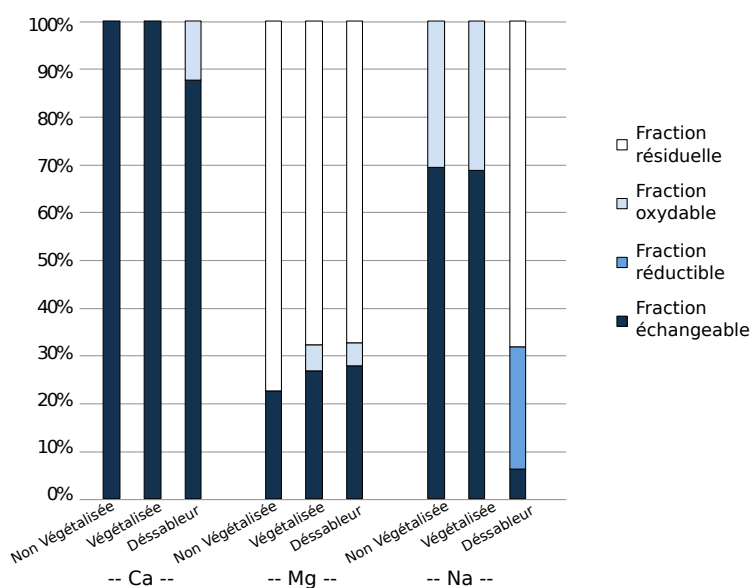


FIGURE 3.6: Distribution des éléments alcalins déterminée par extraction sélective dans les échantillons de sédiments du bassin de Chenevières prélevés en octobre 2014 (A, B et C).

témoigne certainement de la présence de CaCO_3). Dans le déssableur, la fraction oxydable est également présente, mais relativement limitée.

La spéciation du Mg (présent en faible quantité) présente une certaine homogénéité entre les échantillons. La fraction échangeable est toujours comprise entre 20 et 25 % et la fraction résiduelle toujours supérieure à 66 %. Pour les échantillons du déssableur et de la zone végétalisée du bassin, une fraction oxydable inférieure à 10 % est présente.

Enfin, le Na présent en très faible quantité est très majoritairement sous forme "mobilisable" pour les échantillons du bassin. Les concentrations mesurées dans le déssableur sont très faibles et présentent une variabilité importante entre les répliqués.

Le Cd est présent majoritairement sous forme échangeable et réductible dans les échantillons du bassin de Chenevières (plus de 70 % pour la fraction réductible), la fraction oxydable n'est présente que dans l'échantillon de la zone végétalisée. Cette répartition est toutefois à considérer avec prudence car les concentrations sont relativement faibles et proches de la limite de quantification de l'ICP AES.

Le Cr, à l'image des résultats obtenus sur les échantillons prélevés en juillet 2013 présente une certaine homogénéité entre les échantillons, et est présent majoritairement sous forme résiduelle (supérieur à 50 %) et oxydable (spéciation comparable à celle observée par Clozel *et al.* (2006)).

Contrairement aux résultats obtenus sur les échantillons prélevés en juillet 2013, le Cu présente une fraction échangeable non négligeable (plus de 25 % pour le déssableur et la zone non végétalisée et près de 40 % pour la zone végétalisée). La fraction résiduelle est la plus importante pour la zone non végétalisée (plus de 60 %, contre 22 et 34 % respectivement pour la zone végétalisée et le déssableur), la fraction oxydable, elle, est la plus importante pour la zone végétalisée et le déssableur (environ 35 %, contre 12 % pour la zone non végétalisée).

Pour le Ni, la fraction réductible n'est présente que pour la zone non végétalisée (moins de 5 %) et la fraction oxydable que pour la zone végétalisée (21 %). La fraction résiduelle est majoritaire pour les trois échantillons (comme pour les échantillons A et B de juillet 2013).

Une hétérogénéité marquée est mesurée dans la répartition du Pb entre les différentes fractions. Pour l'échantillon représentant la zone non végétalisée du bassin, les fractions oxydable et résiduelle représentent chacune près de 50 % de la fraction totale. L'échantillon représentant la zone végétalisée, présente une fraction oxydable représentant plus de 65% du total. Enfin, dans le déssableur, la fraction échangeable représente plus de 20 %, les fractions réductible et oxydable environ 10 % chacune, et la fraction résiduelle, plus de 50 %.

Le Zn présente également une spéciation très variable entre les échantillons et, en accord avec les résultats exposés par Clozel *et al.* (2006), est très mobile dans les échantillons du bassin de Chenevières, et du déssableur (contrairement aux résultats obtenus en juillet 2013). La fraction échangeable est de 20 % pour la zone non végétalisée, plus de 40 % pour la zone végétalisée et plus de 80 % pour le déssableur.

Discussion :

L'analyse des résultats des extractions sélectives seule ne peut pas permettre d'évaluer la mobilité des éléments avec précision (El-Mufleh *et al.*, 2010). Chaque métal contenu dans une fraction définie de manière opérationnelle aura, en effet, un comportement propre. Le cuivre, par exemple, est plus labile que le chrome contenu dans la même "fraction" et donc plus aisément mobilisable en fonction des conditions expérimentales (El-Mufleh *et al.*, 2010).

Ces résultats peuvent néanmoins être comparés à d'autres obtenus sur des échantillons de sédiments prélevés en milieu routier et soumis à des extractions séquentielles ou sélectives. Ils peuvent être comparés entre les deux périodes de prélèvement à Chenevières en juillet 2013 et octobre 2014, et aux résultats obtenus lors de la caractérisation physico-chimique générale pour les échantillons prélevés en octobre 2014.

Les mesures effectuées sur le cadmium confirment les observations de plusieurs auteurs (Durand, 2003 ; Norrstroem, 2005) concernant sa prédominance dans la fraction "échangeable" (dont la définition peut varier selon les auteurs). Par ailleurs, le cadmium (très peu concentré dans les sédiments du bassin de Chenevières) est régulièrement cité comme un élément potentiellement mobilisable par le NaCl. D'après des mesures effectuées dans les eaux de bassins d'assainissement routier et des calculs réalisés avec le logiciel de modélisation chimique PHREEQC, le cadmium est présent sous forme dissoute (Cd^{2+}) ou sous forme de complexes (majoritairement CdCl^+ (Baekstroem *et al.*, 2003)). Sa remobilisation sous l'effet du NaCl est probable et doit faire l'objet d'une attention particulière.

Le chrome, en revanche, est non seulement quasi exclusivement présent dans les fractions oxydables et résiduelles, mais connu pour être non-extractible sous cette forme (El-Mufleh *et al.*, 2010). Peu d'études portent sur la spéciation du chrome en milieu routier, mais les auteurs rapportent une mobilité très

faible en cohérence avec ces observations (Clozel *et al.*, 2006 ; Pagotto, 1999).

Le nickel présente un comportement comparable (El-Mufleh *et al.*, 2010), mais est tout de même présent dans la fraction échangeable des sédiments du bassin de Chenevières. Cette observation est similaire pour certains bassins de rétention des eaux de ruissellement routières (Clozel *et al.*, 2006).

Le comportement du plomb semble plus délicat à analyser compte tenu de la variabilité observée dans sa spéciation. Cependant, sa faible concentration (cohérente avec la mise en service de la route postérieure à l'abandon des essences plombées en France) dans les sédiments de Chenevières et le caractère relativement stable rapporté dans la littérature permettent de le considérer comme non prioritaire dans notre étude (Durand, 2003).

Le zinc, à l'image du cadmium est couramment cité comme étant un ion labile et aisément mobilisable, notamment sous l'effet d'une augmentation de salinité (Norrstroem, 2005) bien que les mécanismes de mobilisation soient différents entre les deux ETM. Aucun effet significatif de la complexation avec les ions Cl^- n'est en effet rapporté pour le zinc contrairement au cadmium (Norrstroem, 2005). Pour les échantillons prélevés en juillet 2013, la fraction échangeable et la fraction réductible du zinc dans les sédiments du bassin de Chenevières sont toutefois relativement réduites (de 0 à 10 % au total pour la somme des deux) et le zinc, bien qu'étant l'ETM le plus concentré, apparaît comme peu mobile. Pour les échantillons prélevés en octobre 2014, la fraction échangeable et la fraction réductible représentent approximativement 50 % de la fraction totale pour les échantillons du bassin et plus de 80 % pour les échantillons du déssableur. Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés pour d'autres études de la spéciation du zinc dans les sédiments des bassins d'assainissement routier (Clozel *et al.*, 2006 ; Durand, 2003) et confirment la mobilité du zinc et sa remobilisation potentielle sous l'effet du NaCl.

Plusieurs conclusions peuvent déjà être tirées de l'ensemble des résultats des extractions sélectives sur les échantillons d'octobre 2014 :

- **Fraction échangeable** : les ETM échangeables ou liés aux carbonates présentent systématiquement une fraction plus importante pour les sédiments de la zone végétalisée que pour les sédiments de la zone non végétalisée, excepté pour le plomb. Les sédiments du déssableur présentent une fraction échangeable généralement supérieure ou comparable à celle observée pour la zone végétalisée.
- **Fraction réductible** : présente de manière limitée pour le nickel dans la zone non végétalisée et pour le plomb dans la zone végétalisée et le déssableur, la fraction réductible n'est présente de manière significative que pour le zinc et dans les échantillons du bassin.
- **Fraction oxydable** : les ETM liés à la matière organique présentent systématiquement une fraction plus importante pour les sédiments de la zone végétalisée que pour les sédiments de la zone non végétalisée ou ceux du déssableur (malgré une teneur en matière organique moindre dans la zone non végétalisée), excepté pour le zinc où la fraction oxydable est comparable pour les deux types de zones du bassin.
- **Fraction résiduelle** : les ETM contenus dans les minéraux présentent systématiquement une fraction plus importante pour les sédiments de la zone non végétalisée que pour les sédiments de la zone végétalisée ou du déssableur.
- Il n'y a pas de différence significative entre les teneurs en ETM totales (extraction à l'eau régale) entre les échantillons de la zone végétalisée et de la zone non végétalisée. Les teneurs totales mesurées pour le bassin sont supérieures à celles mesurées pour le déssableur, excepté pour le zinc.

Plusieurs conclusions peuvent également être tirées de l'ensemble des résultats des extractions sélectives (juillet 2013 et octobre 2014) :

- Les teneurs totales en **cuivre** et en **nickel** sont plus **élevées** dans les échantillons prélevés en juillet 2013 qu'en octobre 2014.
- Les teneurs totales en **chrome**, en **plomb** et en **zinc** sont plus **faibles** dans les échantillons prélevés en juillet 2013 qu'en octobre 2014, (tout comme les teneurs en calcium et en magnésium).
- Le **chrome**, le **cuivre** et le **zinc** présentent une fraction échangeable significativement **moins importante** en juillet 2013 qu'en octobre 2014.

La spéciation des ETM dans les sédiments des réseaux d'assainissement routier dépend de nombreux paramètres. La source d'émission, tout d'abord, puis des facteurs bio-physico-chimiques (pH, force ionique, *etc.*) et hydrodynamiques impliqués dans leur transfert et leur dispersion.

Malgré la forte variabilité spatio-temporelle des paramètres bio-physico-chimiques et hydrodynamiques, plusieurs auteurs rapportent une homogénéité relative dans la spéciation des ETM des bassins d'assainissement routier (Clozel *et al.*, 2006 ; Durand, 2003). Cette homogénéité n'a cependant pas fait l'objet d'une étude pluriannuelle et n'est observée qu'à l'échelle spatiale.

D'autres auteurs rapportent en revanche des résultats contrastés concernant l'évolution de la qualité des sédiments issus de l'assainissement routier. En effet, si Casey *et al.* (2007) rapportent une stabilité de la teneur totale en cuivre et en zinc dans le temps (étude sur une dizaine d'années), Saulais (2011) rapporte une évolution saisonnière significative pour le cadmium et le cuivre.

Nos résultats confirment **la relative stabilité temporelle des teneurs totales en ETM** (les différences observées entre les deux périodes de prélèvement sont peu significatives), mais sont en désaccord avec les observations faites sur la stabilité et l'homogénéité spatiale et temporelle de la spéciation dans les bassins d'assainissement routier. **Cette augmentation inter-annuelle de la fraction échangeable et acido-soluble des ETM des sédiments du bassin est significative** et pourrait être due à plusieurs phénomènes conjugués et/ou antagonistes. En effet, sur cette période de plus de 14 mois, un hiver peu rigoureux a eu lieu avec des épandages de fondants limités qui ne permettent pas *a priori* d'expliquer ces changements de spéciation dans le bassin. De plus, le NaCl n'est pas connu pour son effet sur les fractions oxydables ou résiduelles et ne peut *a priori* agir que sur la fraction échangeable et acido-soluble, et dans une moindre mesure, sur la fraction réductible (et donc pas diminuer la fraction oxydable au profit de la fraction échangeable). En revanche, cette période est aussi marquée par une période de pluviométrie nulle de plusieurs semaines en juillet 2013 menant à un assèchement complet du bassin. Le sédiment sec est en contact avec l'air pendant plusieurs jours puis submergé. Cette succession de périodes sèches et humides modifie notamment le potentiel d'oxydo-réduction et favorise des cycles successifs d'oxydation de la matière organique et de formation d'oxy-hydroxyde de fer et de manganèse, agissant également sur la solubilité des carbonates et entraînant une redistribution des ETM de la phase oxydable vers des phases plus mobiles (Clozel *et al.*, 2006).

D'une manière générale, d'après les résultats des extractions séquentielles, le comportement géochimique des ETM a été classé par ordre croissant de mobilité comme suit :

- en juillet 2013 : Cd < Pb < Ni < Zn < Cr < Cu
- en octobre 2014 : Cd < Zn < Cu < Ni < Pb < Cr

Le comportement observé en juillet 2013 est assez éloigné de ceux rapportés dans la littérature, tandis que celui d'octobre 2014 est semblable ou identique (Clozel *et al.*, 2006 ; Durand, 2003).

Pour les échantillons prélevés en octobre 2014, l'extraction au CaCl_2 (tableau 3.7) permet d'extraire (si l'on considère qu'une extraction simple au CaCl_2 extrait essentiellement les ETM de la fraction échangeable et acido-soluble) :

- Pour le cuivre : 2,3 % de la fraction échangeable et acido-soluble dans le sédiment de la zone végétalisée, 0,9 % dans la zone végétalisée et 10,2 % dans le sédiment du déssableur,
- Pour le plomb : 0,2 % de la fraction échangeable et acido-soluble dans le sédiment du déssableur,
- Pour le zinc : 0,2 % de la fraction échangeable et acido-soluble dans le sédiment du déssableur,

Bien qu'étant les ETM les plus mobiles d'après les résultats des extractions sélectives, le cadmium et le zinc ne sont pas détectés lors de l'extraction au CaCl_2 (le zinc est de plus l'élément métallique le plus concentré dans les sédiments du bassin) pour les échantillons du bassin de Chenevières. Une fraction limitée du zinc est extraite dans l'échantillon du déssableur. Une fraction limitée du plomb est également extraite de l'échantillon du déssableur par le CaCl_2 .

Le cuivre est le seul métal extrait dans tous les échantillons, et en quantité significative dans l'échantillon du déssableur. Malgré son caractère moins mobile d'après les résultats des extractions séquentielles, il est le plus facilement extrait par la solution de CaCl_2 .

Le cuivre est également extrait dans tous les échantillons de bord de route dans des concentrations comparables, et le zinc est extrait dans les échantillons de bordure de chaussée et de la cunette de collecte.

La spéciation des ions et leur nature explique donc en partie leur mobilité, mais des essais de lixiviation par des saumures ont été réalisés afin de confirmer la remobilisation potentielle sous l'effet de l'application de fondants routiers sur la chaussée.

3.3.3 Mobilité des éléments traces métalliques et des cations alcalins : lixiviation en batch

Afin de déterminer le potentiel de remobilisation des ETM sous l'effet des fondants en solution dans l'eau de ruissellement routière, un essai de lixiviation en batch a été mené sur les échantillons de sédiments du bassin et du déssableur de Chenevières. Des essais préliminaires ont démontré qu'un temps d'exposition de 96 h était nécessaire pour atteindre l'équilibre. Le rapport solide/liquide est fixé à 1/10 (représentatif du rapport observé pour les zones de prélèvement de sédiment dans le bassin de Chenevière).

3.3.3.1 Influence de la salinité et du pH sur la mobilité des ETM

Une expérience a été réalisée sur les sédiments du déssableur et du bassin de Chenevières prélevés le 31 octobre 2014, avec deux lixiviants (eau ultrapure et saumure à 2 g/L pour les échantillons du bassin ou 5 g/L pour les échantillons du déssableur, concentrations représentatives de celles observées dans le bassin de Chenevières) à pH fixe (pH 7 ou 10). La concentration en cations majoritaires et les concentrations en ETM sont mesurées dans le lixiviat à 96 h de lixiviation. Pour chaque modalité, un triplicat est réalisé.

Les concentrations mesurées dans le lixiviant sont représentées pour Ca, Mg, Ni et Zn en figure 3.7 pour les échantillons du bassin et en figure 3.8 pour les échantillons du déssableur. Les autres métaux

Cd, Cr, Cu et Pb, sont en dessous de la limite de détection, la variation du pH ou de la concentration en NaCl n'a pas d'effet sur la mobilité du potassium.

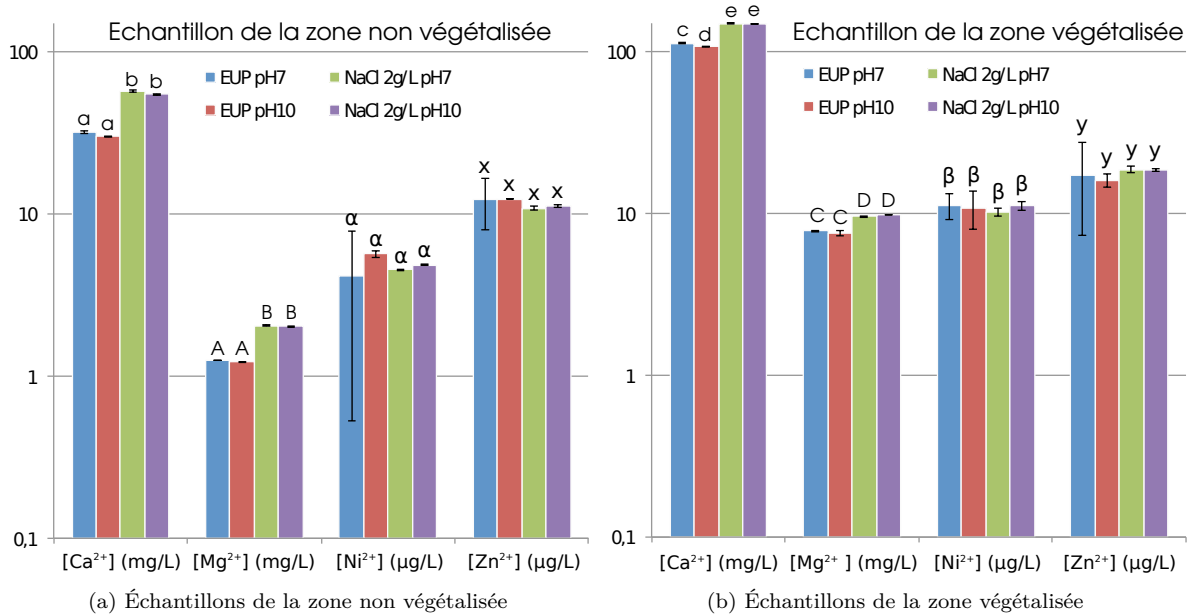


FIGURE 3.7: Teneur en cations et ETM dans le lixiviant après lessivage des échantillons du bassin de Chenevières (prélevés le 31 octobre 2014) par les solutions d'Eau UltraPure (EUP) et de NaCl à 2 g/L, à pH 7 et pH 10 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)

Mobilisation des éléments dans le lixiviat pour les échantillons du bassin de Chenevières (figure 3.7):

- **Calcium** : aucun effet significatif du pH pour les deux types d'échantillons n'est relevé (ni pour l'EUP ni pour les saumures). Le même effet du NaCl est observé pour les deux types d'échantillons, à savoir une augmentation significative de la remobilisation du calcium sous l'effet de la présence de NaCl. La quantité totale de calcium mobilisé dans le lixiviant est significativement plus importante pour les échantillons de la zone végétalisée pour tous les types de lixiviants.
- **Magnésium** : aucun effet significatif du pH pour les deux types d'échantillons n'est relevé. Le même effet du NaCl est observé pour les deux types d'échantillons à savoir une augmentation significative de la remobilisation du magnésium sous l'effet de la présence de NaCl. La quantité totale de magnésium mobilisé dans le lixiviant est significativement plus importante pour les échantillons de la zone végétalisée pour tous les types de lixiviants.
- **Nickel** : aucun effet significatif du pH ou de la salinité pour les différents échantillons n'est relevé. La quantité totale de nickel mobilisé dans le lixiviant est significativement plus importante pour les échantillons de la zone végétalisée pour tous les types de lixiviants.
- **Zinc** : aucun effet significatif du pH ou de la salinité pour les différents échantillons n'est relevé. La quantité totale de zinc mobilisé dans le lixiviant est significativement plus importante pour les échantillons de la zone végétalisée pour tous les types de lixiviants.

Concernant la mobilisation des éléments dans le lixiviat pour les échantillons du déssableur, l'augmentation du pH diminue significativement la mobilisation du calcium, mais n'a pas d'effet notable sur les autres éléments. A l'image des observations faites pour les échantillons du bassin avec une

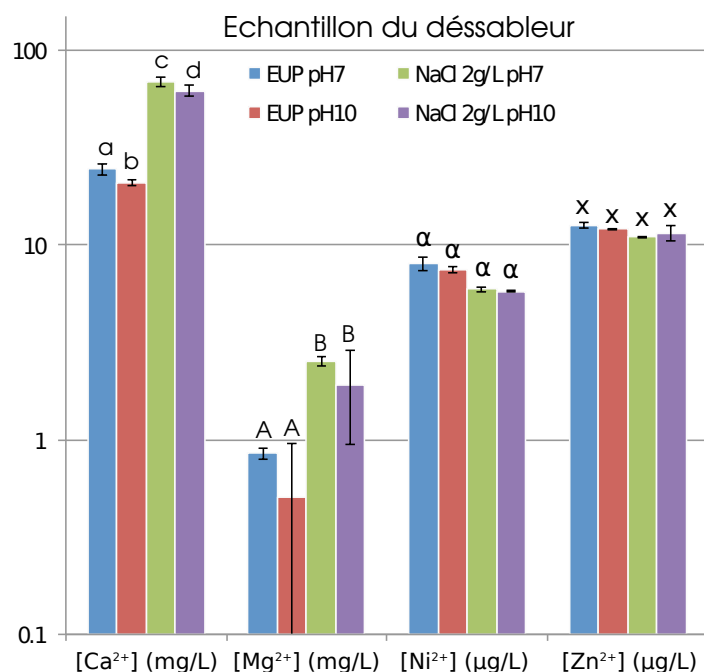


FIGURE 3.8: Teneur en cations et ETM dans le lixiviant après lessivage des échantillons du déssableur (prélevés le 31 octobre 2014) par les solutions d'Eau UltraPure (EUP) et de NaCl à 5 g/L, à pH 7 et pH 10 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)

concentration en NaCl à 2 g/L, les échantillons soumis à une saumure à 5 g/L présentent une mobilisation significativement plus élevée pour le calcium et le magnésium. Il n'y a en revanche pas d'effet de la salinité (à 5 g/L) sur la mobilité des ETM. Les quantités de nickel et de zinc mobilisées sont dans tous les cas inférieures pour les échantillons du déssableur par rapport aux échantillons du bassin (zone végétalisée ou non).

Ces quantités extraites ont été confrontées aux teneurs totales dans les sédiments (tableau 3.12) et aux fractions échangeables et acido-solubles identifiées en 3.3.2.2 (tableau 3.13).

L'observation du pourcentage de chaque élément extrait par rapport à la teneur totale dans les sédiments fait ressortir que la proportion de calcium et de magnésium extraites pour la zone végétalisée sont significativement plus élevées que celles extraites pour la zone non végétalisée et le déssableur. De plus, les fractions de zinc et de nickel extraites par rapport au total ne dépassent pas 1 % et la fraction en nickel est légèrement supérieure à la fraction en zinc.

Concernant la mobilité des éléments, si l'on considère que le NaCl n'a d'effet sur la remise en solution que pour la fraction échangeable, les mêmes constatations que pour la fraction extraite par rapport à la fraction totale sont visibles pour le calcium et le magnésium. Pour le nickel, la présence de NaCl dans le lixiviant semble diminuer la portion de la fraction échangeable extraite dans le lixiviant. Aucun effet significatif du NaCl n'est observé ici concernant les proportions de zinc extraites pour les échantillons du bassin et du déssableur de Chenevières (pas d'effet du pH non plus).

D'une manière générale, les sédiments de la zone végétalisée du bassin de rétention de Chenevières présentent la proportion de la fraction échangeable extraite la plus importante (excepté pour le zinc). Cette proportion atteint entre 25 et 37 % de la fraction échangeable du calcium et du magnésium et tout

TABLEAU 3.12: Proportion de cations extrait par les différents lixivants par rapport à la concentration totale dans les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevière.

Lixiviant		Ca ²⁺ extrait /total (%)	Mg ²⁺ extrait /total (%)	Ni ²⁺ extrait /total (%)	Zn ²⁺ extrait /total (%)
Zone non végétalisée	EUP (pH 7)	4,6	0,4	0,3	0,2
	EUP (pH 10)	4,3	0,4	0,4	0,2
	NaCl 2 g/L (pH 7)	8,2	0,6	0,3	0,2
	NaCl 2 g/L (pH 10)	7,8	0,6	0,3	0,2
Zone végétalisée	EUP (pH 7)	40,4	3,0	0,8	0,4
	EUP (pH 10)	38,3	2,9	0,8	0,2
	NaCl 2 g/L (pH 7)	53,2	3,7	0,8	0,2
	NaCl 2 g/L (pH 10)	52,9	3,8	0,8	0,4
Déssableur	EUP (pH 7)	1,3	0,2	0,6	0,1
	EUP (pH 10)	1,2	0,7	0,6	0,1
	NaCl 5 g/L (pH 7)	3,8	0,7	0,5	0,1
	NaCl 5 g/L (pH 10)	3,4	0,5	0,5	0,1

de même 10 à 12 % du nickel.

Pour les échantillons de la zone non végétalisée et du déssableur, la proportion extraite par les lixivants, chargés ou non en NaCl, ne dépasse jamais 10 % de la fraction échangeable.

3.3.3.2 Influence de la salinité et du pH sur les variations du pH final de la solution

Le pH du lixiviant a été mesuré après 96 h d'agitation continue, les valeurs sont reportées dans le tableau 3.14.

Malgré un pH initial présentant deux valeurs relativement éloignées (pH 7 et 10), la tendance dans le lixiviant après 96 h est la même pour toutes les solutions, une homogénéité remarquable pour chaque type d'échantillon.

En effet, le pH du lixiviant final ne dépend que du solide mis en contact avec le lixiviant (et donc de son pouvoir tampon, à rapprocher notamment de la teneur en CaCO₃) et non du pH de la solution initiale pour la zone non végétalisée (pH stable pour tous les échantillons autour de 7,8). Pour les échantillons de la zone végétalisée, le pH est plus élevé pour les solutions dont le pH initial était fixé à 10, mais cette différence n'est pas significative.

Pour les échantillons du déssableur, les lixivants EUP montrent une légère différence de pH final

TABLEAU 3.13: Proportion de cations extrait par les différents lixivants par rapport à la fraction échangeable et acido-soluble dans les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevière.

Lixiviant		Ca ²⁺ extrait /échangeable (%)	Mg ²⁺ extrait /échangeable (%)	Ni ²⁺ extrait /échangeable (%)	Zn ²⁺ extrait /échangeable (%)
Zone non végétalisée	EUP (pH 7)	5,4	4,2	6,9	1,5
	EUP (pH 10)	5,1	4,1	9,5	1,6
	NaCl 2 g/L (pH 7)	9,7	6,8	7,5	1,4
	NaCl 2 g/L (pH 10)	9,3	6,7	8,1	1,4
Zone végétalisée	EUP (pH 7)	27,6	26,0	11,2	0,9
	EUP (pH 10)	26,1	25,0	10,9	0,9
	NaCl 2 g/L (pH 7)	36,4,	31,9	10,2	1,0
	NaCl 2 g/L (pH 10)	36,1	32,6	11,1	1,0
Déssableur	EUP (pH 7)	2,2	2,8	6,7	0,3
	EUP (pH 10)	1,9	9,1	6,2	0,3
	NaCl 5 g/L (pH 7)	6,3	8,5	4,9	0,2
	NaCl 5 g/L (pH 10)	5,7	6,4	4,8	0,2

TABLEAU 3.14: pH des lixivants après 96 h d'agitation continue en contact avec les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevière.

Lixiviant	pH		
	Zone non végétalisée	Zone végétalisée	Déssableur
EUP (pH 7)	7,80	7,10	7,99
EUP (pH 10)	7,83	7,15	8,11
NaCl 2 g/L (pH 7)	7,83	7,12	-
NaCl 2 g/L (pH 10)	7,83	7,18	-
NaCl 5 g/L (pH 7)	-	-	7,98
NaCl 5 g/L (pH 10)	-	-	7,99

(8,11 pour la solution à pH 10 initial contre 7,99 pour la solution à pH 7 initial), alors que les lixivants NaCl 5 g/L présentent un pH similaire (7,99 pour la solution à pH 10 initial contre 7,98 pour la solution à pH 7 initial).

Discussion :

La mobilisation du calcium et du magnésium sous l'effet du NaCl est effective dans tous les types d'échantillons testés, notamment pour le sédiment de la zone végétalisée du bassin. Plusieurs études

ont déjà pu démontrer l'effet du NaCl sur la mobilité de ces éléments alcalins dans des sols de bord de route, des sédiments de bassin d'infiltration routier ou des sédiments lacustres (Durin *et al.*, 2010 ; Kim et Koretsky, 2011 ; Norrstroem et Bergstedt, 2001). La quantité de calcium remobilisée sous l'effet du NaCl est généralement supérieure à la quantité de magnésium remobilisée, la teneur initiale du sédiment en calcium étant plus importante (Durin *et al.*, 2010 ; Norrstroem et Bergstedt, 2001). Ces ions sont, d'après Durin *et al.* (2010), présents sous forme libre dans le lixiviant, et les mécanismes mis en jeu sont donc des échanges ioniques *a priori*.

L'absence d'effet sur le potassium (généralement lié aux silicates et donc moins mobile) et la présence de CaCO₃ peuvent expliquer la provenance et la mobilisation du calcium, certainement sous forme soluble, dans notre étude. Le magnésium, extrait dans des proportions similaires au calcium est certainement mobilisé par échange ionique également, et les mécanismes mis en jeu dans la mobilisation de ces ions sous l'effet du NaCl sont certainement similaires. Cependant, le magnésium étant moins concentré dans le sédiment, et dans les eaux de ruissellement apportées au bassin, la recharge en magnésium pourrait donc être insuffisante pour compenser les pertes induites par l'afflux d'eaux de ruissellement chargées en NaCl. La mobilité du magnésium pourrait ainsi poser des problèmes à long terme concernant la stabilité de la matrice solide et donc la mobilité potentielle de certaines particules colloïdales dans le bassin de Chenevières. Ce type de phénomène est également évoqué pour des sédiments de bords de route par Norrstroem et Bergstedt (2001).

Concernant la mobilité des métaux sous l'effet du NaCl en solution dans un lixiviant sur des sols de bords de route ou issus de l'assainissement routier, plusieurs auteurs évoquent différents mécanismes mis en jeu dépendant notamment de la nature du métal considéré.

Des essais de lixiviation en batch ont pu être menés sur des sols de bord de route (Bommel-Orsini *et al.*, 2010 ; Delmas-Gadras, 2000) et des sédiments de bassin d'infiltration des eaux de ruissellement routières (Delmas-Gadras, 2000). Bommel-Orsini *et al.* (2010) démontrent un effet de la concentration en sel sur la mobilité du zinc et du plomb dès 0,01 mol/L (soit environ 580 mg/L en NaCl). L'augmentation significative de la mobilité du zinc et du plomb y est attribuée notamment à un effet du NaCl sur la diminution du pH. Delmas-Gadras (2000) compare des extractions avec des solutions de NaCl à 0,1 et 1 mol/L (5,8 et 58 g/L), et met en évidence une remobilisation très limitée du zinc (moins de 1,5 % du zinc total contenu dans un sol de bord de route et un sédiment de bassin d'infiltration) et moins de 10 % de la fraction échangeable selon Tessier *et al.* (1979) (extraction au MgCl₂ à 1 mol/L).

Nos résultats font état d'une proportion de zinc extrait par rapport à la fraction totale très limitée (inférieure à 1 %) et une proportion de nickel extrait également limitée. La mobilité du nickel est toutefois visiblement plus importante (bien que la concentration en nickel dans le lixiviant soit inférieure à la concentration en zinc). Dans tous les cas, aucun effet significatif du NaCl en solution n'est visible. La diminution du pH rapportée par Delmas-Gadras (2000) n'est par ailleurs pas visible ici, le type d'échantillon étant visiblement le facteur déterminant pour le pH du lixiviant. Cet effet tampon (le pH final des lixiviants est représentatif du pH du sol, cf tableau 3.3) participe certainement à la relative stabilité des ETM dans les sédiments étudiés.

Malgré les observations faites suite aux extractions sélectives concernant la spéciation des éléments, le nickel est l'élément le plus mobile devant le zinc (pourtant plus "faiblement" lié aux sédiments d'après nos résultats).

Nos résultats ne permettent toutefois pas de conclure à un non-effet du NaCl sur la mobilité des éléments, ceux-ci ayant été réalisés en batch et ne prenant pas en compte l'hydrodynamique ou la

succession d'apport d'eau chargée ou non en NaCl. Plusieurs auteurs rapportent un effet d'un choc de salinité sur la mobilité des ETM dans des sédiments de bassin d'infiltration routiers ou de bord de route (Amrhein *et al.*, 1992 ; Baeckstroem *et al.*, 2004 ; Durin *et al.*, 2010 ; Norrstroem, 2005). La succession de lixiviation par des saumures et de l'eau "douce" est donc un facteur qui accroît la mobilité des éléments en augmentant la mobilité des colloïdes. Néanmoins, les conditions simulées en laboratoire (cycles courts de quelques heures à quelques jours) sont peu représentatives de la temporalité observée pour un bassin de rétention en eau concernant la variation des concentrations en NaCl en solution.

3.4 Discussion générale et conclusions

L'objectif de ce chapitre est de caractériser la remobilisation des ETM sous l'effet des fondants routiers transférés dans les réseaux d'assainissement par les eaux de ruissellement de surface. Pour ce faire, les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevières ont fait l'objet d'une analyse globale, suivi d'une analyse de la spéciation des éléments traces métalliques et des éléments alcalins par extractions sélectives. Les sédiments et sols étudiés ont ensuite fait l'objet d'essai de lixiviation en batch pour observer l'effet du NaCl sur la mobilité des ETM et des éléments alcalins.

3.4.1 Qualité des sédiments du bassin de Chenevières et des sols du bord de la RN 59

La mobilité des ETM dans les réseaux d'assainissement routiers dépend fortement de leur spéciation dans les sols et sédiments du domaine routier. Le pH est notamment un facteur majeur.

Dans les échantillons prélevés au bord de la RN 59 ou dans le bassin de Chenevières, le pH est fortement dépendant de deux facteurs majeurs : la Capacité d'Échange Cationique (qui dépend elle-même de la teneur en matière organique, qui présente une forte densité de site de fixation) et surtout la teneur en CaCO_3 . La composition globale de ces sédiments leur confère d'ailleurs, d'après nos résultats, un pouvoir tampon significatif (lié à la présence de CaCO_3). Le pH de l'eau à l'interface avec les sédiments du bassin et du déssableur de Chenevières est par conséquent essentiellement lié à la qualité du sédiment. Le pH relativement élevé des sédiments du déssableur et du bassin de Chenevières est de nature à diminuer la mobilité des ETM.

Les échantillons de bords de route comme les échantillons du bassin présentent des teneurs totales en polluants métalliques relativement faibles aux regards des teneurs rapportées dans la littérature pour les sols et sédiments en milieu routier. Ces teneurs faibles sont en cohérence avec les caractéristiques de la RN 59. Dans le détail, deux groupes d'ETM semblent se distinguer :

- le chrome et le nickel : les teneurs sont corrélées à la CEC et démontrent une forte affinité de ces métaux pour la matière organique,
- le cuivre, le plomb et le zinc : les teneurs sont corrélées à la quantité de CaCO_3 dans le sédiment, le pH est donc prépondérant pour la spéciation de ces métaux (et en particulier la précipitation et/ou complexation).

La formation de complexes et de précipités de Cu, Pb et Zn avec OH^- et CO_3^{2-} , et l'affinité du Cr et du Ni pour la matière organique peuvent expliquer ce résultat (Devallois, 2009 ; Durin *et al.*, 2010).

Les sédiments ne présentent qu'une concentration très faible en sodium (toujours inférieur à 1,4 mg/g), résultat qui confirme l'inefficacité des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières

concernant le traitement des fondants routiers. En effet, le sodium entrant dans le bassin en hiver en est bel et bien lessivé lors du printemps et de l'été et la quantité stockée sous forme particulaire, liée aux sédiments du bassin, est négligeable.

Pour les échantillons du bassin de Chenevières, il est important de noter que les deux zones distinguées lors des prélèvements, végétalisée ou non, présentent quelques différences dans leurs caractéristiques globales. En effet, les végétaux du bassin semblent avoir un effet significatif sur la structure du sédiment, permettant une agrégation importante des particules fines en particules plus grossières. Les teneurs en matière organique et par conséquent la CEC, ainsi que la teneur en CaCO_3 , présentent également des différences remarquables, qui confèrent des propriétés différentes aux deux zones, et par conséquent des différences dans la spéciation des ETM dans les sédiments.

3.4.2 Spéciation des ETM : variabilité temporelle et mobilité potentielle

Des extractions sélectives ont été réalisées afin d'étudier la spéciation des ETM dans les sols et sédiments issus du domaine routier. Ces résultats permettent d'établir des hypothèses concernant la mobilité potentielle des ETM.

Les extractions sélectives permettent de faire un classement grossier de leur mobilité potentielle :

- En juillet 2013 : $\text{Cd} < \text{Pb} < \text{Ni} < \text{Zn} < \text{Cr} < \text{Cu}$
- En octobre 2014 : $\text{Cd} < \text{Zn} < \text{Cu} < \text{Ni} < \text{Pb} < \text{Cr}$

Une variabilité temporelle significative est donc observée, sans que celle-ci ne puisse être liée directement à un quelconque effet des fondants routiers. L'assèchement total du bassin entre les deux prélèvements pourrait jouer un rôle majeur dans les différences observées.

Ce classement est toutefois peu représentatif de la mobilité réelle des ETM si on le confronte aux résultats des extractions au CaCl_2 .

Les ETM présentent, pour les échantillons prélevés en 2014, une fraction échangeable (liaisons faibles, adsorption non spécifique de surface, formes liées aux carbonates) significativement plus élevée pour les sédiments de la zone végétalisée du bassin de Chenevières. Cette fraction est certainement associée aux carbonates, la teneur en CaCO_3 du sédiment en question étant faible.

En revanche, la fraction liée à la matière organique est toujours plus élevée pour la zone végétalisée malgré une teneur en matière organique plus faible pour cette zone que pour la zone non végétalisée. Cette particularité dans la spéciation des ETM pourrait être attribuée à un effet des systèmes racinaires des végétaux implantés dans le bassin. Les exsudats racinaires peuvent en effet former des complexes métalliques et les acides organiques sécrétés par la plante favoriser la dissolution des oxydes de fer, et ainsi favoriser la liaison entre les ETM et la matière organique (Saulais, 2011).

Il convient de noter que cette thèse ne s'intéresse pas à l'importance du biofilm sur la mobilité des ETM. Le rôle de ce compartiment biotique sur la mobilité des métaux a été évoqué par ailleurs, et sa caractérisation pourrait améliorer par la suite la compréhension de la mobilité des ETM (et en particulier du Zn) dans les sédiments de bassins de rétention des eaux de ruissellement routières (Hébrard et Delolme, 1999).

3.4.3 Mobilité des ETM sous l'effet des fondants routiers

L'étude de la spéciation des ETM nous apporte des informations précieuses quant à leur mobilité potentielle, mais des essais de lixiviation ont été réalisés afin d'évaluer leur mobilité réelle sous l'effet des fondants routiers.

Ces essais font état d'une mobilisation significative de calcium et de magnésium sous l'effet du NaCl en solution. Des échanges ioniques simples sont certainement en jeu dans cette mobilisation qui pourrait entraîner une déstabilisation des sols et sédiments en milieu routier (en particulier par mobilisation de magnésium dont l'apport par les eaux de ruissellement routières est minimal).

Le pH des solutions de lixiviation ne fait état d'aucun effet significatif du NaCl, contrairement aux constatations de plusieurs auteurs lors d'essais sur des sols et sédiments issus de l'assainissement routier. Par ailleurs, le pH final de la solution est essentiellement dû à la nature du sédiment et non à la nature du lixiviant.

Aucune remobilisation significative d'ETM n'a pu être mise en évidence lors de ces essais. La mobilité du zinc aurait pu être affectée par le NaCl d'après les résultats rapportés dans le chapitre 2, mais l'effet du NaCl lors des essais en batch mis en place dans nos travaux est négligeable. On observe néanmoins un effet significatif positif de la végétation sur la mobilité des ETM.

Des essais complémentaires en conditions dynamiques, associés à l'utilisation d'un logiciel de calcul d'équilibres géochimiques (JCHESS ou PHREEQC par exemple) pourrai permettre d'affiner la compréhension des mécanismes mis en jeu ici.

La problématique du traitement des fondants dans les réseaux existants (traitement nul d'après nos résultats, sans abatement de la pollution hivernale) est donc mise en évidence ici, et malgré le caractère négligeable de l'effet des fondants sur la mobilité des ETM, la nécessité du développement de solutions de traitement spécifiques apparaît critique.

Sélection d'halophytes pour le traitement des eaux de ruissellement routières

Sommaire

4.1	Introduction	126
4.2	Matériels et méthodes	127
4.2.1	Sélection et implantation des halophytes dans les réseaux d'assainissement routiers	127
4.2.2	Essais de germination, croissance et bioaccumulation de chlorure de sodium et d'Éléments Traces Métalliques	131
4.3	Résultats	133
4.3.1	Caractéristiques du sable	133
4.3.2	Résultats obtenus avec <i>Armeria maritima</i> : phytostabilisation ou phytoextraction dans les réseaux de collecte	134
4.3.3	Résultats obtenus avec <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex hortensis</i> L. : phytostabilisation ou phytoextraction par filtres plantés ou marais artificiels	143
4.4	Discussion générale et conclusions	164
4.4.1	Phytoextraction de sodium et phytostabilisation du zinc dans les réseaux de collecte des eaux de ruissellement	165
4.4.2	Phytoextraction de sodium, de chlorure et de zinc dans un système d'assainissement complémentaire des bassins de rétention existants	165
4.4.3	Développement d'une solution d'assainissement par phytoremédiation	166

4.1 Introduction

D'après nos résultats et des résultats antérieurs (Setra, 2011 ; Tromp *et al.*, 2012), les bassins de rétention ne permettent pas de traiter les eaux de ruissellement chargées en chlorure de sodium. La combinaison de systèmes de collecte végétalisés ou non (cunettes enherbées ou cunettes béton) et de bassin de rétention/décantation ne permet pas de traiter le fondant, ni de le retenir contrairement à d'autres types de polluants (Setra, 2006). Par ailleurs, d'après nos résultats (voir chapitre 2), le seul effet des bassins de rétention avec volume d'eau mort permanent est une dilution de la concentration de pointe et un décalage dans le temps de la décharge de sodium et de chlorure dans le milieu naturel. Malgré cet effet de dilution, les concentrations de pointe dans les eaux rejetées dans l'environnement, et les concentrations moyennes sur des périodes hivernales de plusieurs semaines, dépassent les limites rapportées par plusieurs organismes de protection de l'environnement et ont un impact environnemental non négligeable (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005 ; Tixier *et al.*, 2011 ; USEPA, 2009).

Les techniques conventionnelles de désalinisation (osmose inverse, *etc.*) sont très coûteuses et de ce fait, uniquement adaptées à la production d'eau destinée à la consommation. La phytoremédiation, en revanche, apparaît comme une solution d'assainissement prometteuse dans le domaine routier. La phytodésalinisation, ou phytoextraction de sels, consiste à utiliser des plantes capables de bioaccumuler du chlorure de sodium dans leurs organes et tissus. Les ions sont alors absorbés par deux voies majoritaires : le sel dissous dans l'eau souterraine est absorbé par les racines de la plante et, dans certains cas, transféré dans les parties aériennes où les particules de sel sont déposées par projection sur les parties aériennes et directement absorbées par la plante (Trahan et Peterson, 2007).

Les halophytes¹ sont adaptées à la désalinisation de sols et/ou eaux polluées par le NaCl. Ces plantes développent des mécanismes de défense pour faire face à la toxicité du NaCl, et certaines, les halophytes strictes, ne peuvent survivre sans un apport significatif en NaCl.

La phytodésalinisation, développée récemment, donne des résultats prometteurs dans différents projets de remédiation tels que la remise en état des sols agricoles (Rabhi *et al.*, 2010 ; Ravindran *et al.*, 2007) ou la désalinisation des eaux usées (Shelef *et al.*, 2012). De plus, les halophytes ont été testées avec succès pour la phytoremédiation et phytodésalinisation de sols pollués par des ETM (Manousaki et Kalogerakis, 2011). Leur tolérance à un milieu à salinité élevée, et leur capacité à survivre dans des conditions de stress hydrique sévère, en font d'excellentes candidates pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières. De plus, plusieurs espèces d'halophytes ont des capacités de tolérance et de bioaccumulation significatives d'ETM (Manousaki et Kalogerakis, 2011).

L'objectif de ce chapitre est de sélectionner puis tester des végétaux halophiles pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières.

Les plantes sont choisies à partir de critères spécifiques pour répondre aux particularités du milieu routier, puis soumises à des essais de germination, croissance et bioaccumulation de NaCl et ETM. Elles sont exposées à des solutions d'hydratation simulant la pollution routière aux fondants routiers, et la pollution au zinc, dans des gammes de concentrations représentatives de celles mesurées dans les réseaux d'assainissement routiers.

Les essais ont été réalisés en pot sur un substrat sableux. Ce choix permet de se rapprocher au plus près des conditions rencontrées dans un filtre planté et présente l'avantage de permettre un contrôle

¹Plantes effectuant leur croissance ou pouvant survivre dans des conditions "salines" (estuaires, prés salés, *etc.*)

fin des apports faits à la plante durant l'essai (des essais hydroponiques ne permettant pas de simuler efficacement le comportement de la plante dans un substrat réel, ou de connaître avec précision l'apport total de nutriment et de contamination à la plante).

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1 Sélection et implantation des halophytes dans les réseaux d'assainissement routiers

4.2.1.1 Sélection des halophytes pour la phytodésalination : des plantes tolérantes et disponibles

Afin de sélectionner des végétaux pour une implantation dans un système d'assainissement conçu pour le traitement de la pollution aux fondants routiers, les critères suivants ont été sélectionnés :

- tolérance au NaCl (plante halophile stricte ou facultative),
- capacité d'accumulation dans les organes et tissus de la plante,
- tolérance aux polluants routiers,
- plante non protégée ou sensible,
- plante non invasive,
- plante largement répandue et disponible dans le commerce ou facile à reproduire et exploiter,
- plante citée en phytoremédiation,
- plante citée en phytodésalinisation,
- plante adaptable à un système d'assainissement routier (filtre planté, noues enherbées, marais flottant, *etc.*).

Les espèces présentées dans le tableau 4.1 présentent tout ou partie de ces critères. Toutefois, plusieurs d'entre elles ont dû être écartées :

- *Salicornia europaea* présente des caractéristiques biologiques et physiologiques particulières adaptées à une implantation dans des zones côtières submergées plusieurs heures par jour au gré des marées. Sa germination et sa croissance sont affectées en cas de non respect de ces conditions ce qui la rend difficilement exploitable pour l'assainissement routier.
- *Sesuvium portulacastrum* est rare et non indigène en France. Il est, de plus, difficile d'obtenir des graines.
- *Suaeda maritima*, comme *Salicornia europaea* présente des caractéristiques biologiques particulières qui la rendent difficilement exploitable dans un système d'assainissement dont l'entretien ne serait pas quotidien.

Armeria maritima, *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. ont donc été sélectionnées pour être testées.

L'armérie maritime (*Armeria maritima*), œillet marin, gazon d'Olympe, gazon d'Espagne ou statice, est une espèce de plantes herbacées vivaces de 5-30 cm, gazonnante, à feuilles glabres ou pubescentes de la famille des Plumbaginaceae, ordre des Caryophyllales. Les communautés d'*Armeria maritima* sont généralement caractéristiques d'un sol très bien drainé (attestant de leur résistance à une sécheresse excessive).

TABLEAU 4.1: Récapitulatif des plantes halophiles sélectionnées et description de leurs caractéristiques.

Espèce	Caractéristiques principales
<i>Armeria maritima</i>	<ul style="list-style-type: none"> halophyte connue pour sa capacité à tolérer des taux très importants en métaux lourds (en particulier en cuivre et zinc), pourrait représenter un complément avantageux à un système de phytoremédiation (Neumann <i>et al.</i>, 1995). connue pour ses capacités de phytoremédiation (phytoextraction et phytostabilisation) d'ETM (Bedell <i>et al.</i>, 2014a ; Schwartz <i>et al.</i>, 2001).
<i>Atriplex halimus</i>	<ul style="list-style-type: none"> halophyte stricte répandue dans tout le bassin méditerranéen et tolérant des stress importants (gel, sécheresse, <i>etc.</i>) (Walker <i>et al.</i>, 2014), peut accumuler 50 mg de Na⁺ pour 1 g de Matière Sèche (MS) (Lefèvre <i>et al.</i>, 2009), <i>Atriplex halimus</i> et d'autres espèces d'<i>Atriplex</i> sont connues pour leur capacité de phytoremédiation, en particulier pour leur capacité à accumuler des ETM (Manousaki et Kalogerakis, 2011).
<i>Atriplex hortensis</i> L.	<ul style="list-style-type: none"> halophyte facultative présente en Asie et en Europe (cultivée en Europe), présente l'avantage de pouvoir se développer sur une large gamme de salinité (y compris une salinité nulle) et présente tout de même une capacité non négligeable à accumuler du NaCl, des mesures ont démontré qu'elle pouvait (pour exposition de 90 à 260 mM en NaCl) accumuler de 20 à 200 mg de Na⁺ (10 à 175 mg en Cl⁻) pour 1 g de MS dans les parties aériennes (Kachout <i>et al.</i>, 2011).
<i>Salicornia europaea</i>	<ul style="list-style-type: none"> halophyte stricte (Calu, 2006) bien étudiée et présente dans toute l'Europe, présente une tolérance à la salinité et une capacité à absorber les ions Na⁺ et Cl⁻ particulièrement intéressante, peut accumuler entre 50 et 300 mg de Na⁺ pour 1 g de MS et jusqu'à 150 mg en Cl⁻ (Moghaieb <i>et al.</i>, 2004 ; Morteau <i>et al.</i>, 2014 ; Lv <i>et al.</i>, 2012), <i>Salicornia europaea</i> et d'autres espèces de <i>Salicornia</i> sont connues pour leur capacité de phytoremédiation, en particulier pour leur capacité à accumuler l'azote minéral dissous (Webb <i>et al.</i>, 2012) ou des hydrocarbures (Meudec <i>et al.</i>, 2006).
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	<ul style="list-style-type: none"> couramment citée pour la phytodésalinisation, a fait l'objet de plusieurs études en laboratoire et en conditions réelles attestant de sa capacité à accumuler le NaCl (Ravindran <i>et al.</i>, 2007 ; Rabhi <i>et al.</i>, 2009 2010), des mesures ont démontré qu'elle pouvait (pour une salinité correspondant à une conductivité du sol de 5 dS/cm) accumuler jusqu'à 150 mg de NaCl pour 1 g de MS (Ravindran <i>et al.</i>, 2007).
<i>Suaeda maritima</i>	<ul style="list-style-type: none"> caractéristiques similaires à <i>Salicornia europaea</i> (Moghaieb <i>et al.</i>, 2004), a été employée pour dépolluer des sols hyper-salins, des mesures ont démontré qu'elles pouvaient (pour une salinité correspondant à une conductivité du sol de près de 5 dS/cm) accumuler jusqu'à 180 mg de NaCl pour 1 g de MS (Ravindran <i>et al.</i>, 2007).

Atriplex halimus ou arroche halime (ou pourpier de mer) est une espèce végétale de la famille des Amaranthaceae, ordre des Caryophyllales. Elle est utilisée comme plante ornementale en milieu littoral et forme des arbrisseaux de 1 à 2 m (mesurée à 3 m au maximum). Plante pérenne à feuilles persistantes, sa production de biomasse aérienne est estimée à 10 t/ha à l'année (Walker *et al.*, 2014).

L'arroche des jardins (*Atriplex hortensis* L.) est une plante herbacée annuelle de la famille des Amaranthaceae selon la classification phylogénétique, ordre des Caryophyllales, cultivée comme plante potagère pour ses feuilles consommées comme légume. Cette plante annuelle dépasse souvent 1 m (pour des hauteurs maximales de 1,8 m) et Carlsson (1980) rapporte des productions de biomasse de l'ordre de 13 t/ha à l'année.



(a) *Armeria maritima*



(b) *Atriplex halimus*

(c) *Atriplex hortensis* L.

FIGURE 4.1: Photographies des plantes utilisées pour les essais de germination et croissance

4.2.1.2 Implantation des halophytes pour la phytodésalination : différentes stratégies selon les situations

Étant données leurs caractéristiques, les trois espèces sélectionnées peuvent être implantées à différents endroits dans les réseaux d'assainissement routiers :

- *Armeria maritima* : plante herbacée gazonnante à système racinaire peu développé en profondeur pourrait être implantée dans des cunettes enherbées de collecte (dont le comportement est plus efficacement simulé par des essais en pot que par des essais hydroponiques) (figure 4.2) ;

- *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. : plantes dont les caractéristiques morphologiques et physiologiques permettent une implantation dans un filtre planté horizontal ou éventuellement un système de marais flottant pour *Atriplex hortensis* L. (figure 4.2). Le manque de retour d'expérience sur les marais flottant nous oriente vers le choix du filtre planté horizontal, dont le comportement sera plus fidèlement représenté par des essais en pot sur sable que par des essais en hydroponique.

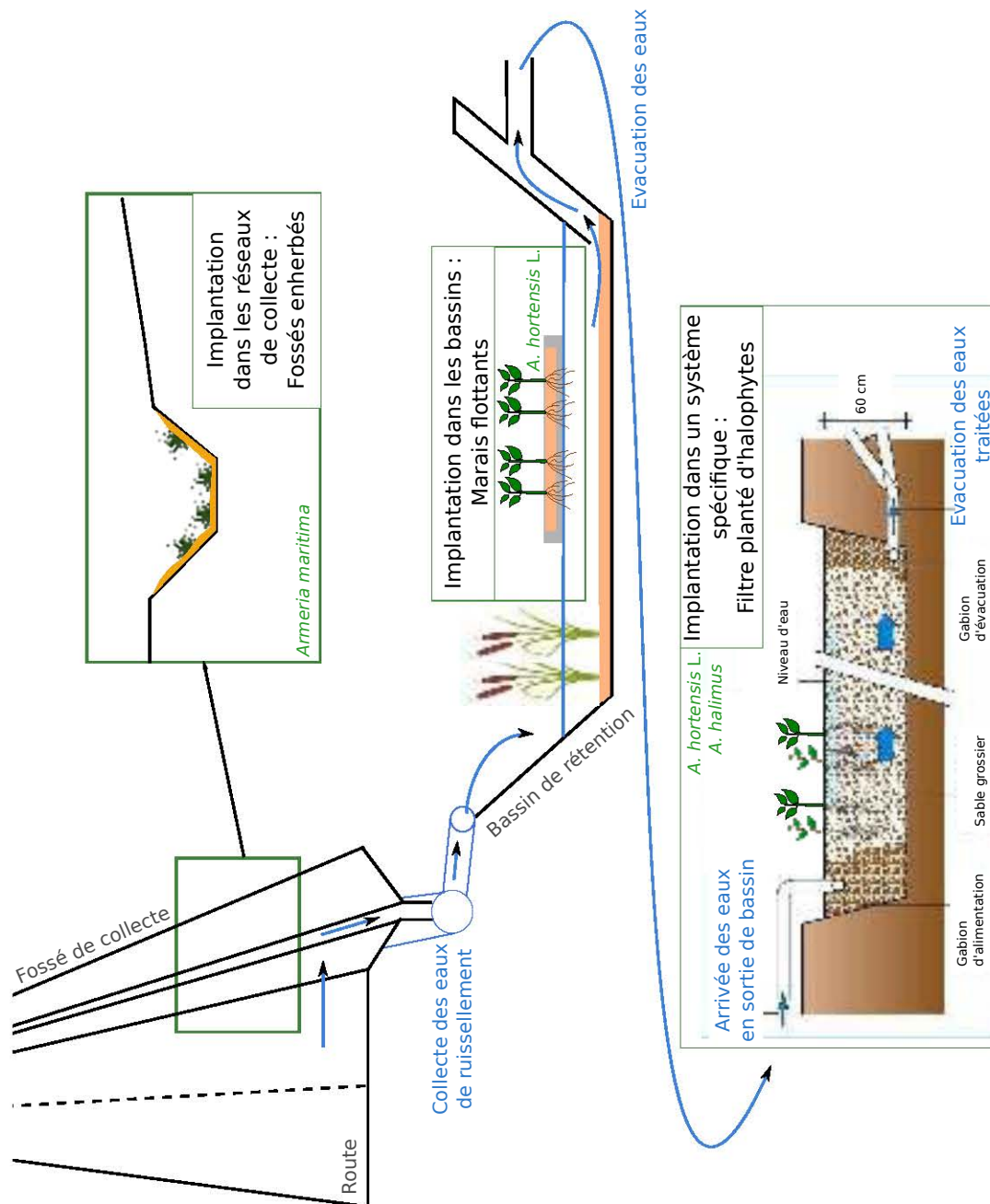


FIGURE 4.2: Schéma de principe de l'implantation des halophytes dans les réseaux d'assainissement routiers

4.2.2 Essais de germination, croissance et bioaccumulation de chlorure de sodium et d'Éléments Traces Métalliques

4.2.2.1 Obtention et conservation des graines

Les graines non traitées ni enduites de *Armeria maritima* (fournies par Ducruttet™, France), *Atriplex halimus* (fournies par Alsagarden™, France) et *Atriplex hortensis* L. (fournies par Ducruttet™, France) ont été conservées au sec à 4 °C jusqu'au début des essais et utilisées moins de 6 mois après l'achat.

4.2.2.2 Caractéristiques du sable

Le sable utilisé pour les essais de germination, croissance et bioaccumulation (fourni par Castorama™, France) a été soumis aux mesures (réalisées par le laboratoire d'Analyse de Sols de l'INRA d'Arras) présentées en 3.2.2.1.

Sa capacité de rétention d'eau a été mesurée, après séchage à 40 °C pendant 96 h au moins, selon le protocole établi par le Cerema (Direction Territoriale Nord-Picardie, Laboratoire de Saint-Quentin, protocole basé sur la norme NF ISO 11269-2) présenté en Annexe A.

4.2.2.3 Essais de germination, croissance et bioaccumulation

Des essais de germination, croissance et bioaccumulation ont été menés sur les halophytes sélectionnées (figure 4.3). Des pots cylindriques de 9 cm de diamètre et 10 cm de haut ont été remplis de 420 g de sable (80 % du volume du pot). Les graines, 10 par pot, ont été placées approximativement à 0,5 cm sous la surface.

Le premier jour, les pots ont été arrosés à l'eau déminéralisée et le sol porté à 80 % de sa capacité de rétention d'eau (cette valeur de capacité de rétention d'eau a été sélectionnée après des pré-essais menés sur *Armeria maritima* et *Atriplex hortensis* L. afin de maximiser la production de biomasse, les résultats de ces essais ne sont pas présentés ici).

A partir du deuxième jour, les pots ont été arrosés chaque jour avec 5 mL d'une solution d'Hoagland (Hoagland et Arnon (1938), voir protocole de préparation en Annexe B) diluée 10 fois. Dans cette solution ont été dilués les contaminants (NaCl et ZnCl₂ pour analyse fournis par FisherScientific™, dont la concentration dépend des essais). La teneur en eau du sol a ensuite été ajustée avec de l'eau déminéralisée par pesée à 80 % de sa capacité de rétention. Pour chaque modalité (1 espèce, 1 concentration en NaCl, 1 concentration en zinc) 5 réplicats ont été faits et un pot témoin a été ajouté. La dilution de la solution d'Hoagland permet à la fois de ne pas "masquer" artificiellement la salinité apportée par le NaCl en utilisant une solution trop concentrée, et également de ne pas produire des "faux négatifs".

La proportion de la forme chimique principale pour les ions majoritaires et le zinc dans la solution nutritive ont été calculées à l'aide du logiciel MINEQL sont présentées en tableau/figure 4.2.

Durant l'essai, la température a été contrôlée à 19 °C et les pots exposés à une photopériode de 16 h à une luminosité de 20 $\mu\text{mol.m}^2/\text{s}$ photons (obtenue avec 2 tubes fluorescents Master TL-D Super 80 58W/840, Philips™, équipés de réflecteurs). Les pots ont été placés à 50 cm sous les tubes fluorescents, en randomisation totale, et déplacés chaque jour selon un schéma permettant à chaque pot d'occuper chaque place du dispositif pendant un temps égal durant l'essai. Les essais ont été conduits pendant 60 jours (figure 4.3).

TABLEAU 4.2: Concentration en cations majoritaires et en zinc (et proportion calculée pour la forme chimique majoritaire) dans la solution nutritive utilisée pour les essais en pot.

	[NaCl] (g/L)	Na total (mmol/L) (Na ⁺ en %)	Ca total (mmol/L) (Ca ²⁺ en %)	K total (mmol/L) (K ⁺ en %)	Zn total (mmol/L) (ZnEDTA en %)
[Zn] = 0 mg/L	0,0	-	4 (88 %)	6 (98 %)	8.10 ⁻⁴ (99 %)
	0,5	8,5 (99 %)	4 (88 %)	6 (98 %)	8.10 ⁻⁴ (99 %)
	1,0	17 (99 %)	4 (88 %)	6 (98 %)	8.10 ⁻⁴ (99 %)
	2,0	34 (98 %)	4 (88 %)	6 (98 %)	8.10 ⁻⁴ (99 %)
[Zn] = 1 mg/L	0,0	-	4 (88 %)	6 (98 %)	2.10 ⁻² (97 %)
	0,5	8,5 (99 %)	4 (88 %)	6 (98 %)	2.10 ⁻² (97 %)
	1,0	17 (99 %)	4 (88 %)	6 (98 %)	2.10 ⁻² (97 %)
	2,0	34 (98 %)	4 (88 %)	6 (98 %)	2.10 ⁻² (97 %)

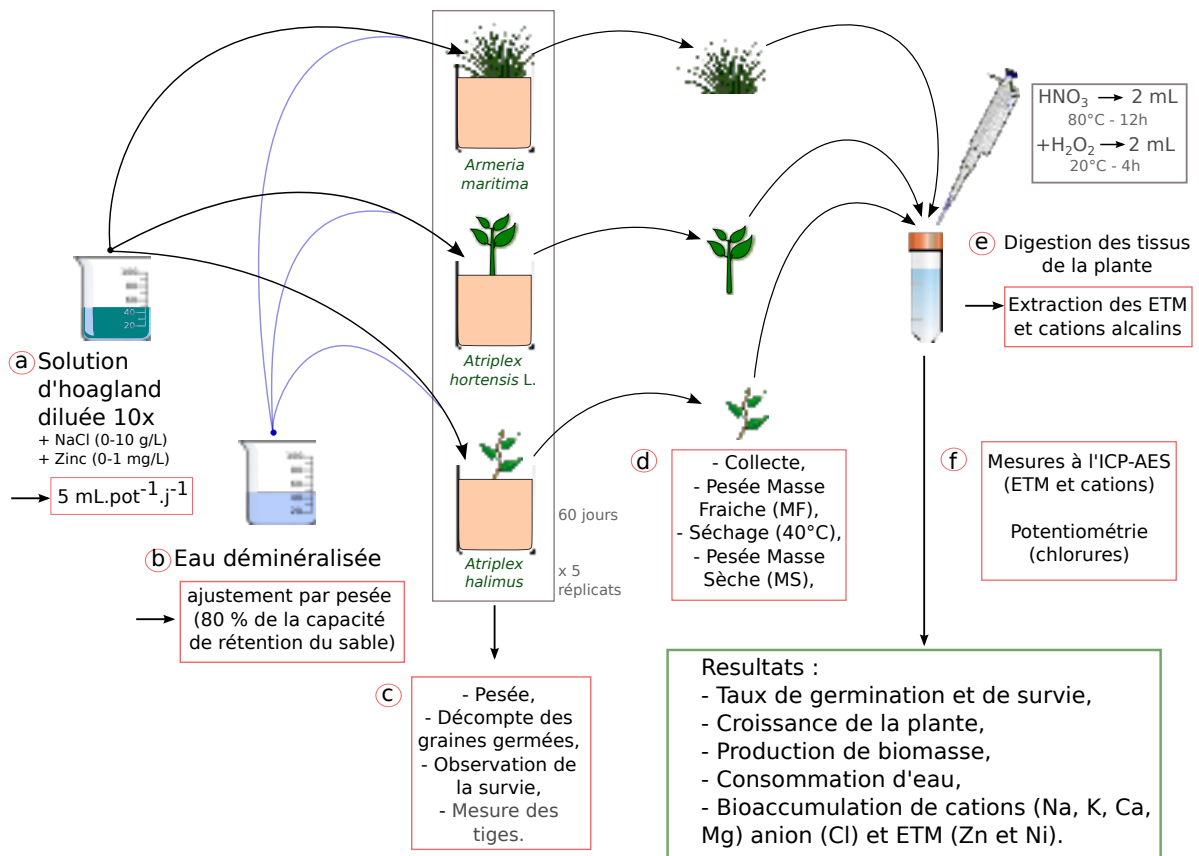


FIGURE 4.3: Déroulement des essais de germination, croissance et bioaccumulation sur les halophytes.

4.2.2.4 Mesures et analyses effectuées pendant et après l'essai

Chaque jour, les pots ont été pesés, le nombre de graines germées compté (du jour 1 au jour 21) et la survie analysée. Le taux de germination a été calculé comme le rapport entre le nombre maximum de graines germées et le nombre total de graines semées, le taux de survie comme le rapport entre le nombre de plantules viables au 60^{ème} jour sur le nombre maximum de graines germées.

Après 60 j, les parties aériennes (tiges et feuilles) ont été collectées et les racines délicatement extraites du sable. La masse fraîche a été mesurée pour chaque plante, puis les plantes ont été séchées à l'air à 40 °C pendant 72 h au moins, et la masse sèche a été mesurée pour chaque plante.

Après les 60 j, les parties aériennes et les racines ont été préparées selon le même protocole.

Pour les mesures de teneurs en Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , et Zn^{2+} , 50 à 100 mg de matière sèche de chaque réplicat ont été collectés, broyés puis digérés dans 2 mL d' HNO_3 à 65 % pendant 12 h dans des tubes fermés hermétiquement. Ensuite, 2 mL de H_2O_2 à 30 % (v/v) ont été ajoutés à la solution pour oxyder la matière organique. La solution d'extraction a ensuite été passée aux ultrasons pendant 15 minutes, puis filtrée à 0,45 μm et ajustée à la fiole dosée de 10 ou 25 mL selon les cas (en fonction de la masse de la prise d'essai). Les mesures sont ensuite effectuées à l'ICP-AES étalonné avec des solutions fournies par SPEXCertiPrep®.

Pour les ions Cl^- , un titrage potentiométrique a été réalisé au nitrate d'argent (AgNO_3 à 0,01 et 0,1 mol/L fourni par FisherScientific®) à l'aide d'un titrateur automatique (Titrand®).

Lorsque la masse sèche disponible était insuffisante, les prises d'essais ont été réalisées en combinant plusieurs réplicats.

4.3 Résultats

4.3.1 Caractéristiques du sable

Les résultats concernant la texture et la qualité globale du sable utilisé pour les essais sont présentés respectivement dans le tableau 4.3 et le tableau 4.4.

TABLEAU 4.3: Caractéristiques granulométriques du sable utilisé pour les expériences.

Granulométrie	Argiles ($<2 \mu\text{m}$)	Limons fins ($2/20 \mu\text{m}$)	Limons grossiers ($20/50 \mu\text{m}$)	Sables fins ($50/200 \mu\text{m}$)	Sables grossiers ($200/2000 \mu\text{m}$)
Masse (g/kg)	9	2	2	586	401

TABLEAU 4.4: Caractéristiques physico-chimiques du sable utilisé pour les essais de germination, croissance et bioaccumulation.

Caractéristiques physico-chimiques	
pH	6,0
CaCO_3	$< \text{LD}$
CEC (cmol+/L)	0,391

Le carbone organique disponible (après extraction au CaCl_2 à 0,01 mol/L) est de 0,988 g/kg. $[\text{NO}_3^-]$, $[\text{P}_2\text{O}_5]$ et la matière organique totale sont sous la limite de détection.

Ces résultats démontrent qu'une large majorité des nutriments apportés à la plante lors de l'essai provient de la solution d'Hoagland modifiée.

Les teneurs en ETM totale et extractible au CaCl_2 sont présentées dans le tableau 4.5.

TABLEAU 4.5: Teneurs totales et fraction extraite au CaCl_2 en ETM dans le sable utilisé pour les essais de germination, croissance et bioaccumulation.

	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Ni ($\mu\text{g/g}$)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
Teneur totale	< LD	2,46	< LD	< LD	4,7	< LD
Fraction extraite au CaCl_2	0,0016	-	< LD	-	< LD	0,126

Les teneurs totales et *a fortiori* les fractions mobilisables des ETM présents dans le sable sont négligeables et ne sont *a priori* pas de nature à perturber la croissance des végétaux testés.

4.3.2 Résultats obtenus avec *Armeria maritima* : phytostabilisation ou phytoextraction dans les réseaux de collecte

Armeria maritima est testée pour la germination, la survie, la croissance et la bioaccumulation de cations et d'ETM. L'exposition au NaCl est représentative des conditions rencontrées dans les réseaux de collectes des eaux de ruissellement routières (concentrations dans la solution d'arrosage de 0 ; 1 ; 5 ; 10 g/L). L'objectif est de tester l'implantation potentielle d'*Armeria maritima* dans les cunettes enherbées de collecte afin de stabiliser et/ou absorber le NaCl sur place avant le rejet dans le milieu (en passant ou non par des bassins de rétention).

4.3.2.1 Germination et survie d'*Armeria maritima*

Les taux de germination et de survie pour *Armeria maritima* sont représentés sur la figure 4.4

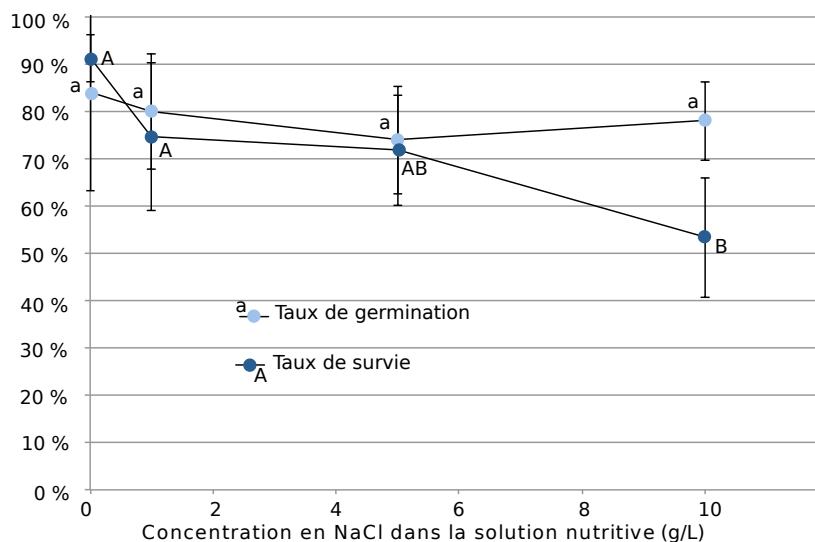


FIGURE 4.4: Effet de la salinité sur la germination des graines et la survie chez *Armeria maritima* (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

Les taux de germination varient entre 74 et 84 %, aucun effet significatif de la salinité n'est relevé entre 0 et 10 g/L en NaCl . Aucun retard de germination induit par l'augmentation de la salinité n'a été observé.

Les taux de survie sont compris entre 91 % (témoin) et 53 % (à 10 g/L en NaCl), une augmentation de la salinité ayant un effet significatif négatif sur la survie.

Discussion :

Nos résultats démontrent que, dans la gamme employée, la salinité n'a pas d'effet significatif sur la germination d'*Armeria maritima*. Les halophytes ont une tolérance plus élevée à la salinité que les glycophytes², mais la germination est parfois retardée par une salinité importante (entre 5 et 50 g/L dans l'eau du sol selon les espèces) (Ungar, 1978). Les taux de germination mesurés sont particulièrement élevés comparés aux taux rapportés dans la littérature (taux moyens de 50 % pour des graines déposées sur des cotons humidifiés à l'eau déminéralisée (Bedell *et al.*, 2014b)). De plus, la germination a lieu entre le jour 3 et 9. Ainsi, la vitesse de germination est semblable à celle observée par Bedell *et al.* (2014b) pour une germination sur papier filtre humidifié avec de l'eau déminéralisée.

Le taux de survie est significativement affecté par la salinité : il diminue à une concentration de 10 g/L en NaCl. Ce taux est tout de même supérieur à 50 % et présente une variabilité relativement faible. De plus, les plantes survivant à cette salinité élevée ne présentent pas de retard de croissance.

Les taux de germination sont donc satisfaisants et la mortalité limitée, car seulement augmentée à une concentration de 10 g/L en NaCl dans la solution nutritive. ***Armeria maritima* présente donc des caractéristiques lui permettant d'être utilisée sous forme de graine pour une implantation dans des conditions de salinité représentatives de celles observées dans les réseaux de collecte des eaux de ruissellement routières.**

4.3.2.2 Croissance et consommation d'eau : effet du stress salin sur *Armeria maritima*

La croissance et la consommation en eau des plantes sont affectées par la salinité de leur milieu, positivement ou négativement selon leur tolérance au stress osmotique (Manousaki et Kalogerakis, 2011). Afin d'observer l'effet de l'augmentation de la salinité sur la croissance de la plante la Masse Fraîche (MF) et la Masse Sèche (MS) ont été mesurées après 60 j d'essai.

Les résultats pour *Armeria maritima* sont présentés en figure 4.5.

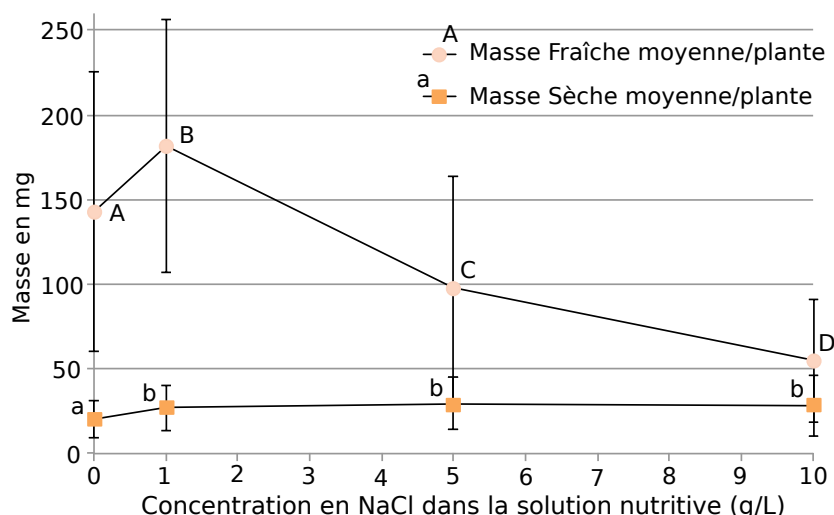


FIGURE 4.5: Masse Sèche et Masse Fraîche moyenne par plante chez *Armeria maritima* en fonction du traitement après 60 jours (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)

²Plantes que l'on ne rencontre pas naturellement sur un substrat salin

La MF moyenne après 60 j d'essais est comprise entre 55 et 182 mg/plante et présente une forte variabilité. Un effet significatif de la salinité est relevé, une concentration à 1 g/L dans la solution d'arrosage stimulant significativement la croissance par rapport au témoin. Pour les concentrations supérieures, 5 et 10 g/L, le NaCl a un effet inhibiteur sur la croissance.

La MS moyenne, est comprise entre 20 et 30 mg/plante, avec une augmentation associée à l'augmentation de la concentration en NaCl. Le témoin présente une MS significativement plus faible que les plantes hydratées avec une solution nutritive contaminée au NaCl. De 1 à 10 g/L, aucune différence significative n'est observée pour la MS moyenne par plante.

La Teneur en Eau (TE) dans les parties aériennes de la plante, indicatrice de ses capacités à tolérer un stress osmotique, est calculée selon l'équation suivante :

$$TE = \frac{MF - MS}{MS} \cdot 100 \quad (4.1)$$

où TE = teneur en eau (%), MF = Masse Fraîche (g) et MS = Masse Sèche (g).

La TE moyenne est représentée en fonction de la salinité de la solution nutritive pour les parties aériennes sur la figure 4.6.

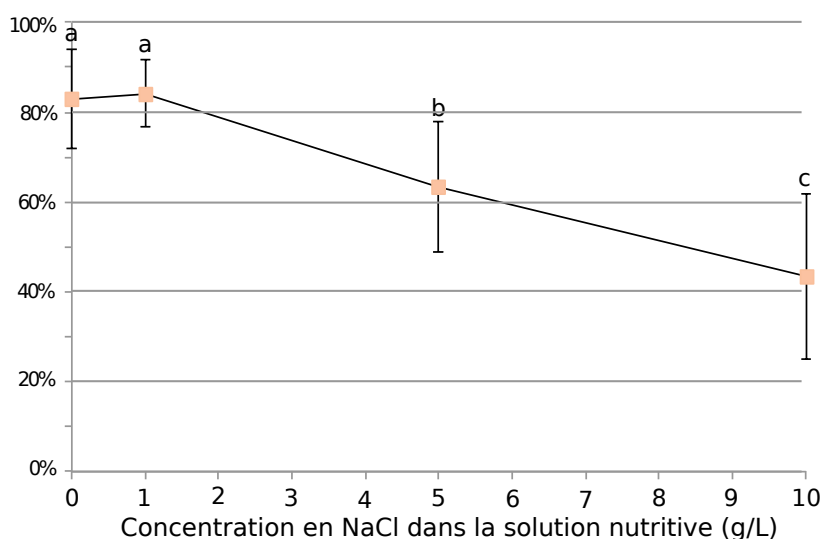


FIGURE 4.6: Teneur en Eau moyenne chez *Armeria maritima* en fonction de la concentration en NaCl dans la solution nutritive (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)

Pour le témoin et un traitement à 1 g/L en NaCl, la TE est supérieure à 80 % et aucune différence significative n'est mise en évidence. Pour les traitements à 5 et 10 g/L, une diminution significative de la TE est observée, avec des valeurs de 63 et 44 % respectivement.

Discussion :

La production de biomasse est un facteur déterminant pour l'efficacité d'un système d'assainissement par phytoremédiation. Nos résultats démontrent un effet significatif de la salinité sur la croissance d'*Armeria maritima* après 60 j d'essai. La production de MF est maximale pour une concentration en NaCl de 1 g/L, elle est alors de plus de 182 mg/plante, significativement plus élevée que la MF rapportée par

Bedell *et al.* (2014a), qui était de 40 mg/plante après 61 j d'essai, et pour une hydratation réalisée avec de l'eau déminéralisée (la MF dans notre essai est toujours supérieure à ces valeurs).

La production de MS en revanche est relativement constante pour des traitements en NaCl de 1 à 10 g/L, avec une valeur maximale de 30 mg/plante à 5 g/L, alors que certains auteurs rapportent une diminution de la production de biomasse sèche entre 2 et 5 g/L dans l'eau contenue dans le sol (Kohl, 1997), et ce pour des expositions au NaCl similaires à celle de notre expérience. Kohl (1997) a obtenu une croissance de biomasse sèche qui suit le profil que nous avons pu observer pour la biomasse fraîche : augmentation entre le témoin et 2 g/L puis diminution malgré une croissance relativement élevée pour des salinités dépassant 5 g/L en NaCl. Les biomasses sèches maximales rapportées dans cette étude sont supérieures à celle mesurées dans notre essai (54 mg de matière sèche par plante après 60 j à une salinité proche de 2 g/L). Ce type de profil de tolérance à la salinité est intermédiaire entre les halophytes strictes (comme *Salicornia europaea*) et les halophytes facultatives (*Thellungiella halophila*) (Flowers et Colmer, 2008).

La TE est, quant à elle, significativement affectée par la salinité de la solution nutritive, des valeurs inférieures à 50 % étant rapportées pour le traitement à 10 g/L en NaCl. Cette diminution de la TE, associée à une production de biomasse sèche constante est commune chez de nombreuses halophytes (Glenn, 1987), et témoigne de leur capacité à gérer leur consommation d'eau pour tolérer l'accumulation de solutés.

Cette capacité à produire une biomasse sèche constante malgré des salinités élevées, associée à un contrôle de la TE (et donc certainement de la bioaccumulation de solutés), sont des caractéristiques qui rendent *Armeria maritima* potentiellement utilisable en phytoremédiation pour des conditions de salinité semblables à celles observées dans les réseaux d'assainissement routiers.

4.3.2.3 Bioaccumulation de Na, K, Ca, Mg, Cl et Zn dans les parties aériennes de la plante

Les concentrations en cations majoritaires aux différentes salinités sont représentées dans la figure 4.7. Les concentrations en cations majoritaires dans la solution d'arrosage sont de 4,90 mg/L en Mg^{2+} , 23,5 mg/L en K^{+} et 16,0 mg/L en Ca^{2+} . Les concentrations en Na^{+} et Cl^{-} sont respectivement de : 0,004 et 0,650 mg/L à 0 g/L en NaCl, 394 et 606 mg/L à 1 g/L, 1970 et 3030 mg/L à 5 g/L et 3940 et 6060 mg/L à 10 g/L.

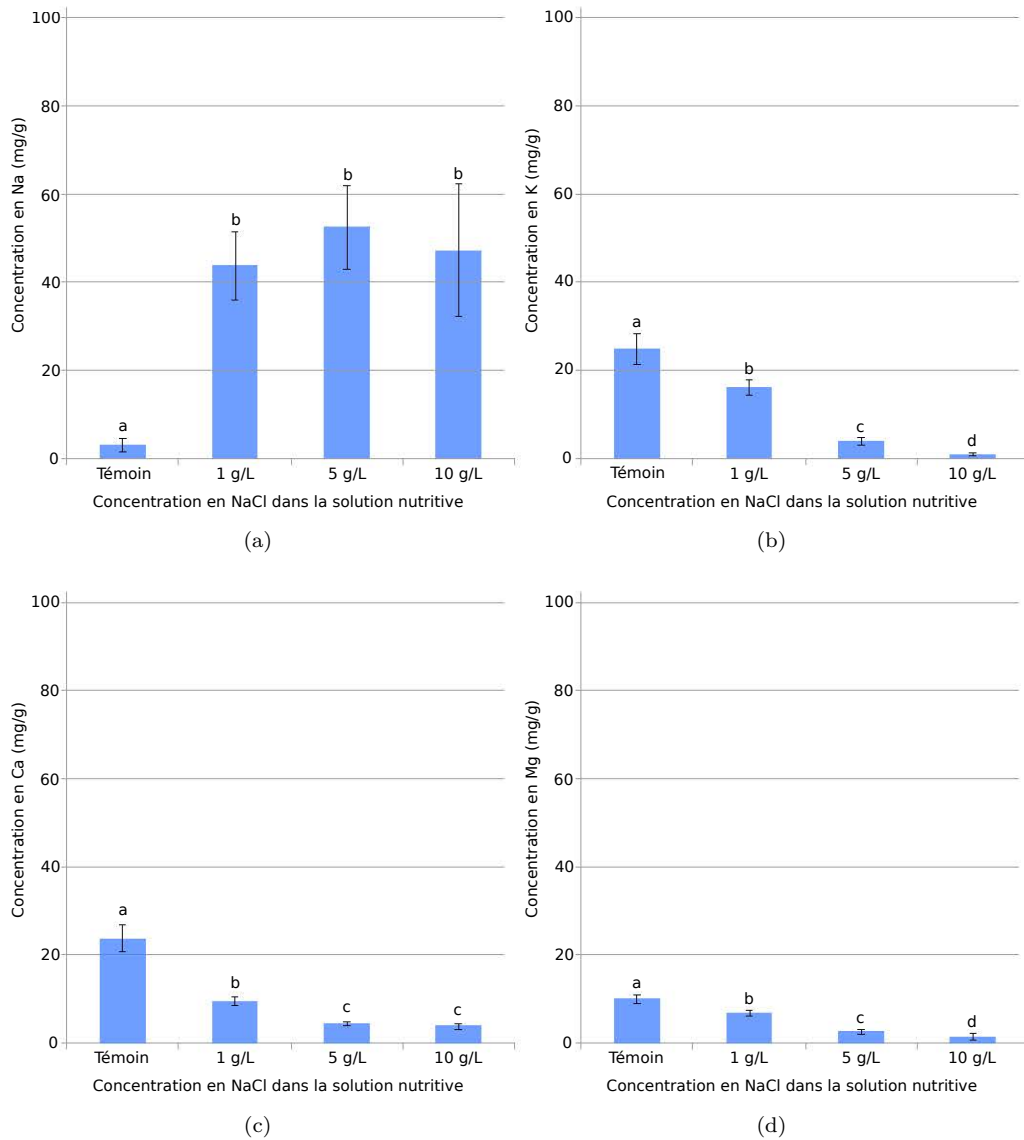


FIGURE 4.7: Accumulation de Na, K, Ca et Mg dans les parties aériennes d'*Armeria maritima* en fonction du traitement en NaCl après 60 jours d'essai (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

La concentration en Na^+ dans les parties aériennes d'*Armeria maritima* est minimale pour le témoin (3 mg/g), et est significativement plus élevée pour les trois concentrations en NaCl. Le maximum est observé pour le traitement à 5 g/L en NaCl (avec 52 mg/g) et les trois valeurs (pour 1, 5 et 10 g/L) ne sont pas significativement différentes.

Pour le Ca^{2+} , le K^+ et le Mg^{2+} , la même tendance est observée à savoir une diminution significative de la concentration dans les parties aériennes associée à l'augmentation de la salinité de la solution nutritive. La concentration en K^+ diminue de 25 à 1 mg/g, la concentration en Ca^{2+} de 24 à 4 mg/g et la concentration en Mg^{2+} de 10 à 1 mg/g.

Le K^+ joue un rôle important dans le stress salin, une augmentation de l'accumulation de Na^+ est généralement associée à une diminution de l'accumulation de K^+ (Shekhawat *et al.*, 2006). L'observation du rapport molaire Na/K apporte des informations sur la tolérance d'une plante au stress osmotique causé par une exposition au NaCl.

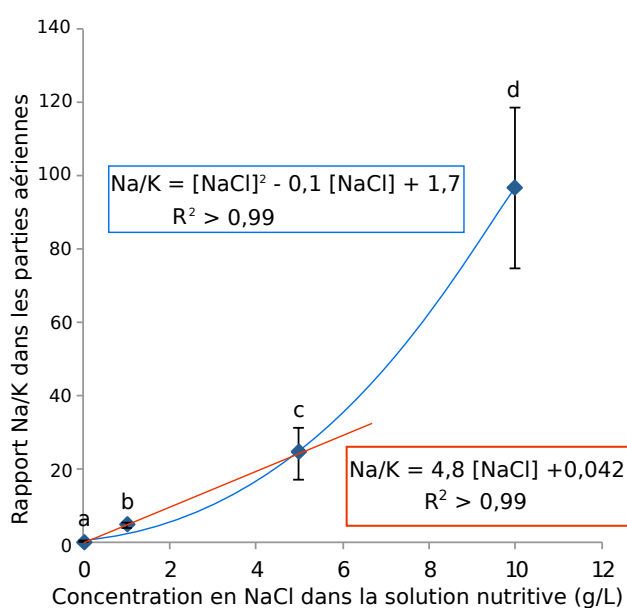


FIGURE 4.8: Rapport Na/K chez *Armeria maritima* dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en g/L), Na^+ et K^+ sont exprimés en mmol/g de MS pour le calcul (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$). La régression linéaire (courbe rouge) ne prend pas en compte pour le calcul la valeur à 10 g/L.

Le rapport Na/K dans les parties aériennes de la plante est significativement affecté par la salinité de la solution nutritive (figure 4.8). Il est de 0,2 environ pour le témoin, l'augmentation est statistiquement significative avec la concentration en NaCl et il atteint près de 100 pour une concentration dans la solution nutritive de 10 g/L. Une régression polynomiale donne une bonne représentation des variations observées pour le rapport Na/K (avec $p < 0,0001$ et $R^2 > 0,99$) pour les 4 concentrations en NaCl, une régression linéaire donne également une bonne représentation des variations pour les 3 premières concentrations (de 0 à 5 g/L en NaCl).

Chlorure:

La concentration en Cl^- dans les parties aériennes après 60 j pour *Armeria maritima* augmente avec la salinité de la solution nutritive (de 4 mg/g à 23 mg/g) (voir figure 4.9.a.). L'augmentation n'est pas statistiquement significative.

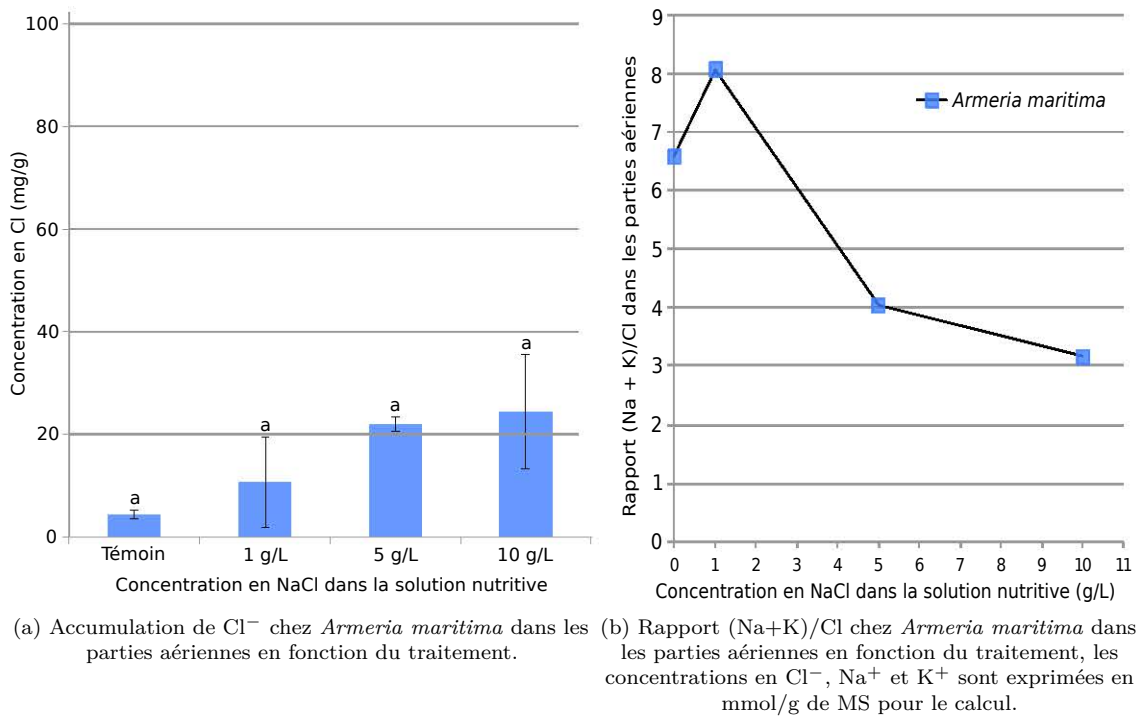


FIGURE 4.9: Phytoaccumulation de chlorures et ajustements osmotiques dans les parties aériennes.

L'équilibre osmotique a été observé en utilisant le ratio calculé à partir de l'équation :

$$\text{Rapport Molaire} = \frac{[Na] + [K]}{[Cl]} \quad (4.2)$$

Le ratio dépasse une valeur de 6 pour *Armeria maritima* pour un traitement en NaCl de 0 ou 1 g/L (avec un maximum à 8 pour un traitement de 1 g/L). A 5 et 10 g/L, il est de 4,0 et 3,2 respectivement.

Le rapport est toujours supérieur à 1 ce qui confirme les résultats de Kohl (1997) (obtenus pour des conditions expérimentales similaires). Na⁺ et K⁺ sont les cations majoritaires mais le rapport étant toujours supérieur à 3,2, le chlorure n'est certainement pas l'anion majoritaire. Des mesures de concentrations en ion nitrate et phosphate pourraient permettre une meilleure compréhension des équilibres osmotiques et de l'accumulation de chlorure dans la plante.

Zinc:

Les halophytes présentent des caractéristiques leur permettant de tolérer des concentrations en ETM significatives (Lefèvre *et al.*, 2009 ; Manousaki et Kalogerakis, 2011). Cette caractéristique, particulièrement intéressante dans le cadre de la phytoremédiation dans le domaine routier, doit être investiguée. On s'intéresse ici à l'accumulation de zinc dans les parties aériennes de la plante (figure 4.10).

Le zinc est le seul ETM mesuré dans des proportions significatives dans les parties aériennes d'*Armeria maritima* après 60 jours. Des traces de nickel et de cuivre sont également détectées (pour des concentration toujours inférieures à 5 µg/g). La concentration en Zn est maximale pour une concentration de NaCl à 1 g/L. La concentration est significativement plus élevée pour le témoin et le traitement à 1 g/L (respectivement 97 et 119 µg/g) que pour les traitements à 5 et 10 g/L (respectivement 70 et 46 µg/g).

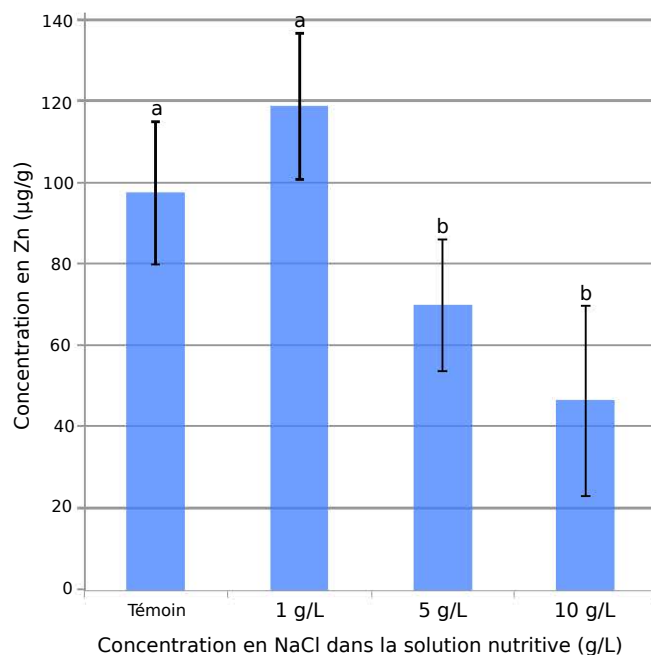


FIGURE 4.10: Accumulation de Zn chez *Armeria maritima* dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en mg/L) (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

Discussion :

Armeria maritima est connue pour son accumulation importante de Na^+ dans les parties aériennes, bien que ne faisant pas partie des espèces hyperaccumulatrices les plus performantes (Bedell *et al.*, 2014a ; Kohl, 1997). Des accumulations supérieures à 23 mg/g en Na^+ ont été rapportées (pour une concentration en NaCl légèrement supérieure à 2 g/L), 40 mg/g en potassium (maximum observé pour une exposition des plantes sans NaCl), mais moins de 2 mg/g en calcium et magnésium (Kohl, 1997). La concentration en Cl^- est supérieure à 40 mg/g pour un traitement légèrement supérieur à 2 g/L en NaCl. Le profil de variation des concentrations en fonction de la salinité est similaire à celui observé dans notre essai.

Si l'accumulation de sodium dans les parties aériennes est relativement limitée (5,2 % de la matière sèche au maximum), elle est tout de même plus de 2 fois supérieure à celle observée par Kohl (1997), tout comme la concentration en calcium et magnésium. Le potassium en revanche est moins concentré dans les parties aériennes dans notre essai, tout comme les chlorures. Les chlorures ne sont par ailleurs pas les anions majoritaires dans les parties aériennes de la plante étant donné les valeurs et l'évolution du rapport $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ sur Cl^- , ils tendent en revanche à le devenir avec l'augmentation de l'exposition au NaCl.

La combinaison des variations des concentrations en Na^+ et K^+ entraîne une forte augmentation du rapport Na/K associé à l'augmentation de la salinité de la solution nutritive. L'accumulation de K^+ joue un rôle majeur dans les mécanismes de tolérance à un stress osmotique causé par une augmentation de salinité, l'augmentation d'accumulation en Na^+ étant généralement associée à une diminution de l'accumulation de K^+ (Shekhawat *et al.*, 2006). La nutrition de la plante pourrait alors être perturbée (Wilson *et al.*, 2000).

L'évolution rapide du rapport Na/K et les valeurs rapportées (proches de 100) pourraient indiquer une mauvaise gestion de l'accumulation de solutés par la plante. En effet, des valeurs de rapport Na/K

inférieures à 3 sont généralement observées pour les halophytes strictes (Shekhawat *et al.*, 2006). Cette évolution du rapport qui pourrait sembler linéaire pour des salinités inférieures ou égales à 5 g/L connaît une forte accélération entre 5 et 10 g/L (figure 4.8). Un effet de seuil est peut être visible ici attestant des limites de tolérance d'*Armeria maritima* qui ne parvient plus à réguler son équilibre osmotique pour des salinités approchant ou dépassant 10 g/L.

Néanmoins, la croissance de la plante, observée à travers la production de biomasse sèche (figure 4.5), n'est pas significativement affectée par ce rapport élevé dans les parties aériennes, attestant d'une bonne tolérance de la plante à la salinité, et de sa capacité à accumuler des solutés même en cas de stress osmotique sévère.

L'influence du rapport Na/K sur la croissance des plantes peut être analysé au regard de sa corrélation avec la production de biomasse (Asch *et al.*, 2000). Le rapport est représenté en fonction de la MF sur la figure 4.11.

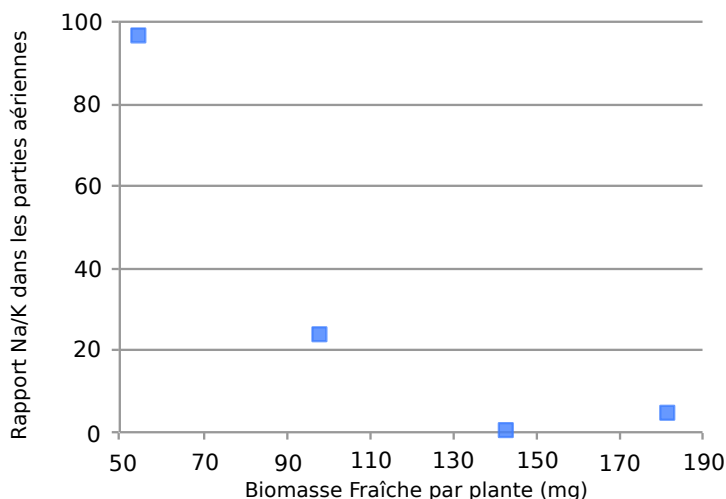


FIGURE 4.11: Rapport Na/K molaire et MF par plante après 60 jours pour *Armeria maritima*

La décroissance du rapport Na/K associée à l'augmentation de la biomasse fraîche est cependant une indication importante. En effet, ce type de comportement est observé chez des halophytes facultatives ou des glycophytes qui généralement n'utilisent pas l'exclusion de Na^+ comme mécanisme de tolérance à un stress osmotique dû au NaCl (Asch *et al.*, 2000). Cette caractéristique est rédhitoire pour l'utilisation d'une plante en phytoextraction.

Les résultats de bioaccumulation permettent de calculer un facteur de bioconcentration (voir équation 1.1 page 37) pour les traitements au NaCl. Tout le Na^+ apporté par la solution nutritive est considéré comme disponible, le Na^+ contenu initialement dans le sol est négligé :

- A 1 g/L : le facteur de bioconcentration est de 11,4 soit un rendement d'extraction de 8,8 % du sodium disponible (avec en moyenne 44 mg/g de MS accumulés dans les parties aériennes) ;
- A 5 g/L : le facteur de bioconcentration est de 56,8 soit un rendement d'extraction de 1,8 % du sodium disponible (avec en moyenne 52 mg/g de MS accumulés dans les parties aériennes) ;
- A 10 g/L : le facteur de bioconcentration est de 151 soit un rendement d'extraction de 0,8 % du sodium disponible (avec en moyenne 47 mg/g de MS accumulés dans les parties aériennes) ;

Malgré une accumulation importante de sodium dans les parties aériennes d'*Armeria maritima*, le rendement est relativement faible. Afin de maximiser ce rendement, il conviendra de se concentrer sur l'augmentation de la production de biomasse de la plante, encore relativement faible après 60 j dans nos conditions expérimentales.

Bioaccumulation de zinc:

Armeria maritima est connue pour sa tolérance et ses capacités de bioaccumulation d'ETM (Schwartz *et al.*, 2001). Elle est considérée comme une bonne bioindicateur de la présence de cuivre dans les sols (Neumann *et al.*, 1995), mais également comme pouvant accumuler des quantités significatives de zinc dans ses parties aériennes (plus de 900 $\mu\text{g/g}$ de MS dans les parties aériennes pour *Armeria maritima* poussant sur des pelouses d'anciennes fonderies (Schwartz *et al.*, 2001)). Ici l'accumulation de zinc suit la même évolution que la production de biomasse fraîche pour *Armeria maritima* dans notre essai, avec un maximum de près de 120 $\mu\text{g/g}$ de MS à 1 g/L de NaCl dans la solution nutritive (figure 4.10). Ces concentrations sont relativement faibles comparées à celles observées par Bedell *et al.* (2014a) dans un essai de 60 après implantation de graines d'*Armeria maritima* sur un sédiment de dragage de zone d'estuaire (près de 500 $\mu\text{g/g}$ de MS). Ce sédiment de dragage contient plus de 2 000 mg/kg de Zn, ce qui suggère que *Armeria maritima* a des capacités d'accumulation supérieures pour une exposition supérieure en zinc.

Armeria maritima représente néanmoins une bonne candidate pour la phytoremédiation, par phytostabilisation, de métaux dans le domaine routier, comme suggéré par Bedell *et al.* (2014a).

Les résultats des expériences menées avec *Armeria maritima* permettent de tirer plusieurs conclusions en vue de la conception d'une solution d'assainissement utilisant les capacités épuratoires de cette plante :

- *Armeria maritima* montre une **excellente tolérance à la salinité** dans la gamme employée, représentative de la salinité des eaux de ruissellement routières, avec notamment une germination non affectée et une production de biomasse sèche stimulée par des concentrations en NaCl comprises entre 1 et 10 g/L. Seule la mortalité est significativement plus élevée pour les pots exposés au NaCl que pour les témoins ;
- La **production de biomasse et l'accumulation de sodium** dans les parties aériennes sont certes **satisfaisantes**, mais le produit de ces deux paramètres donne un rendement d'extraction relativement faible qu'il convient maintenant d'optimiser ;
- Les **capacités d'accumulation du zinc** dans les parties aériennes d'*Armeria maritima* sont **confirmées** et ce paramètre est à explorer pour favoriser la stabilisation ou l'extraction des ETM en plus de la phytodésalinisation.

4.3.3 Résultats obtenus avec *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. : phytostabilisation ou phytoextraction par filtres plantés ou marais artificiels

Atriplex halimus et *Atriplex hortensis* L. ont été testées pour la germination, la survie, la croissance et la bioaccumulation de cations et d'ETM. L'exposition au NaCl est représentative des conditions rencontrées en sortie des bassins de rétention des eaux de ruissellement routières (concentrations dans la solution d'arrosage de 0 ; 0,5 ; 1 ; 2 g/L). L'objectif est de tester l'implantation potentielle d'*Atriplex halimus* et

Atriplex hortensis L. dans un système de filtre planté ou sur des marais flottant directement mis en place dans les bassins de rétention existants afin de stabiliser et/ou absorber le NaCl sur place avant le rejet dans le milieu.

Deux essais complets ont pu être conduits, l'un incluant seulement la contamination au NaCl (Essai 1), le second incluant une contamination en zinc dont la concentration a été fixée à 1 mg/L dans la solution d'arrosage (Essai 2).

4.3.3.1 Germination et survie d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L.

Les taux de germination observés pour *Atriplex halimus* sont compris entre 74 et 82 % et la survie des jeunes plantules entre 90 et 100 % (figure 4.12). La salinité de la solution nutritive n'a pas d'effet significatif sur la germination ou la survie chez *Atriplex halimus* dans la gamme de salinité utilisée lors de l'essai.

Aucun délai n'est observé dans la germination, toutes les graines germent entre le jour 4 et le jour 21, et la mortalité a lieu entre les jours 21 et 60.

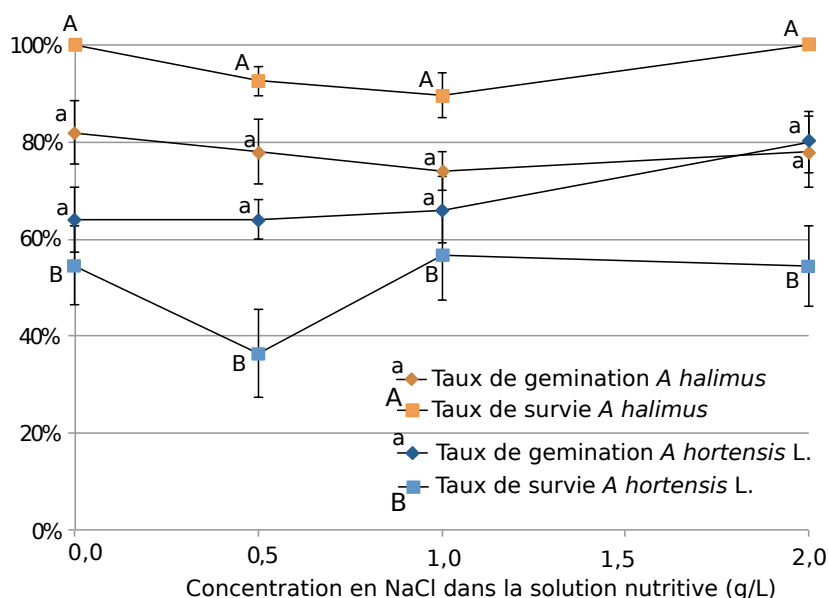


FIGURE 4.12: Effet de la salinité sur la germination des graines et la survie chez *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

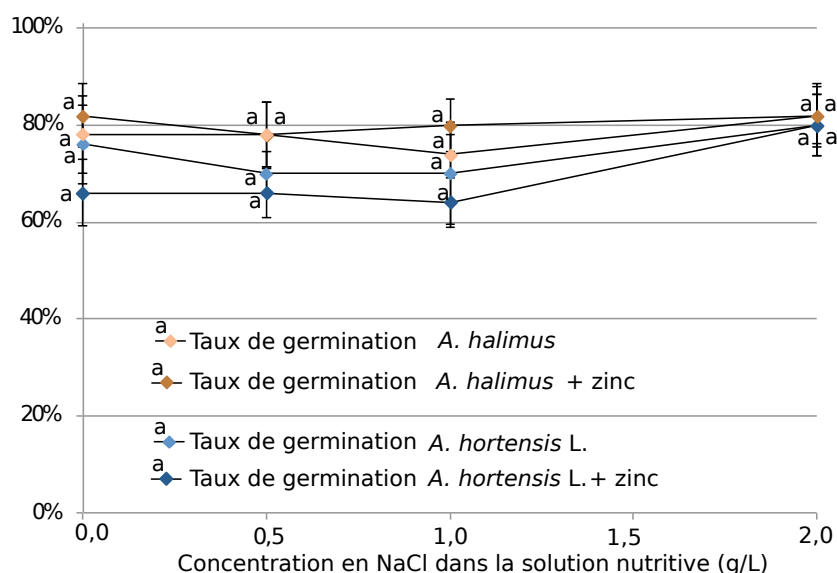
Pour *Atriplex hortensis* L., les taux de germination observés sont compris entre 64 et 80 % et les taux de survie entre 36 et 57 % (figure 4.12). L'exposition au NaCl n'a pas d'effet significatif sur la germination ou la survie pour *Atriplex hortensis* L. dans la gamme utilisée pour cet essai.

Aucun délai n'est observé dans la germination (toutes les graines germent entre le jour 3 et le jour 16).

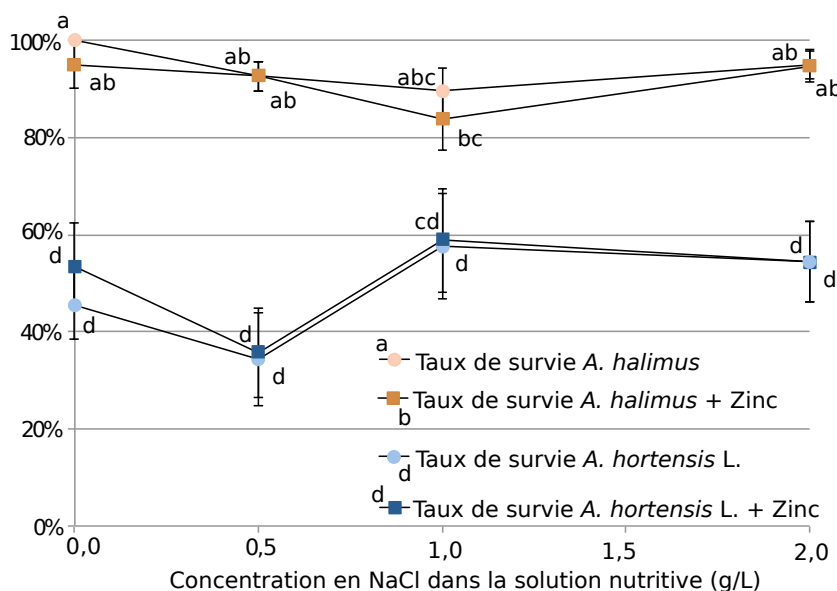
Les taux de germination pour les deux espèces étudiées ne présentent pas de différences significatives et sont relativement élevés (entre 60 et 82 %) avec une valeur maximale pour *Atriplex halimus* à 0 g/L de NaCl et pour *Atriplex hortensis* L. à 2 g/L de NaCl. En revanche, le taux de survie d'*Atriplex halimus* est significativement plus élevé que celui observé pour *Atriplex hortensis* L. après 60 jours. Le taux de survie

pour *Atriplex hortensis* L. est toujours inférieur à 60 % et est minimal pour une exposition de 0,5 g/L de NaCl dans la solution nutritive, pour *Atriplex halimus* le taux de survie est toujours supérieur à 90 %.

Le second essai est effectué dans les mêmes conditions, chaque réplicat étant doublé d'une nouvelle contamination au zinc (à 1 mg/L dans la solution nutritive). Les résultats pour la germination et la croissance sont présentés en figure 4.13.



(a)



(b)

FIGURE 4.13: Effet de la salinité et d'une contamination au zinc sur la germination des graines et la survie chez *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différente, $p \leq 0,05$)

Les taux de germination pour *Atriplex halimus* sont compris entre 78 et 82 % avec ou sans exposition au zinc. Les taux de germination pour *Atriplex hortensis* L. sont compris entre 76 et 80 % sans exposition au zinc et entre 66 et 80 % avec exposition au zinc. Pour les deux espèces et l'ensemble des expositions, aucune différence significative n'est observée dans les taux de germination. Aucun effet de la salinité ni de l'exposition au zinc n'est relevé. Il apparaît tout de même que la germination pour *Atriplex hortensis* L. est supérieure pour les pots non contaminés au zinc par rapport aux pots contaminés pour chaque concentration en NaCl utilisée dans l'essai (hormis 2 g/L où les taux sont comparables), sans que ce résultat soit statistiquement significatif.

Aucune différence entre les deux espèces n'apparaît clairement pour le taux de germination.

Concernant le taux de survie, les valeurs observées pour *Atriplex halimus* sont comprises entre 90 et 100 % sans exposition au zinc et entre 84 et 95 % avec exposition au zinc. La seule différence significative chez *Atriplex halimus* est observée entre le traitement à 0 g/L de NaCl sans zinc et le traitement à 1 g/L de NaCl avec zinc. Les autres modalités ne présentent pas de différences statistiquement significatives entre elles.

Les taux de survie pour *Atriplex hortensis* L. sont compris entre 34 et 58 % sans exposition au zinc et entre 36 et 59 % avec exposition au zinc. L'exposition au NaCl et/ou au zinc n'a pas d'effet significatif sur la germination ou la survie pour *Atriplex hortensis* L. dans la gamme utilisée pour cet essai.

Hormis pour le traitement à 1 g/L en NaCl avec exposition au zinc (où la différence n'est pas significative), *Atriplex halimus* présente pour tous les traitements en NaCl, avec ou sans zinc, un taux de survie significativement plus élevé que *Atriplex hortensis* L.

Les observations faites lors de l'Essai 1 sont globalement similaires sur l'Essai 2. Seul le taux de germination pour *Atriplex hortensis* L. semble supérieur lors de l'Essai 1 par rapport à l'Essai 2. Les variations dans les valeurs relevées et la variabilité pour chaque modalité sont comparables entre les deux essais.

Discussion :

Des résultats similaires à ceux observés lors des deux essais pour *Atriplex halimus* ont été rapportés par [Debez et al. \(2001\)](#) qui ont mesuré des taux de germination supérieurs à 80 % pour des concentrations en NaCl supérieures à celles employées dans nos essais (jusqu'à 5 g/L). Généralement, *Atriplex halimus* nécessite une salinité élevée dans son environnement pour une croissance optimale ([Walker et al., 2014](#)), mais nos résultats démontrent une survie élevée malgré des expositions au NaCl en faible concentration.

Des taux de germination élevés (supérieurs à 80 %) ont également été enregistrés pour *Atriplex hortensis* L. exposée à des concentrations en NaCl jusqu'à 10 g/L ([Mandak, 2003](#)). Une inhibition de la croissance à des salinités élevées (dépassant 5 g/L) ont également été rapportées aux premiers stades du développement des plantules ([Wilson et al., 2000](#)), mais aucune mortalité n'a été mentionnée. Ces résultats confirment que la salinité dans la gamme employée dans nos essais (représentative des conditions rencontrées dans les bassins de rétention des eaux de ruissellement routières) n'influence pas la germination d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L.

Par ailleurs, la contamination en zinc n'a pas non plus d'effet significatif sur la mortalité ou la germination des espèces étudiées. Des effets toxiques du zinc sont rapportés par [Kachout et al. \(2009\)](#) pour des concentrations variant de 650 à 6500 $\mu\text{g/L}$ dans la solution nutritive d'arrosage des plantes pour *Atriplex hortensis* L. Ces effets ne sont pas visibles ici. *Atriplex halimus* est, quant à elle, connue

pour sa tolérance au zinc et sa capacité à germer malgré une exposition à des concentrations 100 fois supérieures à celles employées dans notre étude (Marquez-Garcia *et al.*, 2013).

Une mortalité élevée des plantules pourrait être un problème majeur dans le développement d'un filtre planté d'halophytes, mais moins de 5 % de la mortalité enregistrée pour *Atriplex hortensis* L. l'est après le jour 30. De plus, la mortalité n'est pas consécutive à l'exposition au NaCl ou à la contamination en zinc. Par conséquent, la qualité des eaux de ruissellement routières concernant les concentrations en NaCl et en zinc n'est pas un facteur limitant pour la survie des plantules d'*Atriplex halimus* ou *Atriplex hortensis* L.

Le problème de la germination ou de la survie des jeunes plantules pourrait par ailleurs être réglé en augmentant la densité de graines implantées ou en implantant directement des plants à un stade de croissance plus avancé sur les filtres.

Pour conclure, la germination et la survie des deux espèces étudiées ne sont pas significativement affectées par l'augmentation de la salinité dans la gamme testée (0 - 2 g/L en NaCl), mais les taux de germination et survie sont systématiquement plus faibles pour *Atriplex hortensis* L. que pour *Atriplex halimus*. Par conséquent, les deux *Atriplex* testées sont capables de germer et de croître dans un filtre planté utilisé pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières.

4.3.3.2 Croissance et consommation d'eau : effet du stress salin sur *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L.

Les masses fraîche (MF) et sèche (MS) après 60 j d'essais pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. sont représentées figure 4.14.

La MF moyenne des plantes après 60 j d'essais est comprise entre 41 et 71 mg/plante pour *Atriplex halimus* et entre 207 et 406 mg/plante pour *Atriplex hortensis* L. Elle présente une très forte variabilité pour *Atriplex hortensis* L. Un effet significatif de la salinité est relevé pour *Atriplex hortensis* L., les témoins présentant une MF significativement plus faible que les pots contaminés avec du NaCl (aucune différence n'est visible en revanche entre 0,5 et 2 g/L en NaCl). Pour *Atriplex halimus*, une concentration à 0,5 et 1 g/L entraîne une augmentation non significative de la MF/plante. À 2 g/L, le NaCl en solution dans la solution nutritive a un effet inhibant sur la croissance.

Les valeurs de MS moyennes sont comprises entre 2,5 et 9,5 mg/plante pour *Atriplex halimus* et entre 15,8 et 33,9 mg/plante pour *Atriplex hortensis* L. Une forte variabilité est observée pour *Atriplex hortensis* L. Aucune différence significative n'est observée entre les traitements pour *Atriplex hortensis* L. L'augmentation de la salinité stimule significativement la MS d'*Atriplex halimus* avec des MS/plante comprises entre 9 et 10 mg pour les traitements à 1 et 2 g/L.

Pour tous les traitements, la MF et la MS sont significativement plus faibles pour *Atriplex halimus* que pour *Atriplex hortensis* L. Par ailleurs, pour les deux espèces, la MF et la MS sont toujours maximales pour une concentration de 1 g/L en NaCl.

Les MF et MS après 60 jours de l'Essai 2 sont représentées figure 4.15.

Pour l'Essai 2, la MF moyenne des plantes après 60 j (figure 4.15), sans contamination par le zinc, est comprise entre 27 et 37 mg/plante pour *Atriplex halimus* (a) et entre 135 et 289 mg/plante pour *Atriplex hortensis* L. (c). Lorsque la concentration en zinc est de 1 mg/L, la MF moyenne des plantes après 60 j est comprise entre 24 et 39 mg/plante pour *Atriplex halimus* (a) et entre 152 et 273 mg/plante

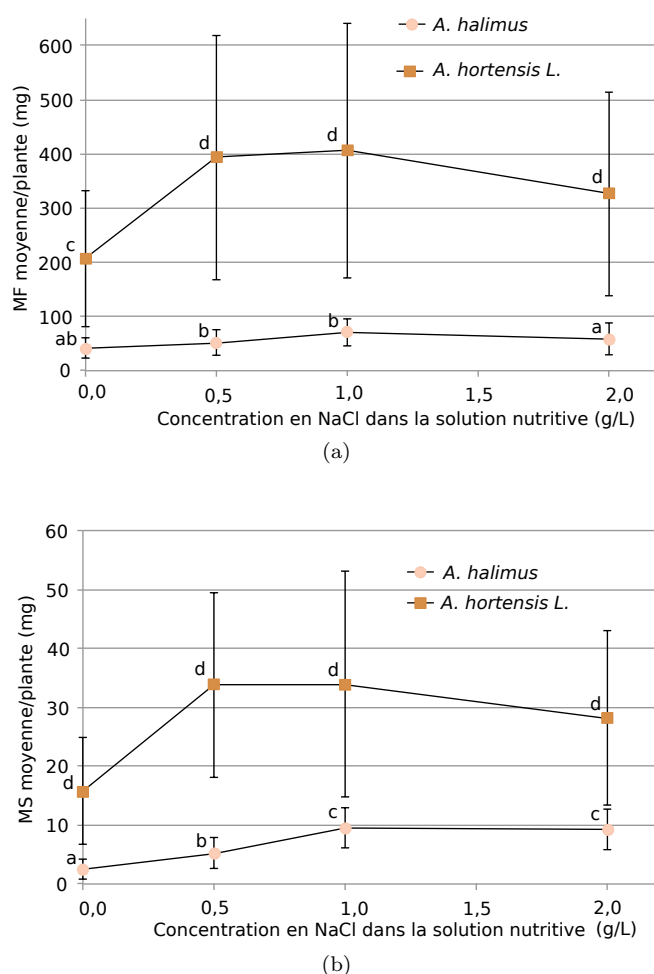


FIGURE 4.14: Masse Fraîche (a) et Masse Sèche (b) moyennes par plante pour les parties aériennes chez *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. lors de l'Essai 1 en fonction du traitement en NaCl après 60 j (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$)

pour *Atriplex hortensis* L. (c).

Si une importante variabilité est observée pour *Atriplex halimus* dans les MF mesurées, une stimulation significative de la production de MF est toutefois visible sous l'effet du NaCl. En effet, avec ou sans contamination au zinc, la MF est significativement plus faible pour le témoin que pour les pots traités avec 0,5 ; 1 ou 2 g/L en NaCl. Aucune différence significative n'est visible pour *Atriplex halimus* et la valeur la plus élevée de MF est observée à 2 g/L en NaCl.

La variabilité pour la MF de *Atriplex hortensis* L. est également très élevée et si aucun effet significatif du NaCl n'est relevé pour les concentrations de 0,5 et 1 g/L en NaCl, la MF est significativement plus élevée pour le traitement à 2 g/L (avec ou sans zinc) que pour le témoin. Aucun effet significatif du zinc n'est relevé.

Concernant la MS moyenne, les valeurs sont comprises entre 2,2 et 2,9 mg/plante pour *Atriplex halimus* (b) et entre 13,9 et 23,9 mg/plante pour *Atriplex hortensis* L. (d) sans contamination par le zinc. Avec une contamination en zinc, la MS est comprise entre 2,0 et 3,1 mg/plante pour *Atriplex halimus* et entre 14,3 et 23,3 mg/plante pour *Atriplex hortensis* L. Une forte variabilité est observée pour *Atriplex*

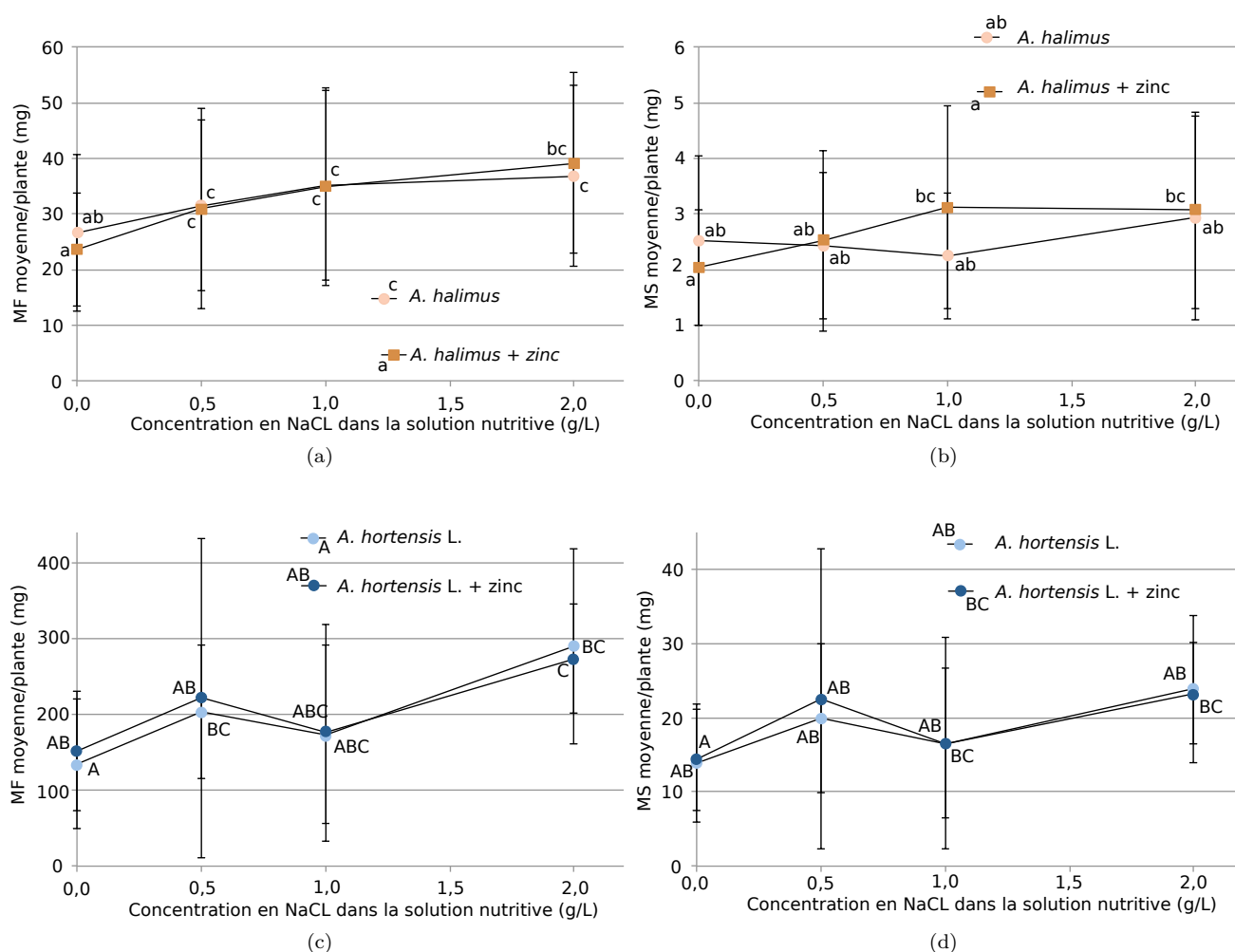


FIGURE 4.15: Masse Fraîche (gauche) et Masse Sèche (droite) moyennes par plante dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* (haut) et *Atriplex hortensis* L. (bas) lors de l'Essai 2 en fonction du traitement en NaCl et de la contamination au zinc après 60 jours (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

halimus et *Atriplex hortensis* L. Aucune influence significative de la salinité n'est observée pour *Atriplex halimus* non contaminée au zinc. En revanche pour les pots contaminés au zinc, l'augmentation de la salinité de la solution d'arrosage stimule significativement la production de MS. Concernant *Atriplex hortensis* L., l'augmentation de la salinité n'a pas d'effet significatif pour les plantes non contaminées par le zinc. Pour les plantes contaminées par le zinc, la salinité stimule significativement la production de MS de la plante avec des MS par plante comprises entre 16,6 et 23,3 mg pour les traitements à 1 et 2 g/L (contre 14,3 mg/plante à 0 g/L en NaCl).

Pour tous les traitements, la MF et la MS sont significativement plus faibles pour *Atriplex halimus* que pour *Atriplex hortensis* L. Par ailleurs, pour les deux espèces, la MF et la MS sont toujours maximales pour une concentration en NaCl dans la solution nutritive de 2 g/L, excepté pour la MS d'*Atriplex halimus* contaminée par le zinc qui est équivalente à celle observée en cas de traitement à 1 g/L en NaCl.

La teneur en eau (TE) moyenne des parties aériennes est représentée en fonction de la salinité de la solution nutritive pour les parties aériennes dans la figure 4.16 pour l'Essai 1 et dans la figure 4.17 pour l'Essai 2.

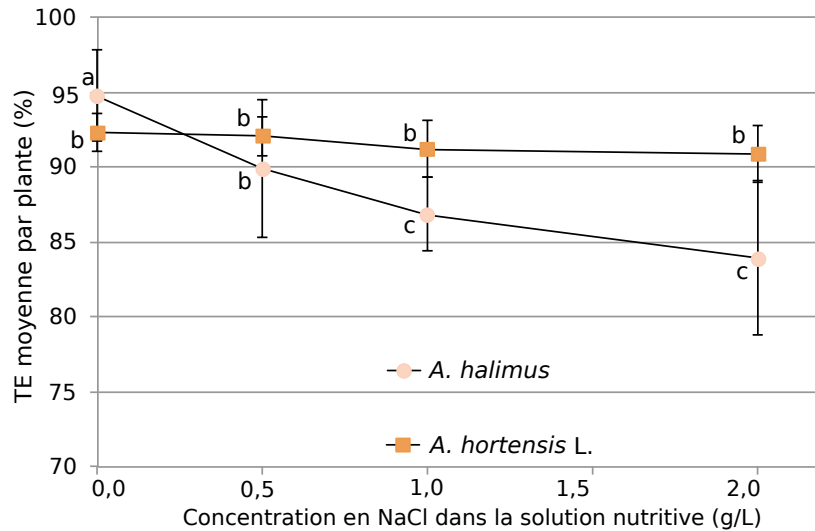


FIGURE 4.16: Teneur en Eau moyenne des parties aériennes chez *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis L.* en fonction de la concentration en NaCl dans la solution nutritive lors de l'Essai 1 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

À l'issue de 60 j de l'Essai 1, la TE moyenne pour les parties aériennes évolue de manière différente pour les deux espèces :

- *Atriplex halimus* : la TE décroît significativement avec l'augmentation de la salinité de la solution nutritive, avec des valeurs diminuant de 95 % pour le témoin à 84 % pour 2 g/L en NaCl;
- *Atriplex hortensis L.* : la TE n'est pas significativement affectée par la salinité de la solution nutritive et les valeurs sont comprises entre 91 et 92 %.

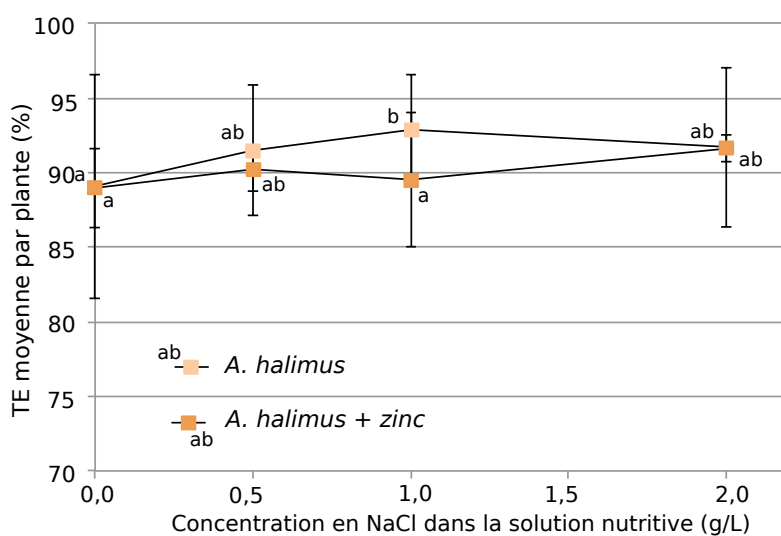
Les 60 jours de l'Essai 2 montrent une évolution différente de la TE moyenne pour les parties aériennes des deux espèces :

- *Atriplex halimus* : la TE est comprise entre 89 et 93 % sans contamination en zinc et entre 89 et 92 % avec contamination en zinc. Seul un traitement se distingue des autres, à 1 g/L en NaCl sans zinc, le traitement où la TE est la plus élevée.
- *Atriplex hortensis L.* : la TE est comprise entre 89 et 92 % sans contamination en zinc et entre 89 et 91 % avec contamination en zinc. Les traitements avec et sans zinc à 2 g/L en NaCl sont légèrement distincts des témoins, la différence étant peu significative.

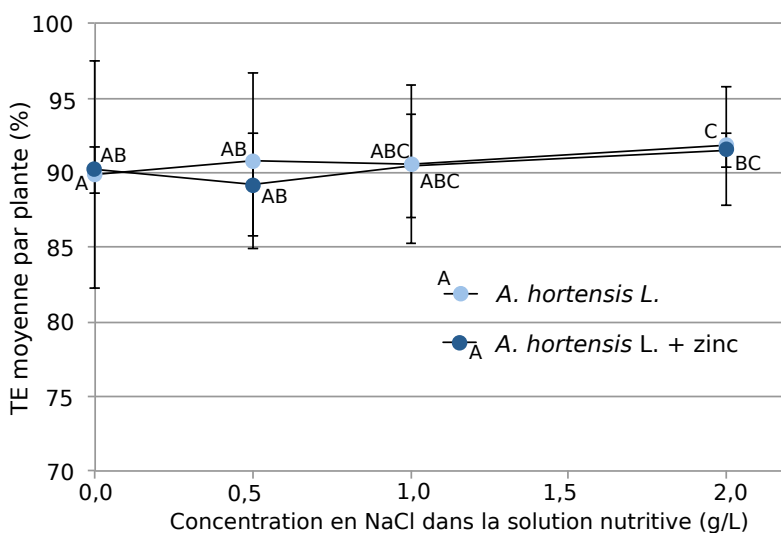
Si l'on compare les traitements un à un, la TE d'*Atriplex halimus* est significativement plus élevée que la TE d'*Atriplex hortensis L.* pour le témoin et les traitements à 0,5 et 1 g/L en NaCl (avec et sans zinc) et équivalente pour le traitement à 2 g/L en NaCl (avec ou sans zinc).

Discussion :

L'augmentation de la production de MS observée pour *Atriplex halimus* liée à l'augmentation de la



(a)



(b)

FIGURE 4.17: Teneur en Eau moyenne des parties aériennes d'*Atriplex halimus* (a) et *Atriplex hortensis L.* (b) en fonction de la concentration en NaCl et de la contamination au zinc dans la solution nutritive lors de l'Essai 2 (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

salinité est également observée par Bajji *et al.* (1998) à 8,7 g/L en NaCl comparé au témoin (0 g/L en NaCl).

Pour les deux essais, la production de biomasse d'*Atriplex hortensis L.* après 60 j est inférieure aux valeurs rapportées dans la littérature. Hassine *et Lutts* (2010) ont obtenu plus de 300 mg/plante 55 j après l'implantation des graines, avec ou sans traitement au NaCl. Nedjimi *et Daoud* (2009) rapportent quant à eux des valeurs de plus de 130 mg/plante 35 j après exposition des graines dans un système de culture hydroponique. Ceci démontre que la production de biomasse peut être augmentée en modifiant les paramètres nutritifs.

Si la tendance n'est pas aussi claire pour *Atriplex hortensis L.* que pour *Atriplex halimus*, la production

de MS est supérieure pour les plantes exposées au NaCl à celle du témoin, pour toutes les modalités avec ou sans contamination au zinc. Bien que non systématiquement significatif, le NaCl dans la gamme employée semble avoir un effet promoteur sur la croissance des deux espèces d'*Atriplex* testées. Le même type d'observation a été fait pour *Atriplex hortensis* L. pour une concentration en NaCl entre 0 et 2,9 g/L dans la solution nutritive: la MS des parties aériennes par plante après 100 j augmente avec la salinité (la MS à 2,9 g/L en NaCl représentant 173 % de la MS à 2 g/L) (Jeschke et Stelter, 1983).

Pour les deux essais, et pour toutes les modalités de traitement, la MF et la MS sont significativement plus élevées pour *Atriplex hortensis* L. que pour *Atriplex halimus*. Ces résultats s'expliquent par la biologie des deux plantes. *Atriplex hortensis* L. est une plante annuelle à croissance rapide pouvant parfois atteindre 1 m de haut et dont la production de biomasse aérienne annuelle est de 13 t/ha, alors qu'*Atriplex halimus* est une espèce ligneuse pérenne (d'une hauteur pouvant dépasser 2 m) dont la production de biomasse annuelle peut atteindre 10 t/ha. (Carlsson, 1980 ; Jeschke et Stelter, 1983 ; Walker *et al.*, 2014). Ces différences dans la croissance et la production de biomasse, ainsi que dans les cycles biologiques des deux espèces, entraîneront une différence dans l'entretien du système d'assainissement routier exploitant leur capacité. La période et la fréquence de récolte des plantes en seront modifiées. Ces paramètres doivent être investigués dans le détail pour déterminer la meilleure solution pour optimiser le rendement du système.

Malgré une faible production de biomasse totale, aucune inhibition de la croissance n'est attribuable à la salinité dans la gamme utilisée. D'autres paramètres peuvent expliquer cette croissance relativement faible, paramètres qui pourront servir de base à la réflexion à mener pour optimiser la production de biomasse de ces halophytes :

- l'apport de nutriments par la solution d'Hoagland : le sable utilisé est quasiment complètement dépourvu de nutriment. Les seuls nutriments fournis à la plante le sont donc par la solution nutritive utilisée pour l'hydratation des plantes. Hassine et Lutts (2010) utilisent par exemple une solution 5 fois plus concentrée pour leurs essais ;
- la qualité du sol : le sable est représentatif des matériaux utilisés dans les filtres plantés utilisés pour l'assainissement d'eaux pluviales, mais sa texture est plus grossière que la texture des sols généralement utilisés pour la culture de ce type de plantes : Hassine et Lutts (2010) utilisent un sol composé de 50 % de sable, 25 % de limons, 25 % d'argiles, Kachout *et al.* (2011) utilisent eux 50 % de sable, 10 % de limons, 12 % d'argile ;
- le dispositif expérimental : bien que peu représentatif de la réalité, les systèmes de culture hydroponiques sont souvent utilisés dans les expériences en conditions contrôlées pour simuler la réponse d'une espèce à un stress (Hassine et Lutts, 2010 ; Jeschke et Stelter, 1983). Ce genre de dispositif pourrait permettre une production de biomasse augmentée, et possède l'avantage de simuler efficacement une technique basée sur les marais flottants (Ladislas *et al.*, 2015). Le manque de retour d'expérience sur les marais flottants nous a orienté vers la simulation d'un filtre planté mais cette solution mérite aussi d'être explorée.

Pour être utilisées en phytoextraction, les plantes doivent produire suffisamment de biomasse et donner un rendement d'extraction de polluants satisfaisant. La conception du système de traitement doit donc prendre en compte ces paramètres (qualité du substrat, hauteur d'eau, période pour l'implantation des graines, *etc.*) pour l'optimisation de la croissance des plantes (Morteau *et al.*, 2009). La modification de la texture du sol et de la nutrition pourrait être obtenue en réalisant un mélange de sable et de

compost par exemple. Dans ce cas, il convient de garder à l'esprit l'importance du rejet ou de la rétention de polluants (en particulier dû à la présence de matière organique) dû à l'ajout de compost.

Par ailleurs, la salinité (dans une gamme de concentrations représentatives de la qualité des eaux de bassin de rétention routier) n'a pas d'effet inhibiteur sur la croissance d'*Atriplex hortensis* L. et dans certains cas peut même stimuler la croissance d'*Atriplex halimus*. La concentration en NaCl des eaux de bassin de rétention ne devrait donc pas être un facteur limitant pour la croissance des plantes dans un système de phytoremédiation des eaux en domaine routier.

Pour la TE d'*Atriplex halimus*, des résultats similaires à ceux de l'Essai 1 ont été rapportés dans une gamme de salinité plus large (de plus de 80 ‰ sans NaCl à moins de 70 ‰ à 34,8 g/L en NaCl) pour *Atriplex halimus* (Bajji *et al.*, 1998).

Pour la TE d'*Atriplex hortensis* L., une diminution significative est rapportée dans une gamme de salinité plus large (de 90 ‰ sans NaCl à 87 ‰ à 15 g/L en NaCl pour *Atriplex hortensis* var. *purpurea* et de 90 ‰ sans NaCl à 83 ‰ à 15 g/L en NaCl pour *Atriplex hortensis* var. *rubra*) (Kachout *et al.*, 2011). Si l'on considère la gamme de salinité de nos essais, Kachout *et al.* (2011) ont eu les mêmes résultats ne montrant aucun effet sur la TE pour les deux variétés d'*Atriplex hortensis* testées. De la même manière, Shekhawat *et al.* (2006) rapportent une TE non affectée par la salinité pour *Atriplex hortensis* L. (TE entre 70 et 72 ‰ pour une concentration en NaCl variant entre 0 et 6 g/L).

La diminution de la TE lors de l'Essai 1 pour *Atriplex halimus* est associée à une augmentation de la production de biomasse lorsque la salinité augmente. Ceci démontre une meilleure efficacité de la consommation d'eau suggérant que la croissance d'*Atriplex halimus* est stimulée par le NaCl dans la gamme de concentration de notre essai. La TE n'est pas affectée pour *Atriplex hortensis* L., tout comme la production de biomasse, confirmant les résultats de Glenn *et al.* (2012) qui montrent que *Atriplex hortensis* L. a un profil de tolérance au sel correspondant à celui des miohalophytes³. Ceci démontre, une fois de plus, la bonne tolérance d'*Atriplex hortensis* L. à une gamme de salinité représentative de la qualité de l'eau dans les bassins de rétention routiers.

De la même manière, la contamination en zinc n'a pas d'effet significatif sur la croissance et les relations hydriques chez *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. La seule différence observée est une TE supérieure pour *Atriplex halimus* non contaminée au zinc par rapport aux plants contaminés à 1 g/L en NaCl dans la solution nutritive.

Nos résultats suggèrent également qu'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. présentent des mécanismes de tolérance au NaCl différents au moins pour partie. *Atriplex hortensis* L. dilue les ions dans ses tissus en maintenant sa TE élevée, tandis qu'*Atriplex halimus* pourrait contrôler le stress osmotique par des stratégies de compartimentation interne, à l'échelle des organes ou à l'échelle cellulaire (Walker *et al.*, 2014).

Ces deux essais démontrent que pour une gamme de salinité représentatives des conditions rencontrées dans les bassins d'assainissement routiers, *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. présentent une tolérance au NaCl permettant une croissance normale et une production de biomasse satisfaisante. Aucune inhibition de la croissance ne peut être attribuée ni à l'augmentation de la salinité, ni à la contamination en zinc, et des mécanismes de protection performant ont été visibles pour les deux espèces. En plus de la tolérance

³Capables de croître à des salinités élevées, mais dont la croissance est inhibée à partir d'un seuil de salinité dépendant de l'espèce

nécessaire à l’implantation des végétaux dans des systèmes d’assainissement routiers, leur capacités de bioaccumulation sont un facteur capital pour leur utilisation en phytoremédiation.

4.3.3.3 Bioaccumulation de Na, K, Ca, Mg et Cl dans les parties aériennes de la plante

Les concentrations en cations majoritaires accumulés dans les parties aériennes pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. lors de l’Essai 1 sont représentées sur la figure 4.18.

Les concentrations en Na⁺ et Cl⁻ dans la solution nutritive sont respectivement de : 0,004 et 0,650 mg/L à 0 g/L en NaCl, 197 et 303 mg/L à 0,5 g/L, 394 et 606 mg/L à 1 g/L, 788 et 1 212 mg/L à 2 g/L.

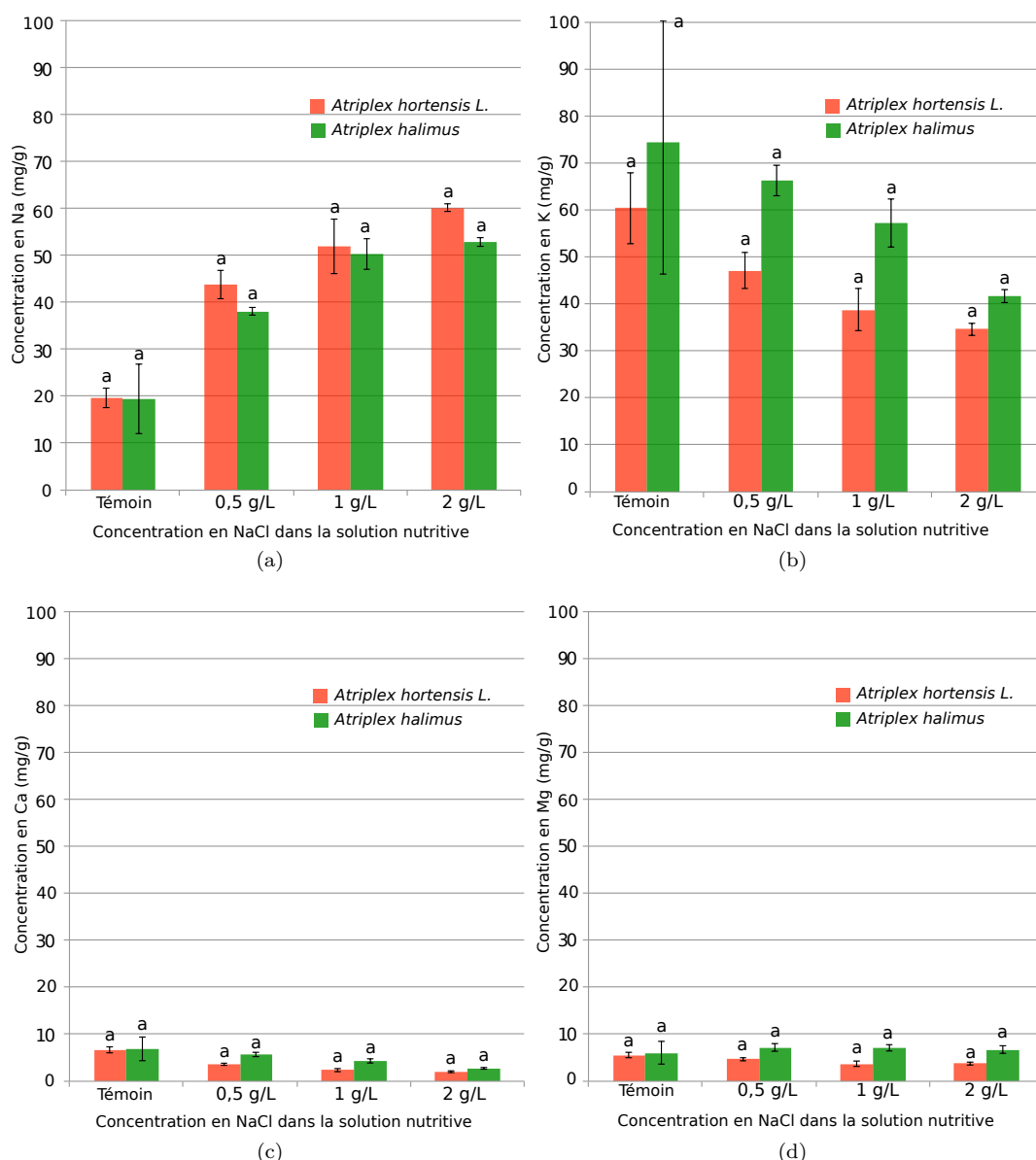


FIGURE 4.18: Accumulation de Na, K, Ca et Mg dans les parties aériennes d’*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. lors de l’Essai 1 en fonction du traitement en NaCl après 60 jours d’essai (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

Les concentrations en Na⁺ dans les parties aériennes après 60 j augmentent avec la salinité de la solution nutritive pour les deux *Atriplex* (de 19 à 53 mg/g pour *Atriplex halimus* et de 20 à 60 mg/g pour *Atriplex hortensis* L.). Cette augmentation n'est pas significative pour les deux espèces et il n'existe pas de différence significative entre les deux espèces.

La concentration en K⁺ dans la solution nutritive est de 23,5 mg/L pour tous les traitements, la concentration en Ca²⁺ est de 16,0 mg/L et pour Mg²⁺ 4,9 mg/L (ces cations sont présents uniquement dans la solution nutritive, et non dans la contamination ajoutée). Les concentrations en K⁺ dans les parties aériennes après 60 j diminuent avec la salinité de la solution nutritive pour les deux *Atriplex* testées (de 74 à 42 mg/g pour *Atriplex halimus* et de 60 à 35 mg/g pour *Atriplex hortensis* L.). Cette diminution n'est pas significative pour les deux espèces et il n'existe pas de différence significative entre les deux espèces.

Les concentrations en Ca²⁺ et Mg²⁺ dans les parties aériennes sont systématiquement inférieures à 10 mg/g et aucun effet significatif du traitement en NaCl n'est observé. La tendance observée pour K⁺ est similaire pour Ca²⁺ (dans des proportions moindres), mais non observée pour Mg²⁺ qui ne semble pas être affecté par la présence de NaCl ou sa concentration.

L'augmentation de l'accumulation de Na⁺ et la diminution de l'accumulation de K⁺ mènent à une augmentation importante du rapport molaire Na/K dans les parties aériennes (figure 4.19). Le rapport Na/K augmente de 0,44 pour le témoin à 2,16 à 2 g/L en NaCl pour *Atriplex halimus* et de 0,55 pour le témoin à 2,95 à 2 g/L et NaCl pour *Atriplex hortensis* L.

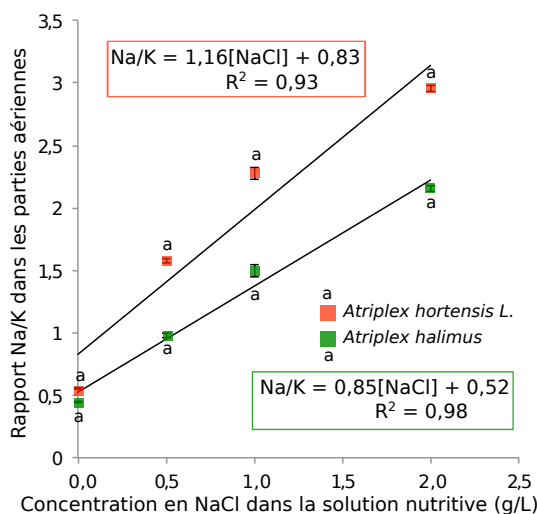


FIGURE 4.19: Rapport Na/K chez *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en mg/L) lors de l'Essai 1, Na⁺ et K⁺ sont exprimés en mmol/g de MS pour le calcul (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, p ≤ 0,05).

Nos résultats mettent en évidence une évolution linéaire du ratio Na/K en fonction de la concentration en NaCl dans la solution nutritive pour *Atriplex halimus*, lors de l'Essai 1. Le profil de variation pour *Atriplex hortensis* L. est moins évident et pourrait témoigner d'une différence de stratégie de tolérance entre les deux plantes. Par ailleurs, la variabilité du rapport Na/K est très limitée.

Chlorure :

La concentration en Cl⁻ dans les parties aériennes après 60 j pour *Atriplex halimus* et *Atriplex*

hortensis L. lors de l'Essai 1 augmente avec la salinité de la solution nutritive (de 3 à 13 mg/g pour *Atriplex halimus* et de 0 à 23 mg/g pour *Atriplex hortensis* L.) (figure 4.20.a.). Il n'y a pas de différence significative entre les deux espèces.

Les concentrations en Cl^- sont relativement faibles si l'on considère le traitement appliqué, la concentration en cations et des résultats rapportés dans la littérature qui font état d'une quasi équivalence entre l'accumulation de Na^+ et l'accumulation de Cl^- pour les espèces testées (Glenn *et al.*, 2012 ; Kachout *et al.*, 2011).

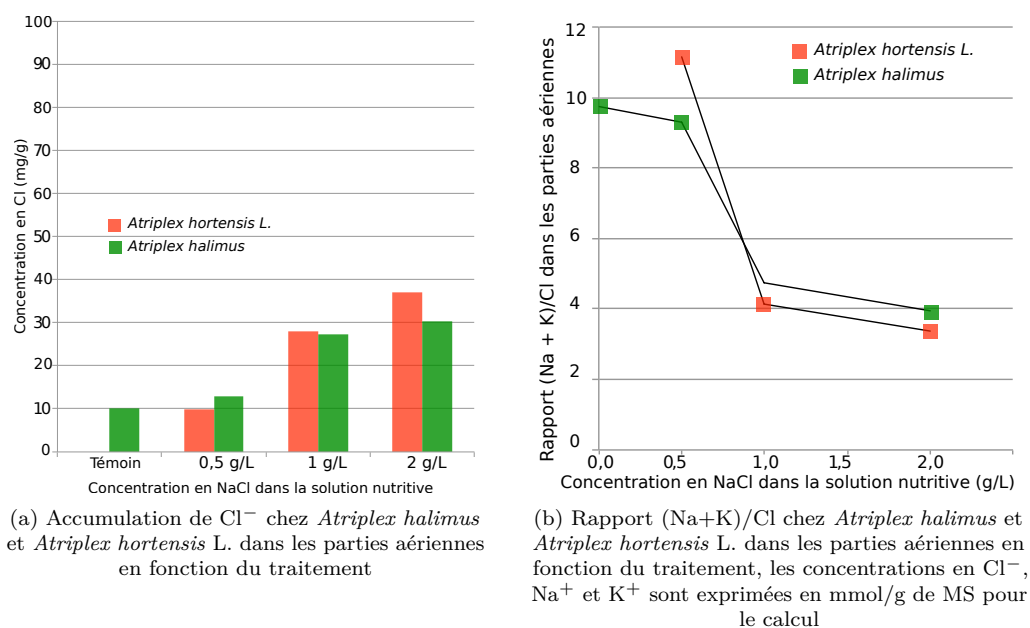


FIGURE 4.20: Phytoaccumulation de chlorure et ajustements osmotiques dans les parties aériennes pour l'Essai 1

L'équilibre osmotique a été observé en utilisant le ratio calculé à partir de l'équation 4.2. Le ratio dépasse une valeur de 9 pour les 2 espèces pour un traitement en NaCl de 0 ou 0,5 g/L. A 1 g/L, le ratio est de 4,7 et 4,1 respectivement pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L., il est de 3,9 et 3,4 respectivement pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. à 2 g/L.

Une nouvelles fois le rapport est toujours supérieur à 1. Na^+ et K^+ étant les cations majoritaires, le chlorure n'est pas l'anion majoritaire dans l'Essai 1. Des mesures de concentrations en ion nitrate et phosphate pourraient permettre une meilleure compréhension des équilibres osmotiques et de l'accumulation de chlorure dans la plante. Afin d'effectuer ces mesures, une méthode d'extraction différente devra être mise en place (l'extraction à HNO_3 étant problématique pour la quantification des anions par des méthodes chromatographiques couramment utilisées).

Pour l'Essai 2, les concentrations en cations majoritaires accumulés dans les parties aériennes pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. sont représentées sur la figure 4.21.

Les concentrations en Na^+ dans les parties aériennes après 60 j augmentent avec la salinité de la solution nutritive pour les deux *Atriplex* :

- sans contamination au zinc : de 17 à 67 mg/g pour *Atriplex halimus* et de 14 à 68 mg/g pour *Atriplex hortensis* L.;

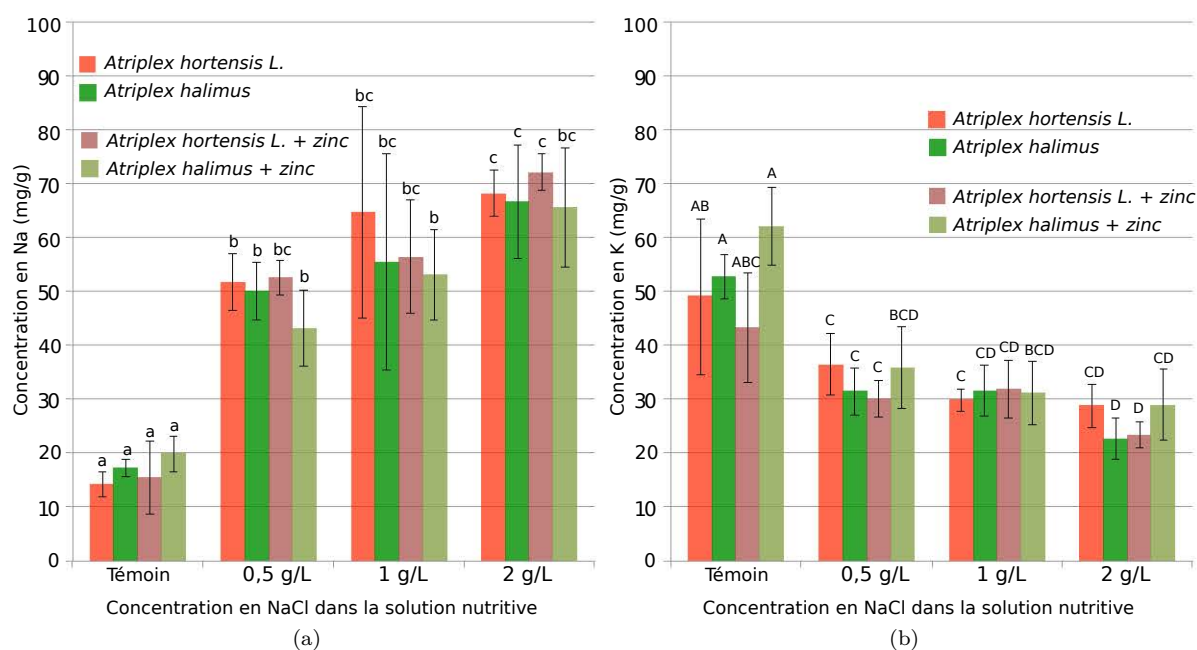


FIGURE 4.21: Accumulation de Na et K dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis L.* en fonction du traitement en NaCl et de la contamination au zinc lors de l'Essai 2 après 60 jours d'essai (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

- avec contamination au zinc : de 20 à 66 mg/g pour *Atriplex halimus* et de 15 à 72 mg/g pour *Atriplex hortensis L.*

Cette augmentation est significative pour les deux espèces. En effet, la présence de NaCl dans la solution nutritive entraîne une augmentation significative de l'accumulation de Na^+ dans les parties aériennes pour les deux espèces avec ou sans zinc. Sans contamination en zinc, on constate de plus une accumulation significativement plus importante pour les deux espèces à 2 g/L qu'à 0,5 g/L en NaCl.

Les concentrations en K^+ dans les parties aériennes après 60 j diminuent avec la salinité de la solution nutritive pour les deux *Atriplex* testées :

- sans contamination au zinc : de 53 à 23 mg/g pour *Atriplex halimus* et de 48 à 29 mg/g pour *Atriplex hortensis L.*;
- avec contamination au zinc : de 62 à 29 mg/g pour *Atriplex halimus* et de 43 à 23 mg/g pour *Atriplex hortensis L.*

Cette diminution est significative pour les deux espèces. En effet, pour chaque traitement et chaque espèce, l'accumulation de K^+ est toujours significativement plus faible pour le traitement à 2 g/L que pour le témoin.

Les concentrations en Ca^{2+} et Mg^{2+} (non présentées ici) dans les parties aériennes de la plante sont systématiquement inférieures à 10 mg/g et aucun effet significatif du traitement en NaCl n'est observé. La tendance observée pour K^+ est similaire pour Ca^{2+} (dans des proportions moindres), mais non observée pour Mg^{2+} .

Il n'existe pas de différence significative dans l'accumulation de sodium et de potassium entre les deux espèces si l'on considère les traitements un à un.

Bien qu'aucune différence significative d'accumulation de Na^+ et K^+ ne puisse être attribuée à la contamination en zinc, l'accumulation de Na^+ est systématiquement plus faible, et l'accumulation de K^+ plus forte, pour les plants d'*Atriplex hortensis* L. contaminés par le zinc et dont le traitement en NaCl est supérieur ou égal à 0,5 g/L.

Le rapport Na/K est représenté dans la figure 4.22 pour toutes les modalités de l'Essai 2.

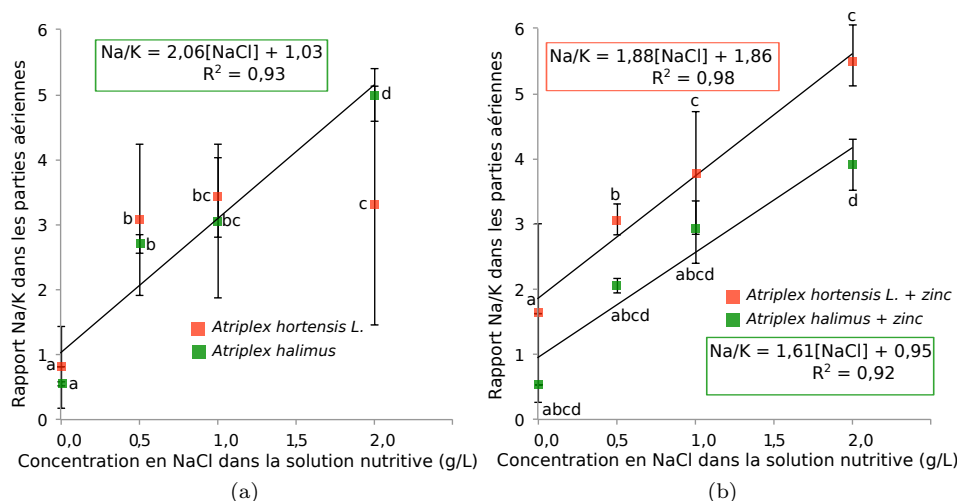


FIGURE 4.22: Rapport Na/K chez *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. dans les parties aériennes en fonction du traitement (NaCl en mg/L) et de la contamination en zinc lors de l'Essai 2, Na^+ et K^+ sont exprimés en mmol/g de MS pour le calcul (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

Le rapport Na/K augmente de 0,56 à 0 g/L en NaCl à 5,00 à 2 g/L en NaCl pour *Atriplex halimus* et de 0,81 à 0 g/L en NaCl à 3,30 à 2 g/L et NaCl pour *Atriplex hortensis* L. sans contamination au zinc. Le rapport Na/K augmente de 0,54 à 0 g/L en NaCl à 3,91 à 2 g/L en NaCl pour *Atriplex halimus* et de 1,63 à 0 g/L en NaCl à 5,51 à 2 g/L et NaCl pour *Atriplex hortensis* L. avec contamination au zinc.

L'augmentation est significative pour tous les cas (sauf pour *Atriplex halimus* contaminé au zinc) mais aucune différence significative n'est observée entre les plantes contaminées par le zinc et les plantes non contaminées par le zinc.

Discussion :

Les concentrations en Na^+ mesurées dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. sont relativement élevées si l'on considère le traitement appliqué lors des 2 essais et les résultats de précédents travaux de recherche. En effet, pour *Atriplex halimus*, les concentrations en Na^+ sont similaires à celles mesurées par Lefèvre *et al.* (2009) qui démontrent également que le Na^+ (apporté par NaNO_3 ou NaCl) stimule la croissance des plantes. Pour *Atriplex hortensis* L., des résultats similaires en termes d'accumulation de Na^+ sont rapportés par Glenn *et al.* (2012), dans des conditions de salinité plus sévères (5 g/L dans la solution nutritive).

Kachout *et al.* (2011) ont observé une accumulation de K^+ similaire à celle rapportée dans nos résultats pour *Atriplex hortensis* L., avec une concentration en NaCl plus élevée dans la solution nutritive, alors que Shekhawat *et al.* (2006) rapportent une accumulation de K^+ toujours comprise entre 10,5 et

12,5 mg/g pour des traitements en NaCl compris entre 0 et 6 g/L dans la solution nutritive d'hydratation des plantes. Le ratio Na/K augmente tout de même avec la salinité pour les deux auteurs (de 0,12 à 0 g/L en NaCl à 0,90 à 2 g/L en NaCl pour *Atriplex hortensis* L. (Shekhawat *et al.*, 2006)), ce qui confirme nos résultats.

Bien que le maintien d'un rapport molaire Na/K faible soit capital pour le fonctionnement métabolique à l'échelle cellulaire, les deux espèces d'*Atriplex* testées dans notre étude disposent de mécanismes de tolérance permettant d'en limiter l'influence sur leur croissance. Cela pourrait être dû à une compartimentation dans des excroissances foliaires particulières ou dans les feuilles les plus âgées de la plante, le Na^+ étant contenu hors des centres métaboliques fonctionnels de la plante (Jeschke et Stelter, 1983).

La relation linéaire observée pour le rapport Na/K lors de l'Essai 1 est similaire à l'évolution rapportée pour des glycophytes comme l'avocatier (Mickelbart *et al.*, 2007), ce qui suggère que les deux espèces d'*Atriplex* testées ne disposent pas de mécanismes de tolérance basés sur l'exclusion de sel (caractéristique fondamental pour une utilisation pour la phytoextraction de sels).

La régression linéaire pour *Atriplex hortensis* L. non contaminée par le Zn lors de l'Essai 2 n'est pas représentée car mauvaise. Dans tous les cas la relation linéaire représente mieux l'évolution du rapport Na/K pour *Atriplex halimus* que pour *Atriplex hortensis* L. Ce résultat suggère que pour une salinité supérieure à 1 g/L, *Atriplex hortensis* L. met en place des mécanismes de défenses supplémentaires différents de ceux observés chez *Atriplex halimus* comme le suggèrent Kachout *et al.* (2011).

L'observation de la relation entre le rapport molaire Na/K et la production de biomasse fraîche permet de tirer des conclusions quant à la tolérance des plantes au stress osmotique. Un ajustement linéaire est représenté en figure 4.23 pour *Atriplex halimus*.

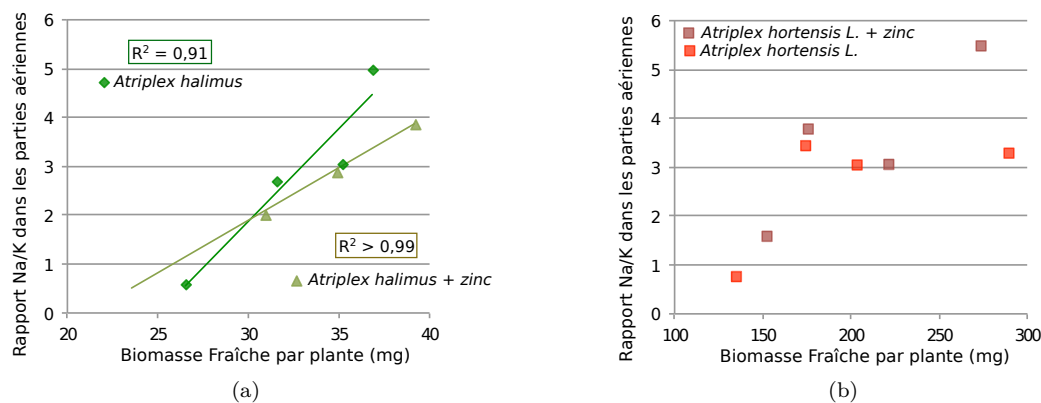


FIGURE 4.23: Ajustement linéaire entre le rapport molaire Na/K et la MF par plante après 60 jours pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. lors de l'Essai 2.

La corrélation linéaire entre le rapport Na/K et la MF est mauvaise pour *Atriplex hortensis* L. (non représenté sur la figure), mais présente un coefficient directeur positif, normalement rencontré sur des espèces halophytes d'après (Asch *et al.*, 2000). Pour *Atriplex halimus*, le coefficient directeur est aussi positif, et la corrélation très bonne entre le rapport Na/K et la MF ($R^2 = 0,91$ sans contamination par le zinc, $R^2 = 0,99$ avec contamination par le zinc).

Ce profil de variation et la très bonne corrélation entre les deux paramètres pour *Atriplex halimus* démontrent de nouveau qu'elle présente une tolérance élevée au stress osmotique causé par une augmentation de salinité. Ceci suggère par ailleurs, de nouveau, que sa stratégie de résistance à la salinité élevée n'est pas basée sur l'exclusion. Le profil observé pour *Atriplex hortensis* L. ne permet pas de conclure

pour cette espèce.

Les résultats de bioaccumulation permettent de calculer un facteur de bioconcentration (voir équation 1.1 page 37) pour les traitements au NaCl (tout le Na⁺ apporté par la solution nutritive est considéré comme disponible, le Na⁺ contenu initialement dans le sol est négligé). Les résultats sont présentés dans le tableau 4.6. Le rendement est calculé comme le pourcentage de Na⁺ extrait (c'est à dire contenu dans les parties aériennes de la plante) et le Na⁺ total apporté.

TABLEAU 4.6: Facteur de bioconcentration (FBC) et rendement d'extraction en sodium pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. en fonction du traitement NaCl et de la contamination en zinc pour les Essais 1 et 2

	Traitement (NaCl en g/L)	<i>Atriplex halimus</i>		<i>Atriplex hortensis</i> L.	
		FBC	Rendement (%)	FBC	Rendement (%)
Essai 1	0,5	28,2	3,6	11,2	8,9
	1,0	26,4	3,8	12,8	7,8
	2,0	45,2	2,2	22,0	4,6
Essai 2	0,5	57,2	1,7	13,6	7,4
	1,0	117	0,9	27,1	3,7
	2,0	134	0,8	77,2	1,3
Essai 2 + zinc	0,5	62,9	1,6	15,7	6,4
	1,0	72,9	1,4	69,8	1,4
	2,0	130	0,8	72,3	1,3

Dans tous les cas observés, le rendement d'extraction du sodium après 60 j est meilleur pour *Atriplex hortensis* L. que pour *Atriplex halimus*. Par ailleurs, l'effet du zinc est peu significatif (hormis pour *Atriplex hortensis* L. à 1 g/L où il semble diminuer le rendement global d'extraction de Na⁺).

Malgré une accumulation importante de sodium dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L., le rendement est relativement faible pour tous les cas (toujours inférieur à 10 %). Afin de maximiser ce rendement, il conviendra de se concentrer sur l'augmentation de la production de biomasse de la plante, encore relativement faible après 60 j dans les conditions de notre essais.

La comparaison des deux essais, avec introduction d'une contamination au zinc ou non, permet de tirer deux conclusions majeures :

- **L'augmentation de l'accumulation de Na⁺ en fonction de la salinité pour les deux espèces est bien significative** pour l'Essai 2 (5 réplicats sont réalisés pour la mesure dans l'Essai 2 contre 3 seulement dans l'Essai 1, ce qui explique la non significativité des différences dans l'Essai 1).
- **La contamination en zinc à 1 mg/L dans la solution nutritive n'a pas d'effet significatif sur l'accumulation de Na⁺ ni a priori sur la capacité de la plante à tolérer un stress osmotique important.** Aucun effet multi-stress n'est observé.

Les deux espèces d'*Atriplex* utilisées dans nos essais ont donc **une tolérance satisfaisante à la contamination au zinc** dans une gamme représentant les concentrations observées dans les réseaux d'assainissement routiers étudiés dans ce travail de thèse à Chenevières, au bord de la RN 59.

Pour être utilisées en phytoremédiation, les plantes sélectionnées doivent être capables d'accumuler des quantités de Na^+ suffisantes dans les parties aériennes de la plante, et tolérer des variations de salinité (qui peuvent perturber la nutrition des plantes). Nos résultats font état d'une accumulation en Na^+ (et dans une moindre mesure en Cl^-) et d'une réponse des plantes à l'augmentation de la salinité du milieu prometteuse. Cependant, d'autres paramètres doivent être testés avant de passer à l'étape d'un site pilote.

4.3.3.4 Bioaccumulation de Ni et Zn dans les parties aériennes de la plante

Les concentrations en zinc et en nickel dans les parties aériennes de *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. lors de l'Essai 1 sont représentées en figure 4.24.

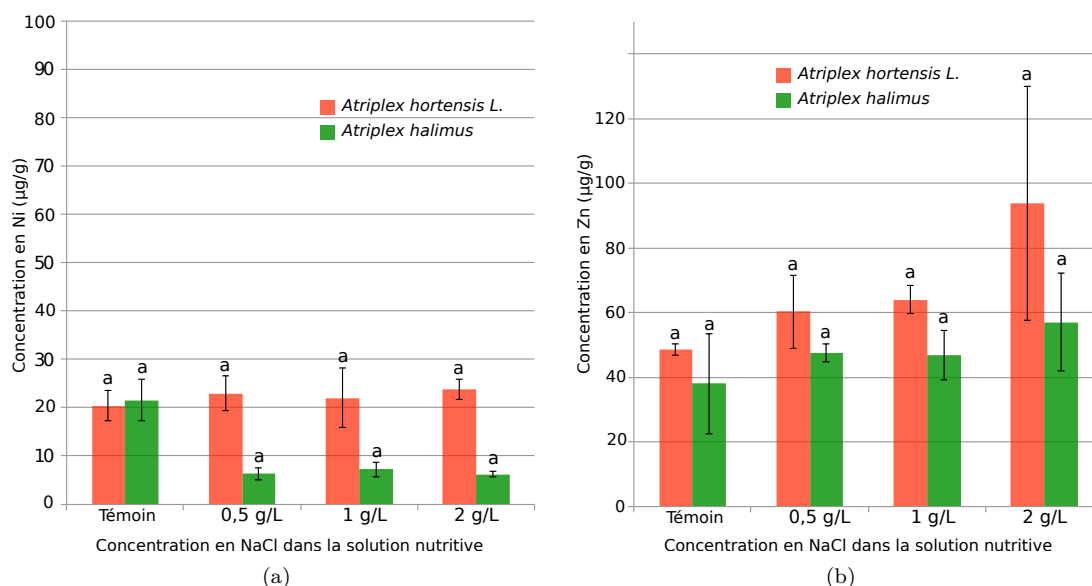


FIGURE 4.24: Accumulation de Zn et Ni dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. en fonction du traitement (NaCl en mg/L) et de la contamination en zinc (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

L'augmentation de la concentration en NaCl dans la solution nutritive a des effets divers sur l'accumulation d'ETM dans les tissus et les organes des plantes. En effet, bien que l'effet observé ne soit pas statistiquement significatif, l'augmentation de la salinité de 0 à 2 g/L est associée à une augmentation de l'accumulation de zinc dans les parties aériennes des deux espèces étudiées (pour *Atriplex halimus* de 38 µg/g (0 g/L en NaCl) à 57 µg/g (2 g/L en NaCl) et pour *Atriplex hortensis* L. de 49 µg/g (0 g/L) en NaCl à 94 µg/g (2 g/L en NaCl)). L'accumulation est plus élevée pour *Atriplex hortensis* L. que *Atriplex halimus* pour tous les traitements (la différence n'est pas significative).

L'accumulation de nickel chez *Atriplex halimus* est inhibée par la présence de NaCl dans la solution nutritive. Les concentrations dans les parties aériennes des plantes traitées au NaCl (à toutes les concentrations testées) sont inférieures à 10 µg/g de MS, et supérieures à 20 µg/g de MS pour le témoin.

Nos résultats ne démontrent aucun effet de la salinité sur l'accumulation de nickel chez *Atriplex*

hortensis L. (concentration dans les parties aériennes comprises entre 20 et 24 $\mu\text{g/g}$ pour tous les traitements).

Les halophytes ont non seulement été suggérées pour une utilisation en phytodésalinisation mais également pour la phytoextraction ou la phytostabilisation des ETM dans les sols (Manousaki et Kalogerakis, 2011). Nos résultats démontrent que bien qu'aucun ajout significatif de zinc ou de nickel n'ait été effectué dans la solution nutritive (pas de nickel dans la solution nutritive, 5 $\mu\text{g/L}$ de zinc dissous dans la solution), les deux espèces d'*Atriplex* testées ont été capables d'accumuler des quantités significatives de ces ETM.

Pour l'Essai 2, le zinc est le seul ETM mesuré dans des proportions significatives dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* après 60 jours. Les concentrations mesurées sont reportées en figure 4.25.

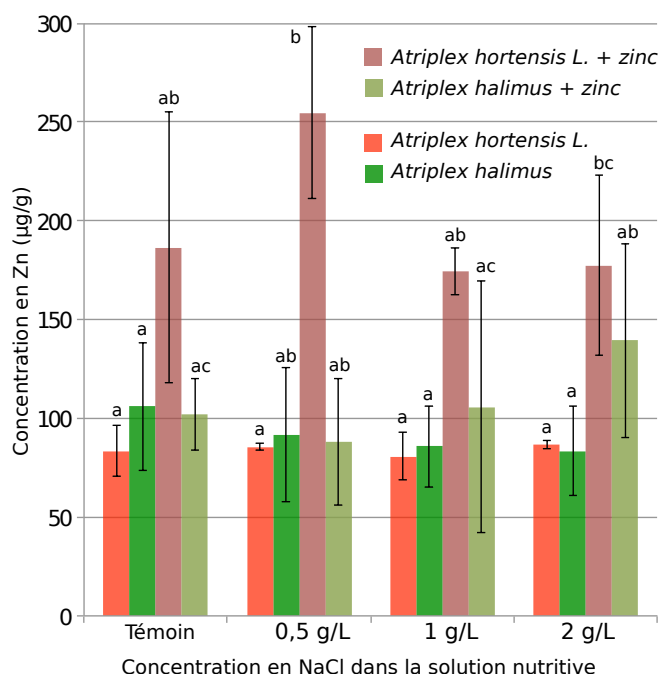


FIGURE 4.25: Accumulation de Zn dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. en fonction du traitement (NaCl en mg/L) et de la contamination en zinc (les valeurs partageant le même symbole ne sont pas significativement différentes, $p \leq 0,05$).

Le zinc est le seul ETM mesuré dans des proportions significatives dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. après 60 j. Des traces de nickel et de cuivre sont également détectées (à des concentrations toujours inférieures à 5 $\mu\text{g/g}$). La concentration mesurée pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. non exposées à une contamination en zinc est toujours comprise entre 86 et 103 $\mu\text{g/g}$, et aucune différence significative n'est observée entre les deux espèces. Aucune différence significative dans l'accumulation n'est attribuable à la concentration en NaCl dans la solution nutritive.

Pour les plantes contaminées au zinc, les réponses des deux espèces présentent des différences :

- *Atriplex halimus* : aucune différence significative n'est observée avec les plantes non contaminées au zinc, néanmoins, pour des concentrations en NaCl de 1 et 2 g/L dans la solution nutritive, l'accumulation en zinc est supérieure pour les plants contaminés (106 et 139 $\mu\text{g/g}$ à 1 et 2 g/L respectivement avec contamination au zinc contre 83 et 87 à 1 et 2 g/L respectivement sans contamination au zinc) ;
- *Atriplex hortensis* L. : l'accumulation est maximale pour un traitement à 0,5 g/L en NaCl (255 $\mu\text{g/g}$). L'accumulation de zinc est toujours supérieure (pour le témoin et tous les traitements en NaCl) pour les plants contaminés par rapport aux plants non contaminés au zinc (différence significative à 0,5 et 2 g/L en NaCl dans la solution nutritive).

Aucune différence significative n'est notée entre les deux espèces sans contamination en zinc. Néanmoins, l'accumulation de zinc est en moyenne supérieure pour *Atriplex halimus* sans contamination en zinc, alors que pour le cas où une contamination à 1 mg/L en zinc est appliquée dans la solution nutritive, l'accumulation de zinc est en moyenne supérieure pour *Atriplex hortensis* L.

Discussion :

L'accumulation de zinc dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* lors de nos essais est similaire à celle observée par [Manousaki et Kalogerakis \(2009\)](#) pour le cadmium, qui rapportent un effet stimulateur du NaCl sur la bioaccumulation de cadmium, contrairement au plomb non affecté par le NaCl. Bien que cette augmentation ne soit pas visible pour l'Essai 2 et que les mécanismes restent peu clairs, plusieurs hypothèses peuvent être faites concernant l'influence du NaCl sur l'accumulation de métaux chez les halophytes ([Lefèvre et al., 2009](#)). Le NaCl pourrait déclencher une réponse physiologique de la plante qui modifierait les fonctions et propriétés des systèmes racinaires en relation avec les composantes osmotiques et ioniques des mécanismes de stress salin. Le NaCl pourrait aussi modifier la biodisponibilité des métaux comme le zinc et le cadmium (notamment par échange ionique ou complexation avec l'ion Cl^-) modifiant ainsi l'accumulation par la plante ([Lefèvre et al., 2009](#)).

Ces mécanismes méritent des investigations supplémentaires, l'influence n'étant pas confirmée ([Lefèvre et al. \(2009\)](#) faisant état d'une inhibition de l'accumulation de cadmium contrairement à [Manousaki et Kalogerakis \(2009\)](#)).

De la même manière, une réponse physiologique de la plante ou une influence chimique du NaCl dans le substrat pourrait être impliquée dans la bioaccumulation de nickel chez *Atriplex halimus* (de manière similaire aux résultats rapportés par [Lefèvre et al. \(2009\)](#)).

Nos résultats ne démontrent pas d'effet de la salinité sur l'accumulation de nickel chez *Atriplex hortensis* L. (les concentrations dans les parties aériennes étant comprises entre 20 et 24 $\mu\text{g/g}$ pour tous les traitements).

Concernant l'effet de la contamination en zinc sur l'accumulation de zinc dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. : si aucun effet significatif n'est observé pour *Atriplex halimus*, la présence de 1 mg/L de zinc dans la solution nutritive stimule significativement l'accumulation de zinc dans les parties aériennes.

Nos résultats démontrent que même pour des concentrations d'exposition très faibles, *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. sont capables d'accumuler des quantités significatives de zinc, et probablement de nickel. Ces premiers résultats appellent des expérimentations supplémentaires :

- Expériences avec une plus large gamme de concentration en zinc et/ou plusieurs métaux cibles (Cd, Cr, Cu et Ni notamment),
- Mesures d'ETM totaux et mobiles dans les substrats des essais après 60 jours pour étudier plus en détail l'effet du NaCl sur l'accumulation de métaux par les halophytes.

Les résultats obtenus lors des essais menés sur *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. permettent de tirer plusieurs conclusions utiles pour la conception d'une solution d'assainissement utilisant les capacités épuratoires de ces plantes :

- *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. montrent une excellente tolérance à la salinité dans la gamme employée (représentative de la salinité des eaux de bassin de rétention routiers), avec : une germination non affectée pour les deux espèces, une production de biomasse sèche stimulée par des concentrations en NaCl comprises entre 0,5 et 2 g/L pour *Atriplex halimus* et non affectée pour *Atriplex hortensis* L. (augmentation non significative et un taux de survie non significativement affecté par l'augmentation de salinité) ;
- La production de biomasse est relativement limitée dans les conditions de l'essai, il convient maintenant d'optimiser les paramètres nutritionnels pour augmenter la production de biomasse ;
- Les deux espèces peuvent accumuler des quantités importantes de sodium et des quantités relativement élevées de chlorure. Les valeurs observées pour les conditions de salinité testées sont donc satisfaisantes, mais méritent des investigations supplémentaires pour optimiser l'accumulation ;
- Les capacités d'accumulation du zinc dans les parties aériennes d'*Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. sont confirmées et sont à explorer pour favoriser la stabilisation ou l'extraction des ETM en plus de la phytodésalinisation ;
- La présence d'une contamination au zinc dans la solution nutritive ne remet pas en cause ces résultats, et elle a même pour conséquence une accumulation significativement plus importante de zinc par *Atriplex hortensis* L. ;
- La production de biomasse et l'accumulation de sodium, de chlorure et de zinc est plus importante pour *Atriplex hortensis* L. que pour *Atriplex halimus* dans tous les cas (de manière significative pour la production de biomasse et l'accumulation de zinc).

4.4 Discussion générale et conclusions

L'utilisation des halophytes en phytoremédiation en général et en phytodésalinisation en particulier a été suggérée depuis quelques années dans des cadres divers. Cependant, à notre connaissance, son adaptation à la problématique des fondants routiers a été seulement évoquée dans le contexte spécifique d'une zone polluée par ailleurs par les phosphates dans la région de Laval au Canada (Mortreau *et al.*, 2014).

Son développement pourrait présenter de nombreux avantages dans le cadre de la protection de la ressource en eau, enjeu majeur en Europe notamment dans le cadre de l'application de la Directive

Cadre sur l'Eau⁴. Elle offre par ailleurs l'avantage de permettre une épuration des eaux vis à vis d'autres polluants cibles comme les ETM.

Dans ce chapitre, trois espèces d'halophytes ont été testées afin de valider leur tolérance à la pollution routière (en particulier due aux fondants routiers) et d'effectuer des essais en première approche concernant leur capacité de phytoextraction du sodium et des chlorures.

4.4.1 Phytoextraction de sodium et phytostabilisation du zinc dans les réseaux de collecte des eaux de ruissellement

Armeria maritima, halophyte stricte, possède les caractéristiques physiologiques et morphologiques qui la rendent utilisable pour l'épuration des eaux dans les cunettes ou fossés enherbés en bord de route.

Les résultats des essais de germination, croissance et bioaccumulation démontrent que :

- *Armeria maritima* est résistante aux conditions de salinité rencontrées dans les fossés enherbés en bord de route, et que, dans ces conditions, elle peut germer, survivre croître normalement ;
- *Armeria maritima* accumule du sodium et des ETM dans ses parties aériennes dans des quantités significatives ;
- Les rendements d'extraction de sodium sont encore peu élevés, mais un certain nombre de paramètres peuvent être modifiés pour améliorer ces rendements ;
- L'utilisation d'*Armeria maritima* pour la phytodésalinisation des eaux de ruissellement routières et la phytostabilisation d'ETM (suggérée dans la littérature) est prometteuse et mérite des investigations supplémentaires.

Vu les quantités de fondants routiers épandus, la production de biomasse et les capacités d'accumulation d'*Armeria maritima*, et l'emprise disponible pour les réseaux de collecte des eaux de ruissellement en milieu routier, cette solution pourrait permettre une amélioration importante de la qualité de l'eau mais pas une extraction performante de NaCl si l'optimisation de la croissance et de la bioaccumulation n'est pas effective. Cette solution peut néanmoins être complétée avec l'utilisation d'autres espèces dans des systèmes d'assainissement complémentaires installés dans les bassins existants (marais flottants), ou entre les bassins existants et le milieu récepteur.

4.4.2 Phytoextraction de sodium, de chlorure et de zinc dans un système d'assainissement complémentaire des bassins de rétention existants

Atriplex halimus et *Atriplex hortensis* L. sont deux espèces considérées comme potentiellement utilisables en phytoremédiation et phytodésalinisation. Les résultats de nos essais appuient ces affirmations en montrant que :

- *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. tolèrent parfaitement les conditions de salinité rencontrées dans les bassins de rétention des eaux de ruissellement routières, ainsi qu'une contamination en zinc représentative des concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement routières en bordure de la RN 59. En effet, la germination et la production de biomasse ne sont pas inhibées dans les

⁴Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

conditions d'exposition des plantes lors de nos essais, et la présence de mécanismes de tolérance a pu être démontrée ;

- *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. accumulent des quantités significatives de sodium, chlorure et zinc, la salinité stimulant l'accumulation de sodium et de chlorure, alors que la contamination en zinc stimule l'accumulation de zinc pour *Atriplex hortensis* L. seulement ;
- *Atriplex hortensis* L. a montré une production de biomasse et une accumulation de NaCl et de zinc supérieure à *Atriplex halimus* pour un meilleur rendement par conséquent. Néanmoins, les rendements d'extraction observés dans nos essais restent relativement faibles (toujours inférieurs à 10 %). Un certain nombre de paramètres peuvent être modifiés pour améliorer ce rendement ;
- L'utilisation d'*Atriplex halimus* et a fortiori d'*Atriplex hortensis* L. pour la phytodésalinisation et la phytoextraction de zinc est prometteuse et mérite des investigations supplémentaires.

4.4.3 Développement d'une solution d'assainissement par phytoremédiation

Afin de valider le potentiel des halophytes pour la phytoremédiation en domaine routier démontré dans cette thèse, de nombreux verrous scientifiques doivent encore être levés. Les questions suivantes doivent notamment faire l'objet d'une réflexion approfondie :

- La tolérance des espèces utilisées aux stress potentiellement rencontrés dans les régions concernées par l'épandage de sel : en plus de leur tolérance au stress osmotique, de nombreuses halophytes ont démontré une tolérance élevée à des stress abiotiques divers (Parida et Das, 2005). *Armeria maritima*, *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. sont toutes connues pour leur tolérance élevée au stress hydrique Kachout et al. (2009) ; Neumann et al. (1995) ; Walker et al. (2014). *Atriplex hortensis* L. et *Armeria maritima* étant des annuelles, leur résistance au gel n'est pas primordiale pour la conception du système d'assainissement. *Atriplex halimus* quant à elle est également connue pour sa tolérance au gel (Walker et al. (2008) évoquant une résistance jusqu'à -18 °C). Cette tolérance devra faire l'objet d'une validation expérimentale simulant les conditions des futurs lieux d'implantation potentielle des filtres plantés d'halophytes.
- Le devenir de la biomasse après bioaccumulation de NaCl : la question de la gestion des déchets issu de la solution d'assainissement proposée est une question majeure pour juger de la viabilité du système. En effet, pour être efficace, le système doit permettre la collecte et la valorisation des parties aériennes des plantes au moment optimal pour une phytoextraction maximale. Si la question de la période de collecte optimale nécessite d'autres expérimentations avant d'être traitée, la valorisation pourra être effectuée par plusieurs voies déjà identifiées dans la littérature. Ainsi *Atriplex halimus* a par exemple été valorisée en tant que fourrage pour des espèces d'ovidés (Le Houerou, 1992) (type de valorisation qui sera soumis à la mesure des ETM sous des seuils acceptables pour nourrir les animaux). *Atriplex hortensis* L. a également été citée dans ce cadre (Benzarti et al., 2013). Concernant la possible valorisation énergétique, *Atriplex halimus* présente une biomasse à valeur calorifique relativement importante, avec plus de 17 kJ/g de MS pour les tiges ligneuses (Walker et al., 2014), mais la quantité de cendre produite pour cette espèce dans les conditions de notre expérimentation doit encore être déterminée. Enfin, le compostage des parties aériennes est possible sous réserve de respect de seuil de pollution permettant un bon fonctionnement biologique de la digestion des déchets (Galvez et al., 2014).

- L'efficacité du système, en terme de rendement et de cycle de vie : afin de valider la rentabilité globale de la méthode, une analyse complète du cycle de vie du procédé devra être effectuée. Une attention particulière sera portée sur les intrants (engrais ou compost apporté sur le filtre initial, dont l'apport pourrait être confirmé par des expérimentations menées avec des eaux de bassin de rétention pour tester leur apport en nutriment pour les plantes) et les déchets valorisables ou non (comme la biomasse produite citée précédemment). Le rendement global du système est également un point majeur de l'évaluation de la viabilité de cette méthode.

Le rendement d'un système de filtre planté d'espèces d'*Atriplex* peut être évalué à partir des estimations de production de biomasse optimales données dans la littérature et des valeurs de bioaccumulation mesurées dans nos expériences. Ainsi on obtient :

- Pour *Atriplex halimus* : la masse de NaCl à extraire est assimilée à la masse récoltée dans les systèmes d'assainissement routier calculée pour le bassin de Chenevière (voir Chapitre 2), c'est à dire au maximum environ 2 500 kg sur un hiver particulièrement rigoureux (soit environ 1 000 kg de Na⁺ et 1 500 kg de Cl⁻), et la production de biomasse à 10 t/ha pour *Atriplex halimus*. Si l'on considère la bioaccumulation comme optimale (avec les valeurs maximales relevées dans ce chapitre soit 67 mg/g en Na⁺ et 13 mg/g en chlorure) : 1 ha de filtre pourrait permettre l'extraction dans des conditions optimales de 670 kg de Na⁺ et 130 kg de Cl⁻ soit respectivement 67 et 9 % pour un hiver particulièrement rigoureux.
- Pour *Atriplex hortensis* L. : la masse à extraire est de 2 500 kg sur un hiver particulièrement rigoureux (soit environ 1 000 kg de Na⁺ et 1 500 kg de Cl⁻), et la production de biomasse à 13 t/ha. Les valeurs maximales de bioaccumulation relevées dans ce chapitre sont de 72 mg/g en Na⁺ et 23 mg/g en chlorure, on a donc : 1 ha de filtre pourrait permettre l'extraction dans des conditions optimales de 936 kg de Na⁺ et 299 kg de Cl⁻ soit respectivement 94 et 20 % pour un hiver particulièrement rigoureux.

L'accumulation de NaCl observée dans nos expériences est encore relativement limitée par rapport à certaines valeurs rapportées par ailleurs, et la surface considérée de 1 ha relativement importante compte tenu de l'emprise généralement disponible pour les projets routiers. L'ajout de plantes dans les réseaux de collecte (comme *Armeria maritima* dans les cunettes enherbées) et l'optimisation de la croissance et de la bioaccumulation des plantes est encore possible, et nécessite des expérimentations supplémentaires afin d'affiner ce calcul. Les valeurs rapportées sont tout de même prometteuses pour le sodium, et perfectibles pour les chlorures.

Des expérimentations supplémentaires sont nécessaires pour déterminer le temps de croissance optimal pour l'extraction du NaCl et par conséquent la ou les périodes optimales de récoltes des plantes. Ces résultats permettraient également de maximiser le rendement du système.

La phytodésalinisation en milieu routier en est encore à ses balbutiements, néanmoins ces premiers résultats confirment que l'utilisation d'halophytes dans ce cadre pourrait s'avérer intéressante dans l'objectif de diminuer l'impact du NaCl utilisé comme fondant routier.

Conclusion générale et perspectives

L'objectif de ce travail de thèse était d'observer le transfert des fondants routiers de la route où ils sont épandus vers l'environnement, à travers les systèmes de collecte et de traitement des eaux de ruissellement routières. Au cours de ce transfert, l'influence du fondant routier (ici le NaCl) sur la mobilité des éléments traces métalliques est un enjeu majeur pour l'assainissement routier, et a été observé durant ce travail de thèse. Enfin, à partir des conclusions tirées de cette étude du transfert des fondants dans les réseaux d'assainissement, une solution de traitement par phytodésalinisation a été proposée et des végétaux halophiles testés en vue de développement de cette technique d'épuration.

Synthèse et conclusions

Transfert des fondants de la route vers l'environnement :

Les analyses et mesures concernant le transfert des fondants dans les réseaux d'assainissement routiers ont été effectuées sur le bassin de rétention de Chenevières en bordure de la RN 59.

L'étude du transfert du NaCl de la route vers l'environnement à travers le bassin de rétention des eaux de ruissellement routières de Chenevières a mis en évidence **l'inefficacité de ce type de bassin pour traiter les fondants routiers en solution**. En effet, malgré la présence de sodium sous forme particulaire, en particulier en début d'hiver, l'ensemble de nos résultats démontrent que les fondants ne sont pas retenus dans les bassins de manière efficace, mais totalement transférés en sortie de bassin vers le milieu naturel.

Les réseaux de collecte récupèrent et transfèrent d'après nos calculs de 25 à 50 % des fondants routiers épandus sur la chaussée. Les quantités ainsi transférées dans l'environnement font peser un menace bien réelle sur l'environnement en général, et sur la qualité de la ressource en eau en particulier.

Dynamique d'échange au sein du bassin :

Lors de son passage dans les réseaux de collecte et de traitement, **le NaCl a un effet significatif sur la mobilité des cations alcalins** (calcium, potassium et magnésium) dont il augmente la solubilité et donc la mobilisation dans les eaux de sortie de bassin. **Un effet notable est également relevé sur le transfert du zinc**, bien que cet effet ne soit pas homogène dans le temps et que les mécanismes mis en jeu restent peu clair. Nos résultats démontrent enfin que la prépondérance des facteurs climatiques évoqués dans la littérature pour le transfert des polluants routiers (notamment l'importance de l'alternance temps sec, temps de pluie) n'est pas évidente pour le cas des fondants routiers dans le bassin de Chenevières.

Dans le cadre du bassin de rétention de Chenevières, l'étude de l'influence du NaCl sur le transfert et la mobilité des éléments traces métalliques a démontré **la prépondérance des conditions géochimiques locales**. En effet, la spéciation des éléments métalliques et leur mobilité dépend essentiellement de la nature des sols de bords de route et des sédiments du bassin, et l'effet du NaCl est peu visible et non significatif. Le pH (et donc notamment la teneur en CaCO_3) et la CEC (dépendant fortement de la teneur en matière organique) des sédiments du bassin sont les facteurs majeurs expliquant la faible mobilité des éléments métalliques. Malgré tout, une variabilité temporelle et spatiale est observée dans la mobilité des éléments traces métalliques. Ainsi, la présence de végétaux (ici de l'espèce *Typha latifolia*) semble modifier la spéciation des éléments métalliques et en augmenter la mobilité, alors que la succession de période de sécheresse influence également la qualité des sédiments du bassin.

Si le NaCl n'a pas d'effet significatif sur la mobilité des éléments traces métalliques, il entraîne une remobilisation significative de calcium et de magnésium qui pourrait avoir des effets sur le transfert de ces polluants.

Bioaccumulation par les halophytes :

Les réseaux d'assainissement collectant une part significative des fondants routiers épandus, ils représentent l'endroit où agir pour la diminution des rejets de NaCl dans le milieu naturel. Les bassins existants ne traitant pas efficacement le fondant en solution, nous nous sommes orientés vers une **solution d'assainissement par phytoremédiation** pour améliorer la performance des réseaux d'assainissement.

Dans ces réseaux, les végétaux peuvent être implantés soit dans les réseaux de collecte enherbés, soit directement dans les bassins existants (sur des marais flottant) ou en complément de ces bassins (dans un système de marais artificiel).

Pour déterminer la faisabilité de la conception d'une telle solution d'assainissement, plusieurs halophytes ont été sélectionnées et testées pour leur tolérance au NaCl et au zinc et leurs capacités de bioaccumulation du NaCl.

Les trois espèces testées, *Armeria maritima*, *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L., sont tolérantes au NaCl dans des gammes de concentration représentatives des conditions observées dans les réseaux d'assainissement routiers. La germination et la croissance des plantes est non seulement possible dans les conditions de salinité auxquelles elles seraient exposées dans un système d'assainissement routier, mais la salinité dans la gamme en question va même stimuler la production de biomasse sèche pour les trois espèces (entre 0 et 2 g/L pour les deux espèces d'*Atriplex* et entre 0 et 10 g/L de NaCl pour *Armeria maritima*).

L'accumulation de sodium est relativement élevée pour les trois espèces et toujours supérieure à l'accumulation de chlorures (relativement limitée pour *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L.). Par ailleurs, ces trois espèces montrent une bonne tolérance à une contamination au zinc et des capacités d'accumulation qui, si elles ne permettent pas de les classer parmi les hyperaccumulatrices, sont significatives.

Ces premiers résultats sont prometteurs pour le développement d'une solution d'assainissement par phytoremédiation utilisant des halophytes en milieu routier. Les rendements d'extraction observés en laboratoire pour le Na sont en revanche relativement limités (toujours inférieurs à 10 % pour les trois espèces) et de nombreux paramètres sont encore à tester pour valider l'applicabilité d'une telle technique d'assainissement. La synthèse des résultats est récapitulée en figures 4.26 et 4.27.

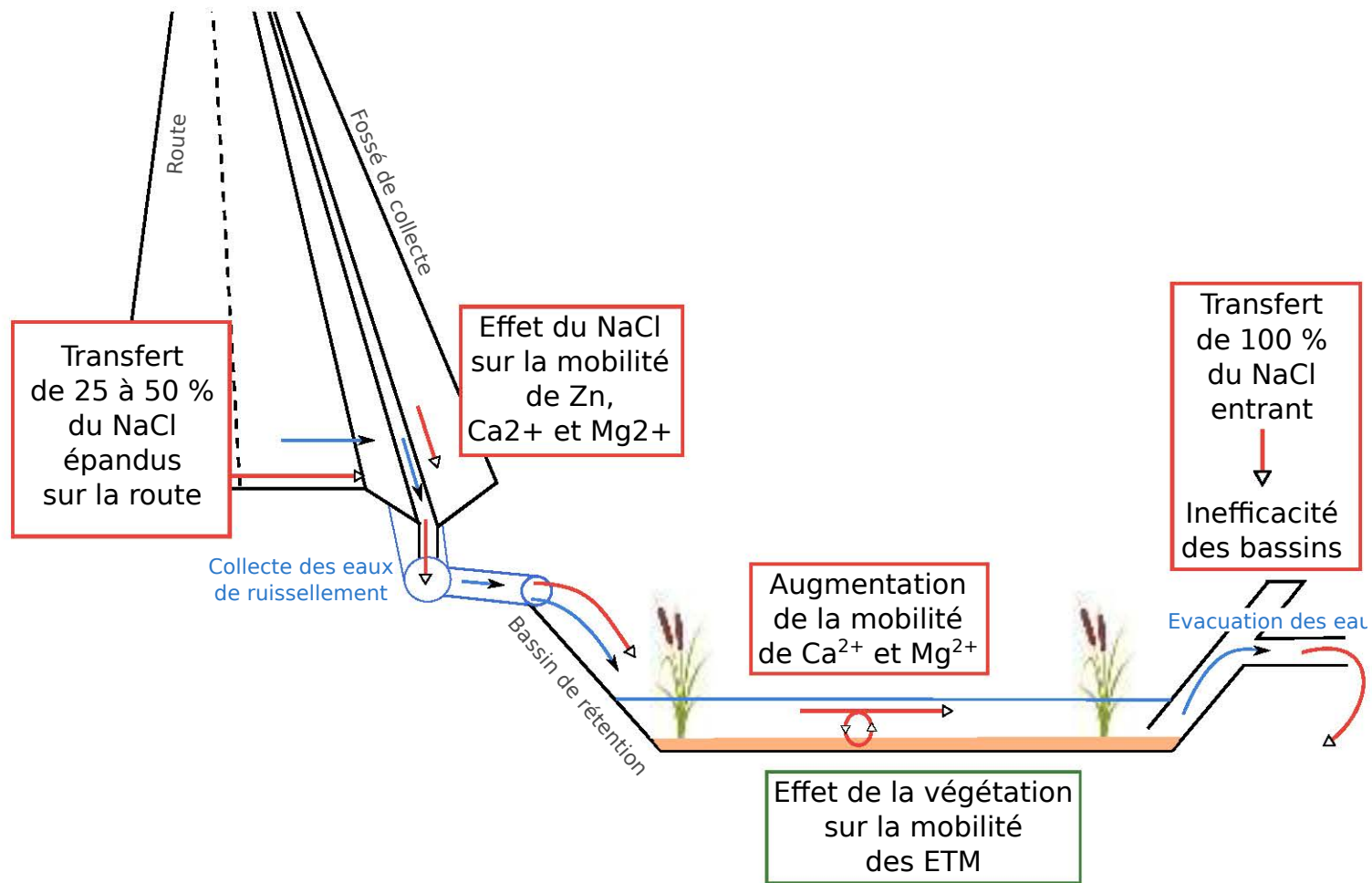


FIGURE 4.26: Dynamique de transfert des fondants routiers dans un bassin de rétention

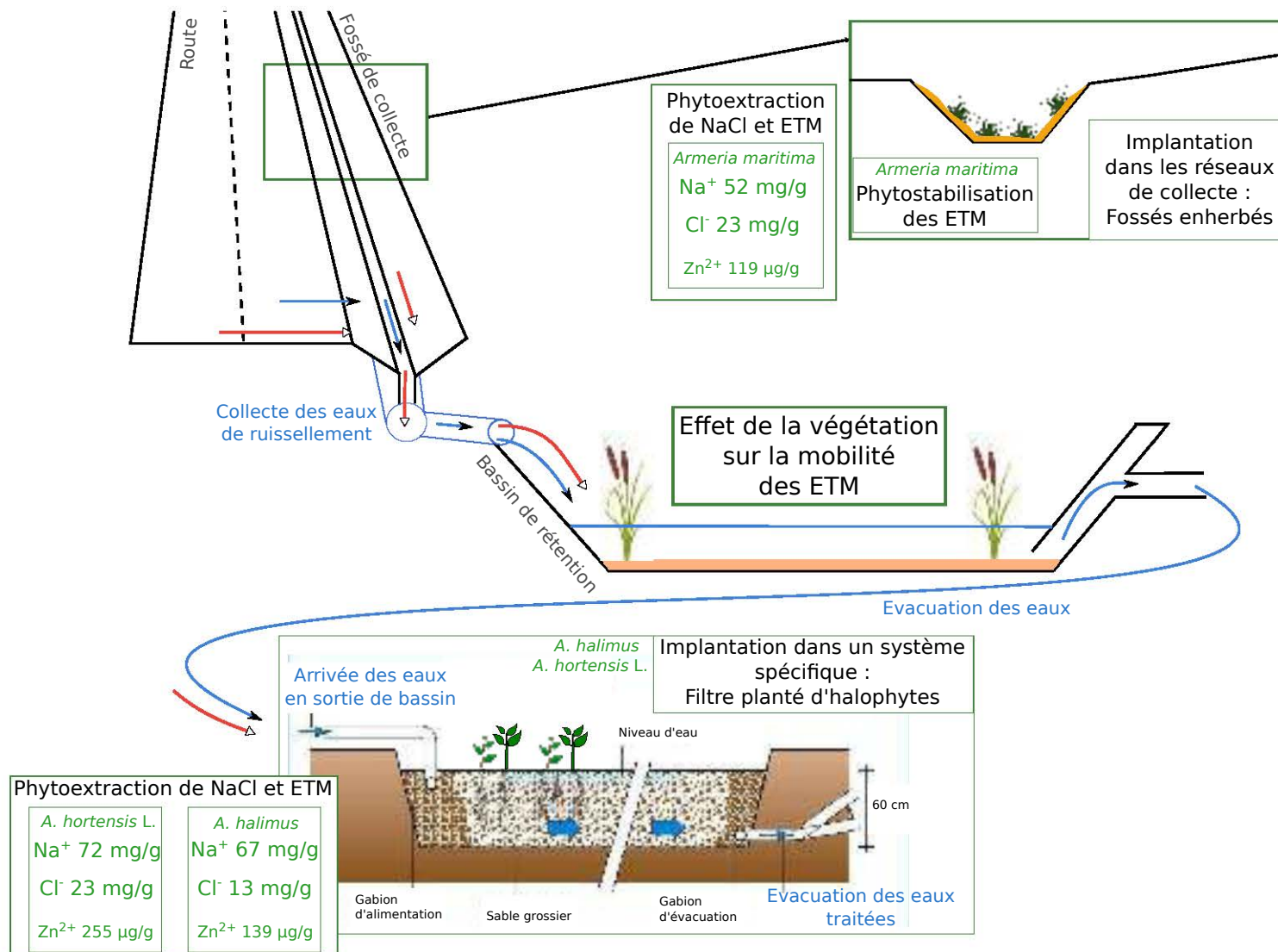


FIGURE 4.27: Vers une solution d'assainissement des eaux de ruissellement routières par phytoremédiation

Perspectives de recherche

Améliorer les performances des systèmes d'assainissement routier concernant l'abattement des fondants nécessite une meilleure compréhension des phénomènes mis en évidence dans la thèse et la poursuite des expérimentations sur les techniques alternatives d'épuration.

Hydrodynamique des bassins :

L'étude et la prédiction du transfert des fondants dans les bassins de rétentions doit s'enrichir d'une étude hydrodynamique complète. Pour cela, il faut se doter d'un modèle de bassin, reposant sur une combinaison de réacteurs idéaux, ou sur un maillage de la géométrie. Ce modèle devrait être validé par des expériences de traçage réalisées par injection et mesure de concentration en entrée/sortie d'un traceur inerte. La complexité de la modélisation est due au caractère éminemment transitoire des écoulements.

- Les flux d'entrée (en eau et solutés) dépendent des événements pluvieux et des épandages. Le bassin est alimenté au point d'entrée et sur toute sa surface en cas de pluie.
- Les flux de sortie comprennent le flux d'écoulement par le déversoir et le flux d'évaporation.

Pour effectuer un bilan de matière sur l'eau, il faut disposer de mesures précises des données météorologiques et des débits d'entrée et de sortie, voire de la hauteur d'eau en fonction du temps. Ceci sera possible à l'avenir grâce à l'installation de débitmètres sur le bassin de Chenevières à partir de 2016, dans le cadre d'une thèse lancée au Cerema à l'automne 2015.

Une fois l'écoulement bien compris et décrit, il faudra se pencher vers la modélisation des flux de soluté. Ces bilans sont plus compliqués car, en plus des flux molaires d'entrée/sortie et accumulation, ils comprennent des termes de réactions. Ceux-ci font appel à la description fine des interactions entre les espèces chimiques en solution, en phase solide, voire colloïdale.

La portée générique de ce travail est faible et se limite aux bassins de rétention étanches à volume mort, les plus courants en France. D'autres types de bassins existent cependant (infiltration, rétention sans volume mort, etc.) et pourront être soumis au même type d'étude pour permettre de donner un caractère global sinon exhaustif à ce travail.

Enfin, l'observation fine du transfert colloïdal et de l'influence des fondants sur ce transfert est la prochaine étape dans l'analyse de l'effet des fondants sur la mobilité des ETM. Une observation plus fine des colloïdes et de la spéciation des ETM (en utilisant par exemple des techniques d'observation au microscope électronique couplées à de la micro-fluorescence X, si les teneurs en ETM des phases porteuses sont suffisantes pour permettre une détection et une mesure fiable) associée à l'utilisation d'un logiciel de calcul géochimique pourraient être employées.

Ce type d'observation par microscopie électronique couplée à la fluorescence X appliquée sur les sédiments de bassin pourrait permettre une meilleure compréhension de l'influence de la salinité sur la mobilité des ETM. Des essais de lixiviation en conditions dynamiques pourraient également être mis en place après caractérisation hydrodynamique des flux observés dans les bassins. Ces essais ainsi que la caractérisation de la mobilité des ETM devront être menés sur d'autres types de bassin ou des bassins de rétention plus anciens et marqués par un contexte routier différent de celui de Chenevières pour valider les observations faites pendant la thèse.

Développement d'une solution d'assainissement par phytoremédiation :

Le développement d'un système d'assainissement par phytoremédiation demande encore de nombreuses expérimentations qui permettront d'établir un cahier des charges précis et complet du système proposé. Des simulations des stress auxquels la plante serait soumise dans le domaine routier (sécheresse, gel, pollution aux hydrocarbures submersion temporaire, etc.) devront être mis en place. Des expérimentations au cours desquelles les plantes pourraient être soumises directement à l'exposition de sédiments de bord de route et/ou d'eau de bassins existants, éventuellement sur un site pilote à échelle réduite, pourront également être mises en place.

Nos résultats démontrent qu'un travail d'optimisation est à effectuer pour permettre une croissance et une accumulation maximale par les plantes. Des modes de nutrition et d'hydratation simulant les différents types de filtres existants (verticaux ou horizontaux) pourront être mis en place en vue d'améliorer la compréhension des mécanismes mis en place par les plantes pour accumuler le NaCl et ainsi favoriser cette accumulation dans un système d'assainissement.

Enfin une évaluation des impacts environnementaux par analyse du cycle de vie du système apportera des informations précieuses sur son intérêt au plan environnemental. Cette analyse devrait être complétée par une analyse coût/bénéfice pour déterminer définitivement sa faisabilité et l'intérêt qu'il représente.

Les halophytes, grâce à leurs capacités d'accumulation de NaCl et d'ETM, mais aussi grâce à leur tolérance à un certain nombre de stress abiotiques (stress hydrique, stress osmotique, *etc.*) pourraient également être utilisées pour la phytoremédiation dans des domaines variés tels que : la désalinisation de sites de stockage de fondants routiers, la dépollution de sites industriels ou miniers marqués par un drainage important ou une forte salinité, le traitement de sédiments de dragage d'estuaires ou encore le traitement de sédiments issus du curage des bassins d'assainissement routiers.

Bibliographie

- ALI, H., KHAN, E. et SAJAD, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7):869 – 881.
- ALKORTA, I., HERNANDEZ-ALLICA, J., BECERRIL, J., AMEZAGA, I., ALBIZU, I. et GARBISU, C. (2004). Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3(1):71 – 90.
- 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*, 26:703 – 709.
- ASCH, F., DINGKUH, M., DRFFLING, K. et MIEZAN, K. (2000). Leaf K/Na ratio predicts salinity induced yield loss in irrigated rice. *Euphytica*, 113(2):109 – 118.
- BAECKSTROEM, M., KARLSSON, S., BAECKMAN, L., FOLKESON, L. et LIND, B. (2004). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*, 38:720 – 732.
- BAECKSTROEM, M., NILSSON, U., HAKANSSON, 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 - 4):343 – 366.
- BAJJI, M., KINET, J.-M. et LUTTS, S. (1998). Salt stress effects on roots and leaves of *Atriplex halimus* L. and their corresponding callus cultures. *Plant Science*, 137(2):131 – 142.
- BAKER, A. J. M., MOREL, J. L. et SCHWARTZ, C. (1997). Des plantes pour dépolluer les friches industrielles. *Biofutur*, 1997(169):30 – 33.
- BALNOKIN, Y., MYASOEDOV, N., POPOVA, L., TIKHOMIROV, A., USHAKOVA, S., LASSEUR, C. et GROS, J.-B. (2010). Use of halophytic plants for recycling NaCl in human liquid waste in a bioregenerative life support system. *Advances in Space Research*, 46(6):768 – 774.
- BARRETT, M., IRISH, L., MALINA, J. et CHARBENEAU, R. (1998). Characterisation of highway runoff in Austin, Texas, area. *Journal of Environmental Engineering*, 124:131 – 137.
- BARTLETT, A., ROCHFORT, Q., BROWN, L. et MARSALEK, J. (2012a). Causes of toxicity to *Hyalella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. part i: Polycyclic aromatic hydrocarbons and metals. *Science of The Total Environment*, 414:227 – 237.
- BARTLETT, A., ROCHFORT, Q., BROWN, L. et MARSALEK, J. (2012b). Causes of toxicity to *Hyalella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. part ii: Salts, nutrients, and water quality. *Science of The Total Environment*, 414:238 – 247.
- BEDELL, J.-P., FERRO, Y., BAZIN, C. et PERRODIN, Y. (2014a). Evaluation of phytotoxicity of seaport sediments aged artificially by rotary leaching in the framework of a quarry deposit scenario. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1 - 2):48 – 58.
- BEDELL, J.-P., FERRO, Y., BAZIN, C. et PERRODIN, Y. (2014b). Selection of a halophytic plant for assessing the phytotoxicity of dredged seaport sediment stored on land. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(1):183 – 194.

- BENZARTI, M., BEN REJEB, K., DEBEZ, A. et ABDELLY, C. (2013). Environmental and economical opportunities for the valorisation of the genus *Atriplex*: New insights. In HAKEEM, K. R., AHMAD, P. et OZTURK, M., éditeurs : *Crop Improvement*, pages 441 – 457. Springer US.
- BLASIUS, B. et MERRITT, R. (2002). Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*, 120(2):219 – 231.
- BLOMQUIST, G. (2001). *Deicing salt and roadside environment*. Thèse de doctorat, Royal Institute of Technology (KTH), 32p.
- BLOMQUIST, G. (2002). De-icing salt and roadside environment - Strategies for impact analyses. In *PIARC 2002, 11th International Winter Road Congress*, pages 28 – 31.
- BOHNERT, H. J. et JENSEN, R. G. (1996). Strategies for engineering water-stress tolerance in plants. *Trends in Biotechnology*, 14(3):89 – 97.
- BOMMEL-ORSINI, A., TERNISIEN, J. et DUBÉ, J.-S. (2010). Impacts des sels de voiries sur la mobilité des métaux dans les sols de remblais urbains contaminés. In *PIARC 2010, 23rd International Winter Road Congress, Québec, Canada*, numéro 165.
- BRANCHU, P., BADI, A.-L., BECHET, B., EISENLOHR, L., PRIOL, T. L., MARSEILLE, F. et TRIELLI, E. (2013). Pollution d'origine routière et environnement de proximité. Disponible en ligne : <http://vertigo.revues.org/12775>, consulté le 23/07/2015.
- BRAND, A., SNODGRASS, J., GALLAGHER, M., CASEY, R. et METER, R. (2010). Lethal and sublethal effects of embryonic and larval exposure of hyla versicolor to stormwater pond sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58:325 – 331.
- BRGM (2000). Gestion des sites (potentiellement) pollués, version 2. Rapport technique A 5C, BRGM. Disponible en ligne : <http://www.brgm.fr/activites/environnement-ecotechnologies/gestion-environnements-pollues-proche-integree>, consulté le 23/07/2015.
- CAIN, N. P., HALE, B., BERKALAAR, E. et MORIN, D. (2001). Critical review of effects of NaCl and other road salts on terrestrial vegetation in Canada. Rapport technique, Environnement Canada. Disponible en ligne : <http://trid.trb.org/view/2001/C/723795>, consulté le 23/07/2015.
- CALU, G. (2006). Effet du stress salin sur les plantes. Mémoire de D.E.A., Université de Nantes, 14p.
- CARLSSON, R. (1980). Quantity and quality of leaf protein concentrates from *Atriplex hortensis* L., *Chenopodium quinoa* Willd. and *Amaranthus caudatus* L. grown in southern sweden. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 30(4):418 – 426.
- CASEY, R., SIMON, J., ATUEYI, S., SNODGRASS, J., KAROUNA-RENIER, N. et SPARLING, D. (2007). Temporal trends of trace metals in sediment and invertebrates from stormwater management ponds. *Water, Air, and Soil Pollution*, 178(1 - 4):69 – 77.
- CERTU (2008). L'assainissement pluvial intégré dans l'aménagement. Rapport technique, Certu. Disponible en ligne : <http://www.certu-catalogue.fr/assainissement-pluvial-integre-dans-l-amenagement.html>, consulté le 23/07/2015.
- CHANEY, R. L., MALIK, M., LI, Y. M., BROWN, S. L., BREWER, E. P., ANGLE, J. S. et BAKER, A. J. M. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8:279 – 284.

- CHAPPELL, J. (1998). Phytoremediation of TCE in groundwater using Populus. Rapport technique, United States Environmental Protection Agency. Disponible en ligne : <http://clu-in.org/products/intern/phytotce.htm>, consulté le 23/07/2015.
- CIESIELSKI, H., STERCKEMAN, T., BALITEAU, J.-Y., CARIA, G., GOUTIERS, V. et WILLERY, J.-P. (2008). Evolution du pH et de la CEC de sols du nord de la France en fonction des doses de chaulage. *Etude et gestion des sols*, 15:161 – 170.
- 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.
- COLLINS, S. J. et RUSSELL, R. W. (2009). Toxicity of road salt to Nova Scotia amphibians. *Environmental Pollution* 157, 157:320 – 324.
- CRAWFORD, K. D., WEINSTEIN, J. E., HEMINGWAY, R. E., GARNER, T. R. et GLOBENSKY, G. (2010). A survey of metal and pesticide levels in stormwater retention pond sediments in coastal South Carolina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58:9 – 23.
- CRINI, N. et BADOT, P.-M. (NC). Effet des sels de déneigement sur la végétation riveraine de l'autoroute A39. Rapport technique, Laboratoire de Biologie Environnementale, EA 3184 USC INRA - Université de Franche-Comté. Disponible en ligne : http://endirect.univ-fcomte.fr/index.php?id=numero_178_13_1&art=1964, consulté le 23/07/2015.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I., KUSZA, G. et DUZYNSKI, M. (2004). Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole region. *Environment Toxicology*, 19(4):296 – 301.
- DAVIS, L. (1995). A handbook of constructed wetlands. Rapport technique, US Environmental Protection agency. Disponible en ligne : <http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/cwetlands.cfm>, consulté le 23/07/2015.
- DEBEZ, A., CHAIBI, W. et BOUZID., S. (2001). Effect of NaCl and growth regulators on germination of atriplex halimus l. *Cahiers Agricultures*, 10 (2):135 – 138.
- DELMAS-GADRAS, C. (2000). *Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier*. Thèse de doctorat, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 192p.
- DELOLME, C., HÉBRARD-LABIT, C., SPADINI, L. et GAUDET, J.-P. (2004). Experimental study and modeling of the transfer of zinc in a low reactive sand column in the presence of acetate. *Journal of Contaminant Hydrology*, 70(3 - 4):205 – 224.
- DEROMBISE, G. et DURICKOVIC, I. (2011). Impact des fondants routiers sur l'environnement - synthèse bibliographique. Rapport technique, Centre d'Etude Technique de l'Équipement de l'Est, LRPC de Nancy. Disponible en ligne : <http://catalogue.setra.fr/documents/Cataloguesetra/0005/Dtrf-0005939/DT5939.pdf>, consulté le 23/07/2015.
- DESPLANQUE, C. (2007). Le problème de la pollution par le sel de déneigement dans le lac-tourbière de Luitel (Isère). *In 1ères rencontres pour la conservation des tourbières des Alpes - Conservatoire des espaces naturels de l'Isère*, numéro 43 - 48.

- DEVALLOIS, V. (2009). *Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux*. Thèse de doctorat, Université de Provence, 304p.
- DIERBERG, F., DEBUSK, T., JACKSON, S., CHIMNEY, M. et PIETRO, K. (2002). Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: Response to hydraulic and nutrient loading. *Water Research*, 36(6):1409 – 1422.
- DORCHIN, A. et SHANAS, U. (2010). Assessment of pollution in road runoff using a *Bufo viridis* biological assay. *Environmental Pollution*, 158(12):3626 – 3633.
- DOUGHERTY, C. K. et SMITH, G. R. (2006). Acute effects of road de-icers on the tadpoles of three anurans. *Applied Herpetology*, 3:87 – 93.
- DURAND, C. (2003). *Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques*. Thèse de doctorat, Université de Poitiers. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (Nantes), 268p.
- DURAND, C., RUBAN, V., AMBLES, A. et OUDOT, J. (2004). Characterization of the organic matter of sludge: Determination of lipids, hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France. *Environmental Pollution*, 132(3):375 – 384.
- DURIN, B., BÉCHET, B., LEGRET, M. et CLOIREC, P. L. (2010). Influence de la salinité et de la vitesse d'infiltration sur la mobilisation des métaux traces d'un sédiment de l'assainissement pluvial. *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 276:19 – 37.
- EL-MUFLEH, A., BÉCHET, B. et RUBAN, V. (2010). Etude des phases porteuses des polluants métalliques dans des sédiments de bassins d'infiltration des eaux pluviales. Rapport technique, NOVATECH. Disponible en ligne : <http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/35660/32808-151ELM-FR.pdf>, consulté le 23/07/2015.
- ENVIRONNEMENTCANADA (2000). Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation : sels de voirie. Rapport technique En40-215/63F, Environnement Canada - Santé Canada. Disponible en ligne : <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=B6E6E74B-1>, consulté le 23/07/2015.
- EPRON, D., TOUSSAINT, M.-L. et BADOT, P.-M. (1999). Effects of sodium chloride salinity on root growth and respiration in oak seedlings. *Annals of Forest Science*, 56:41 – 47.
- FAVAS, P. J., PRATAS, J., VARUN, M., DSOUZA, R. et PAUL, M. S. (2014). *Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: Potential of native flora*. Numéro 17. Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. Disponible en ligne : <http://www.intechopen.com/books>, consulté le 23/07/2015.
- FLOWERS, T. et COLMER, T. (2008). Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist*, 179:945 – 963.
- FOLTZ, S. et DODSON, S. (2009). Aquatic hemiptera community structure in stormwater retention ponds: A watershed land cover approach. *Hydrobiologia*, 621:49 – 62.
- FOURNEL, J., FORQUET, N., MOLLE, P. et GRASMICK, A. (2013). Modeling constructed wetlands with variably saturated vertical subsurface - flow for urban stormwater treatment. *Ecological Engineering*, 55(0):1 – 8.

- FREEDMAN, A., GROSS, A., SHELEF, O., RACHMILEVITCH, S. et ARNON, S. (2014). Salt uptake and evapotranspiration under arid conditions in horizontal subsurface flow constructed wetland planted with halophytes. *Ecological Engineering*, 70(0):282 – 286.
- GALLAGHER, M., SNODGRASS, J., OWNBY, D., BRAND, A., CASEY, R. et LEV, S. (2011). Watershed-scale analysis of pollutant distributions in stormwater management ponds. *Urban Ecosystems*, 14:469 – 484.
- GALVEZ, R., TRIFFAULT-BOUCHET, G. et ROY, S. (2014). Eco-engineering process for the treatment of contaminants from salted highway runoff: adapted wetland and active filter. In *11th International Phytotechnologies Conference, Heraklion, Crete, Greece.*, numéro 255, page 49.
- GLENN, E. P. (1987). Relationship between cation accumulation and water content of salt-tolerant grasses and a sedge. *Plant, Cell & Environment*, 10(3):205 – 212.
- GLENN, E. P., NELSON, S. G., AMBROSE, B., MARTINEZ, R., SOLIZ, D., PABENDINSKAS, V. et HULTINE, K. (2012). Comparison of salinity tolerance of three *Atriplex* spp. in well-watered and drying soils. *Environmental and Experimental Botany*, 83(0):62 – 72.
- GODWIN, K., HAFNER, S. et BUFF, M. (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*, 124:273 – 281.
- GRANGE, D., ROLLIN, C., AIRES, N. et TABUCHI, J. (1995). Etude comparative de l'impact sur la qualité des eaux et l'hydraulique des ruissellements en provenance de chaussées classiques et d'enrobés drainants. In *2nd International Conference Novatech*, pages 369 – 376.
- GRAUERT, M., LARSEN, M. et MOLLERUP, M. (2012). Quality of sediment in detention basins - Mapping of the danish national road network. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 48(0):393 – 402.
- 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*, 152:20 – 31.
- HARES, R. et WARD, N. (1999). Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London orbital (M25) motorway. *Science of The Total Environment*, 235(1 - 3):169 – 178.
- HASSINE, A. B. et LUTTS, S. (2010). Differential responses of saltbush *Atriplex halimus* L. exposed to salinity and water stress in relation to senescing hormones abscisic acid and ethylene. *Journal of Plant Physiology*, 167(17):1448 – 1456.
- HÉBRARD, C. et DELOLME, C. (1999). Role of the biotic compartment in the transfer of zinc through the vadose zone - Application to an infiltration system. *Water Science and Technology*, 39(2):209 – 215. Innovative Technologies in Urban Storm Drainage 1998 (Novatech 98) Selected Proceedings of the 3rd NOVATECH Conference on Innovative Technologies in Urban Storm Drainage.
- HEBRARD-LABIT, C. (2006). Recommandations pratiques pour la gestion des produits de l'assainissement pluvial. Rapport technique, LCPC. Disponible en ligne : <http://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr/pluvial.php>, consulté le 23/07/2015.
- 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.

- HENDRICKS, M. et PAUL, R. (1981). Influence des fondants chimiques sur les sols et les végétaux. *ERA*, Bulletin 11-12:25 – 36.
- HERRMANN, J. (2012). Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, Sweden. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 42(4):299 – 309.
- HOAGLAND, D. et ARNON, D. (1938). The water-culture method for growing plants without soil. *California Agricultural Experiment Station Bulletin*, 37:1 – 39.
- HOUNSELL, J., MERCER, K., LINTNER, A., MACDONALD, E. et ROBERTS, J. (2006). A low-salt diet for Ontario's roads and rivers. Rapport technique, RiverSides Stewardship Alliance and Sierra Legal Defence Fund. Disponible en ligne : <http://www.riversides.org/index.php?cat=3&page1=8>, consulté le 23/07/2015.
- IWEMA, A. (1999). Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes. Rapport technique, Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. Disponible en ligne : <http://www.eaurmc.fr/espace-dinformation/guides-acteurs-de-leau/lutter-contre-la-pollution-domestique/traitement-domestique.html>, consulté le 23/07/2015.
- JACQUOT, E. (2014). Index de viabilité hivernale IVH et IVH100. Rapport technique, Cerema, Dter Est. Non Publié.
- JESCHKE, W. D. et STELTER, W. (1983). Ionic relations of garden orache, *Atriplex hortensis* L.: Growth and ion distribution at moderate salinity and the function of bladder hairs. *Journal of Experimental Botany*, 34(7):795 – 810.
- JUDD, K., ADAMS, H., BOSCH, N., KOSTRZEWSKI, J., SCOTT, C., SCHULTZ, B., WANG, D. et KLING, G. (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*, 21:316 – 329.
- KACHOUT, S. S., LECLERC, J. C., MANSOURA, B. A., REJEB, M. N. et OUERGHI, Z. (2009). Effects of heavy metals on growth and bioaccumulation of the annual halophytes *Atriplex hortensis* and *A. rosea*. *Journal of Applied Sciences Research*, 5:746 – 756.
- KACHOUT, S. S., MANSOURA, B. A., HAMZA, J. K., LECLERC, J., REJEB, M. et OUERGHI, Z. (2011). Leaf-water relations and ion concentrations of the halophyte *Atriplex hortensis* in response to salinity and water stress. *Acta Physiologiae Plantarum*, 33(2):335 – 342.
- KAROUNA-RENIER, N. K. et SPARLING, D. W. (1997). Toxicity of stormwater treatment pond sediments to *Hyalella azteca* (amphipoda). *Environmental Contamination and Technology*, 58:550 – 557.
- KARRAKER, N. E. (2007). Are embryonic and larval green frogs (*Rana clamitans*) insensitive to road deicing salt? *Herpetological Conservation and Biology*, 2:35 – 41.
- KAUFMANN, D. W. (1978). *Sodium chloride : The production and properties of salt and brine*. American Chemical Society. 743p.
- 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 salinisation of freshwater in the Northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102:13517 – 13520.

- KELLY, W. R., PANNO, S. V. et HACKLEY, K. C. (2009). Impacts of road salt on water resources in the Chicago region. In *UCOWR Conference*, numéro 5. Disponible en ligne : http://opensiuc.lib.siu.edu/ucowrconfs_2009/5, consulté le 23/07/2015.
- KELTING, D. L., LAXSON, C. L. et YERGER, E. C. (2012). Regional analysis of the effect of paved roads on sodium and chloride in lakes. *Water Research*, 46(8):2749 – 2758.
- KIM, S. et KORETSKY, C. (2011). Influence of NaCl and CaCl₂ on lake sediment biogeochemistry. *Applied Geochemistry*, 26, Supplement:198 – 201.
- KIMURA, K., NAMIKAWA, Y., SONE, S. et KUWABARA, M. (2006). Recherche sur l'impact environnemental des sels de dégivrage. In *PIARC 2006, 12th International Winter Road Congress, Turin-Sestrières, Italie*, numéro 345, page 4.
- KNUDSEN, F. (2003). Prewetted salt versus brine on motorway. *Nordic Road & Transport Research*, 2:10 – 12.
- KOHL, K. (1997). The effect of NaCl on growth, dry matter allocation and ion uptake in salt marsh and inland populations of *Armeria maritima*. *New Phytologist*, 135(2):213 – 225.
- KOREEDA, S., CUSHMAN, M. A., AKSELROD, I., BUFFORD, D., FREDRICKSON, M., CLARK, E. et CUSHMAN, J. C. (2004). Transcript profiling of salinity stress responses by large-scale expressed sequence tag analysis in *Mesembryanthemum crystallinum*. *Gene*, 341(0):83 – 92.
- KOYRO, H.-W. (2006). Effect of salinity on growth, photosynthesis, water relations and solute composition of the potential cash crop halophyte *Plantago coronopus* L. *Environmental and Experimental Botany*, 56(2):136 – 146.
- LADISLAS, S., GERENTE, C., CHAZARENC, F., BRISSON, J. et ANDRES, Y. (2015). Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*, 80(0):85 – 91. Special Issue: 5th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control.
- LAUSECKER, P.-O. (2009). Les impacts des fondants routiers sur l'environnement. Rapport technique, CETE de l'Est - Laboratoire Régional de Nancy. Non Publié.
- LE HOUEROU, H. (1992). The role of saltbushes (*Atriplex* spp.) in arid land rehabilitation in the Mediterranean basin: A review. *Agroforestry Systems*, 18(2):107 – 148.
- LEE, P.-K. (1996). *Contribution à l'étude de la contamination de l'hydrosphère (eau, MES) par les métaux lourds (Pb, Zn, Cd) en domaine autoroutier. Etude d'un site pilote (les Ardillères, A-71) ; comparaisons avec d'autres systèmes d'épuration et études expérimentales*. Thèse de doctorat, Université d'Orléans, 284p.
- LEFÈVRE, I., MARCHAL, G., MEERTS, P., CORRÉAL, E. et LUTTS, S. (2009). Chloride salinity reduces cadmium accumulation by the Mediterranean halophyte species *Atriplex halimus* L. *Environmental and Experimental Botany*, 65(1):142 – 152.
- LEGRET, M., MARC, C. L., DEMARE, D. et COLANDINI, V. (1995). Pollution par les métaux lourds dans un bassin de décantation recevant des eaux de ruissellement d'origine routière. *Environmental Technology*, 16:1049 – 1060.

- LEGRET, M. et PAGOTTO, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of The Total Environment*, 235:143 – 150.
- LOEFGREN, S. (2001). The chemical effects of deicing salts on soil and stream water of five catchments in Southeast Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution*, 130:863 – 868.
- LUCISINE, P., ECHEVARRIA, G., STERCKEMAN, T., VALLANCE, J., REY, P. et BENIZRI, E. (2014). Effect of hyperaccumulating plant cover composition and rhizosphere-associated bacteria on the efficiency of nickel extraction from soil. *Applied Soil Ecology*, 81(0):30 – 36.
- LUNDMARK, A. (2003). Predicting environmental impact of deicing salt - A modeling approach. Rapport technique, Dept. of Land and Water Resources Engineering, KTH. Disponible en ligne : http://rymd.lwr.kth.se/forskningsprojekt/predmodell_vagsalt/Predicting%20environmental%20impacts%20of%20deicing%20salt.pdf, consulté le 23/07/2015.
- LV, S., JIANG, P., CHEN, X., FAN, P., WANG, X. et LI, Y. (2012). Multiple compartmentalization of sodium conferred salt tolerance in *Salicornia europaea*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 51(0):47 – 52.
- MANDAK, B. (2003). Germination requirements of invasive and non-invasive *Atriplex* species: A comparative study. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 198(1):45 – 54.
- MANOUSAKI, E. et KALOGERAKIS, N. (2009). Phytoextraction of Pb and Cd by the Mediterranean saltbush (*Atriplex halimus* L.): metal uptake in relation to salinity. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7):844 – 854.
- MANOUSAKI, E. et KALOGERAKIS, N. (2011). Halophytes present new opportunities in phytoremediation of heavy metals and saline soils. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50:656 – 660.
- MARCHAND, L., MENCH, M., JACOB, D. et OTTE, M. (2010). Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, 158(12):3447 – 3461.
- MARQUEZ-GARCIA, B., MARQUEZ, C., SANJOSE, I., NIEVA, F., RODRIGUEZ-RUBIO, P. et MUNOZ-RODRIGUEZ, A. (2013). The effects of heavy metals on germination and seedling characteristics in two halophyte species in Mediterranean marshes. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1 - 2):119 – 124.
- MARSALEK, J. (2003). Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology*, 48(61 - 70).
- MARSCHNER, H. (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Londres, Academic press.
- MAYER, T., ROCHFORT, 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.
- MENCH, M., SCHWITZGUEBEL, J.-P., SCHROEDER, P., BERT, V., GAWRONSKI, S. et GUPTA, S. (2009). Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7):876 – 900.

- MERIANO, M., EYLES, N. et HOWARD, K. W. (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.
- MEUDEC, A., DUSSAUZE, J., DESLANDES, R. et POUPART, N. (2006). Evidence for bioaccumulation of PAHs within internal shoot tissues by a halophytic plant artificially exposed to petroleum polluted sediments. *Chemosphere*, 65:474 – 481.
- MICKELBART, M. V., MELSER, S. et ARPAIA, M. L. (2007). Salinity-induced changes in ion concentrations of Hass avocado trees on three rootstocks. *Journal of Plant Nutrition*, 30(1):105 – 122.
- MOGHAIEB, R. E., SANEOKA, H. et FUJITA, K. (2004). Effect of salinity on osmotic adjustment, glycinebetaine accumulation and the betaine aldehyde dehydrogenase gene expression in two halophytic plants, *Salicornia europaea* and *Suaeda maritima*. *Plant Science*, 166(5):1345 – 1349.
- MOREL, J. L., CHAINEAU, C. H., SCHIAVON, M. et LICHTFOUSE, E. (1999). The role of plants in the remediation of contaminated soils. In BAVEYE, P., BLOCK, J.-C. et GONCHARUK, V., éditeurs : *Bioavailability of Organic Xenobiotics in the Environment*, volume 64 de *NATO ASI Series*, pages 429 – 449. Springer Netherlands.
- MOREL, J.-L., ECHEVARRIA, G. et GONCHAROVA, N. (2006). *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*, volume 68. NATO Science Series.
- MORGAN, Raymond P., I., KLINE, K. M. et CUSHMAN, S. F. (2007). Relationships among nutrients, chloride and biological indices in urban Maryland streams. *Urban Ecosystems*, 10(2):153 – 166.
- MORTEAU, B., GALVEZ-CLOUTIER, R. et LEROUÉIL, S. (2014). *Développement d'un système de traitement des eaux de ruissellement routier par marais épurateur adapté et lit filtrant réactif*. Thèse de doctorat, Université de Laval, Canada, 402p.
- MORTEAU, B., TRIFFAULT-BOUCHET, G., GALVEZ, R., MARTEL, L., LEROUÉIL, S., DYER, M. et DEAN, S. W. (2009). Treatment of salted road runoffs using *Typha latifolia*, *Spergularia canadensis*, and *Atriplex patula*: A comparison of their salt removal potential. *Journal of Astm International*, 6. Disponible en ligne : http://www.astm.org/DIGITAL_LIBRARY/JOURNALS/JAI/PAGES/JAI102173.htm, consulté le 23/07/2015.
- NEDJIMI, B. et DAOUD, Y. (2009). Cadmium accumulation in *Atriplex halimus* subsp. *schweinfurthii* and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 204(4):316 – 324.
- NEUMANN, D., NIEDEN, U. Z., LICHTENBERGER, O. et LEOPOLD, I. (1995). How does *Armeria maritima* tolerate high heavy metal concentrations. *Journal of Plant Physiology*, 146(5 - 6):704 – 717.
- NIGHTINGALE, H. (1987). Accumulation of As, Ni, Cu, and Pb in retention and recharge basin soils from urban runoff. *Water Research Bulletin*, 23:663 – 672.
- NIMROSKI, M. T. et WALDRON, M. (2002). Sources of sodium and chloride in the Scituate reservoir drainage basin, Rhode Island. *U.S. Geological Survey Report*, WRIR 02-4149. Disponible en ligne : <http://pubs.usgs.gov/wri/wri024149/pdf/scituate3.pdf>, consulté le 23/07/2015.
- NORRSTROEM, A. C. (2005). Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20:1907 – 1919.

- NORRSTROEM, 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, & Soil Pollution*, 127:281 – 299.
- NOVOTNY, E. V., MURPHY, D. et STEFAN, H. G. (2008). Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of the Total Environment*, 406:131 – 144.
- PADMAVATHIAMMA, P. et LI, L. (2007). Phytoremediation technology: Hyper-accumulation metals in plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 184(1 - 4):105 – 126.
- PAGOTTO, C. (1999). *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et dans les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Thèse de doctorat, Université de Poitiers - Laboratoire Central des Ponts et Chaussée, 316p.
- PARIDA, A. K. et DAS, A. B. (2005). Salt tolerance and salinity effects on plants: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60(3):324 – 349.
- PILLOY, J.-C. et TCHITTARATH, S. (1983). Pollution des eaux de ruissellement par les fondants chimiques. *Bulletin de liaison des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 124:49 – 63.
- PLASSARD, F. (1999). *Influence de la complexation sur la rétention de trois cations métalliques par un sol alcalin. Application à un bassin d'infiltration d'eaux pluviales*. Thèse de doctorat, Université Lyon 1, 145p.
- POLLOCK, S. J. et TOLER, L. G. (1973). Effects of highway deicing salts on groundwater and water supplies in Massachusetts. *Highway Research Board*, 425:17 – 22.
- RABHI, M., FERCHICHI, S., JOUINI, J., HAMROUNI, M. H., KOYRO, H.-W., RANIERI, A., ABDELLY, C. et SMAOUI, A. (2010). Phytodesalination of a salt-affected soil with the halophyte *Sesuvium portulacastrum* L. to arrange in advance the requirements for the successful growth of a glycophytic crop. *Bioresource Technology*, 101(17):6822 – 6828.
- RABHI, M., HAFSI, C., LAKHDAR, A., HAJJI, S., BARHOUMI, Z., HAMROUNI, M. H., ABDELLY, C. et SMAOUI, A. (2009). Evaluation of the capacity of three halophytes to desalinize their rhizosphere as grown on saline soils under nonleaching conditions. *African Journal of Ecology*, 47(4):463 – 468.
- RAMAKRISHNA, D. M. et VIRARAGHAVAN, T. (2005). Environmental impact of chemical deicers - A review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 166:49 – 63.
- RAMSTACK, J. M., FRITZ, S. C. et ENGSTROM, D. R. (2004). Twentieth century water quality trends in Minnesota lakes compared with presettlement variability. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61:561 – 576.
- RAVINDRAN, K., VENKATESAN, K., BALAKRISHNAN, V., CHELLAPPAN, K. et BALASUBRAMANIAN, T. (2007). Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10):2661 – 2664.
- REVITT, D., SHUTES, R., JONES, R., 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(0):261 – 270.

- 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*, 21:247 – 255.
- ROBIDOUX, P. Y. et DELISLE, C. E. (2001). Ecotoxicological evaluation of three deicers (NaCl, NaFo, CMA) - Effect on terrestrial organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48(2):128 – 139.
- RODRIGUES, P. M., RODRIGUES, R. M., COSTA, B. H., MARTINS, A. A. T. et da SILVA, J. C. E. (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*, 102:130 – 135.
- SANDER, A., NOVOTNY, E., MOHSENI, O. et STEFAN, H. (2008). Potential for groundwater contamination by road salt in minnesota. Rapport technique 509, Local Road Research Board/ Minnesota Department of Transportation. Disponible en ligne : <http://conservancy.umn.edu/handle/11299/115336>, consulté le 23/07/2015.
- SANZO, D. et HECNAR, S. J. (2006). Effects of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environmental Pollution*, 140:247 – 256.
- SAULAIS, M. (2011). *Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention - Caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé*. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 262p.
- SCHER, O. et THIERY, A. (2005). Odonata, amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia*, 551:237 – 251.
- SCHWARTZ, C., GERARD, E., PERRONNET, K. et MOREL, J. L. (2001). Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. *Science of The Total Environment*, 279(1 - 3):215 – 221.
- SERPAUD, B., AL-SHUKRY, R., CASTEIGNAU, M. et MATEJKA, G. (1994). Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Journal of Water Science*, 7(4):343 – 365.
- SETRA (2006). Guide technique assainissement routier. Rapport technique, Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes. Disponible en ligne : <http://catalogue.setra.fr/>, consulté le 23/07/2015.
- SETRA (2011). L'impact des fondants routiers sur l'environnement : Etat des connaissances et pistes d'actions. Rapport technique, Service d'Études Techniques des Routes et Autoroutes. Disponible en ligne : <http://catalogue.setra.fr/>, consulté le 23/07/2015.
- SHEKHAWAT, V. P. S., KUMAR, A. et NEUMANN, K. H. (2006). Effect of sodium chloride salinity on growth and ion accumulation in some halophytes. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37(13 - 14):1933 – 1946.
- SHELEF, O., GROSS, A. et RACHMILEVITCH, S. (2012). The use of *Bassia indica* for salt phytoremediation in constructed wetlands. *Water Research*, 46(13):3967 – 3976.
- STOTZ, G. (1987). Investigations of the properties of the surface water run-off from highways in the FRG. *The Science of the Total Environment*, 59:329 – 337.

- STOTZ, G. et KRAUTH, K. (1994). The pollution of effluents from pervious pavements of an experimental highway section: First results. *The Science of The Total Environment*, 146/147:465 – 470.
- 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*, 3:39 – 47.
- TANNER, C. C. et HEADLEY, T. R. (2011). Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering*, 37(3):474 – 486.
- TERZAKIS, S., FOUNTOULAKIS, M., GEORGAKI, I., ALBANTAKIS, D., SABATHIANAKIS, I., KARATHANASIS, A., KALOGERAKIS, N. et MANIOS, T. (2008). Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. *Chemosphere*, 72(2):141 – 149.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P. et BISSON, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51:844 – 851.
- THUNQVIST, E.-L. (2003). Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of the Total Environment*, 325:29 – 37.
- TIXIER, G., LAFONT, M., GRAPENTINE, L., ROCHFORT, Q. et MARSALEK, J. (2011). Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, 11(6):1497 – 1506.
- TIXIER, G., ROCHFORT, Q., GRAPENTINE, L., MARSALEK, J. et LAFONT, M. (2012). Spatial and seasonal toxicity in a stormwater management facility: Evidence obtained by adapting an integrated sediment quality assessment approach. *Water Research*, 46(20):6671 – 6682.
- TRAHAN, N. A. et PETERSON, C. M. (2007). Factors impacting the health of roadside vegetation. Rapport technique CDOT-DTD-R-2005-12, Colorado department of transportation - Research branch. Disponible en ligne : <https://www.codot.gov/programs/research/pdfs/2005/vegetation.pdf>, consulté le 23/07/2015.
- TROMP, K., LIMA, A. T., BARENDREGT, A. et VERHOEVEN, J. T. (2012). Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. *Journal of Hazardous Materials*, 203 - 204:290 – 298.
- UNGAR, I. A. (1978). Halophyte seed germination. *The Botanical Review*, 44(2):233 – 264.
- USEPA (2009). National recommended water quality criteria. Rapport technique, US Environmental Protection Agency, Washington D.C. Disponible en ligne : <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqctable/>, consulté le 23/07/2015.
- VAIDYANATHAN, R., KURUVILLA, S. et THOMAS, G. (1999). Characterization and expression pattern of an abscisic acid and osmotic stress responsive gene from rice. *Plant Science*, 140(1):21 – 30.
- VALCIN, F. (1999). Fondants routiers et environnement : Etat des connaissances, propositions pour la maîtrise de l'impact des fondants sur l'environnement. Mémoire de D.E.A., Office Franco-Quebecois pour la jeunesse, 191p.

- VYMAZAL, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. *Environmental Science & Technology*, 45(1):61 – 69.
- WALKER, D., LUTTS, S., SANCHEZ-GARCIA, M. et CORREAL, E. (2014). *Atriplex halimus* L.: Its biology and uses. *Journal of Arid Environments*, 100 - 101(0):111 – 121.
- WALKER, D. J., ROMERO, P., de HOYOS, A. et CORREAL, E. (2008). Seasonal changes in cold tolerance, water relations and accumulation of cations and compatible solutes in *Atriplex halimus* L. *Environmental and Experimental Botany*, 64(3):217 – 224.
- WEBB, J., QUINTA, R., PAPADIMITRIOU, S., NORMAN, L., RIGBY, M., THOMAS, D. et VAY, L. L. (2012). Halophyte filter beds for treatment of saline wastewater from aquaculture. *Water Research*, 46(16):5102 – 5114.
- WESTERLUND, C. (2007). *Road Runoff Quality in Cold Climates*. Thèse de doctorat, Lulea University of Technology, Department of Civil, Mining and Environmental Engineering, Division of Architecture and Infrastructure, 178p.
- WESTERLUND, C. et VIKLANDER, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of The Total Environment*, 362(1 - 3):143 – 156.
- WILLIAMS, D. D., WILLIAMS, N. E. et CAO, Y. (1999). Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Research*, 34:127 – 138.
- WILLIAMS, J. B. (2002). Phytoremediation in wetland ecosystems: Progress, problems, and potential. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21(6):607 – 635.
- WILSON, C., LESCH, S. M. et GRIEVE, C. M. (2000). Growth stage modulates salinity tolerance of new zealand spinach (*Tetragonia tetragonioides*, pall.) and red orach (*Atriplex hortensis* L.). *Annals of Botany*, 85(4):501 – 509.
- WU, J., ALLAN, C., SAUNDERS, W. et EVETT, J. (1998). Characterisation and pollutant loading estimation for highway runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 124:584 – 592.
- YOSHIKAWA, S., MITSUI, N., CHIKARA, K.-I., HASHIMOTO, H., SHIMOSAKA, M. et OKAZAKI, M. (1995). Effect of salt stress on plasma membrane permeability and lipid saturation in the salt-tolerant yeast *Zygosaccharomyces rouxii*. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 80(2):131 – 135.
- YOUSEF, Y., HVITVED-JACOBSEN, T., HARPER, H. et LIN, L. (1990). Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. *The Science of the Total Environment*, 93:433 – 440.
- ZHANG, B., ZHENG, J. et SHARP, R. (2010). Phytoremediation in engineered wetlands: Mechanisms and applications. *Procedia Environmental Sciences*, 2(0):1315 – 1325. International Conference on Ecological Informatics and Ecosystem Conservation (ISEIS 2010).
- ZHU, J.-K. (2001). Plant salt tolerance. *Trends in Plant Science*, 6(2):66 – 71.
- ZHU, J.-K. (2003). Regulation of ion homeostasis under salt stress. *Current Opinion in Plant Biology*, 6(5):441 – 445.

ZORRIG, W., RABHI, M., FERCHICHI, S., SMAOUI, A. et ABDELLY, C. (2012). Phytodesalination: A solution for salt-affected soils in arid and semi-arid regions. *Journal of Arid Land Studies*, 22(1):299 – 302.

Protocole de mesure de la capacité de rétention d'eau d'un sol

pour comprendre le présent et construire un avenir durable



21 Mai 2013



Mesure de la capacité de rétention d'eau d'un sol Application aux essais de germination

Jean-Yves LEBLAIN

Les essais de germination

Le PCI de BEE Le PCI « Empreinte écologique des transports et biodiversité » du CETE Nord-Picardie mène des études notamment sur la qualité de l'air, de l'eau et la pollution des sols.

Les bio-essais et les essais de germination Afin d'évaluer la pollution, divers bio-essais sont menés (Croissance algale, activités enzymatiques, dénombrement et identification de diatomées...). Les essais de germination sont des bio-essais qui permettent d'évaluer l'impact d'un sol pollué ou d'une eau polluée sur l'émergence et les premiers stades de croissance de végétaux terrestres.

La norme NF ISO 11269-2

Un protocole basé sur des normes Le protocole des essais de germination réalisés au CETE Nord-Picardie sur le site de Saint-Quentin est bâti sur les recommandations de plusieurs normes. La principale est la norme NF ISO 11269-2 de mars 2012 ainsi que celle de mars 2006 (Qualité du sol – Détermination des effets des polluants sur la flore du sol).

La mesure de rétention d'eau La norme NF ISO 11269-2 propose de mesurer la capacité rétention d'eau des sols employés. L'objectif de cette mesure est d'évaluer la quantité d'eau à apporter lors de l'arrosage des semis lors des essais de germination.

Améliorer la méthode de l'annexe C

Le protocole de l'annexe C La norme NF ISO 11269-2 de mars 2012 propose en annexe C page 18 une méthode de mesure de la capacité de rétention :

« Remplir un tube de volume connu, dont la base est fermée par une feuille de papier filtre, avec le sol et couvrir le tube. Immerger le tube dans un bain d'eau à température ambiante (sans que le niveau de l'eau atteigne le haut du tube) pendant 2h. Plonger ensuite le tube sous le niveau de l'eau et le laisser pendant encore 1h. Placer le tube sur un plateau contenant un sable quartzique finement broyé, humide, et le laisser égoutter pendant 2h. Peser l'échantillon et le sécher jusqu'à masse constante à 105°C. »

Des difficultés avec le protocole Les essais réalisés selon le protocole de l'annexe C montrent que cette méthode n'est pas toujours efficace pour mesurer la capacité de rétention en eau de certains sols ; en particuliers les sols argileux qui s'imbibent très difficilement. De plus, le tube dans lequel est placé le sol ne permet pas à l'air de s'échapper correctement et donc à l'eau d'entrer.

Objectif du document L'objectif de ce document est de proposer un protocole alternatif à l'annexe C de la norme NF ISO 11269-2 afin de mesurer plus facilement la capacité de rétention en eaux des sols. Cette mesure pourra ensuite être utilisée pour mener des essais de germination.

Matériel employé et principe

Matériel

Le bloc Le dispositif se compose principalement d'un bloc de trois pièces. Dans la suite de ce document, l'ensemble de ce dispositif sera appelé « bloc ».



Trois vues du bloc conçu par M CZARNY

Ci-contre :

- La pièce centrale
- La pièce inférieure
- La pièce supérieure
- deux joints
- trois ailettes

Le bloc est composé de trois pièces en aluminium.

- La pièce centrale permet d'accueillir le sol à tester.
- La pièce inférieure et la pièce supérieure permettent de faire circuler l'eau dans l'échantillon de sol au travers d'une pierre poreuse (en rouge au centre).

Deux joints assurent l'étanchéité et l'ensemble des trois pièces est maintenu par trois vis à ailettes.

Principe

Un échantillon de sol est placé dans la pièce centrale du bloc.

L'ensemble est ensuite relié à un bidon d'eau légèrement surélevé ce qui permet une mise en pression.

Lorsque le robinet est ouvert, l'eau s'écoule au travers de la pierre de la pièce inférieure, traverse l'échantillon de sol dans la pièce centrale et ressort via la pierre de la pièce supérieure.



bloc mis en pression



La source d'eau est surélevée

Avantages Ce dispositif présente deux avantages :

- Grâce à la mise en pression le sol est saturé en eau même lorsqu'il est très argileux.
- Le volume de la pièce centrale du dispositif est connu (96,16 cm³). Selon la densité souhaitée il suffit de calculer la masse de sol à placer.

Densité du sol sur le terrain

Densité et rétention d'eau

La capacité de rétention d'eau d'un sol dépend de sa densité.

Dans le cadre des essais de germination la norme NF ISO 11269-2 mars 2012 « Qualité du sol – Détermination des effets des polluants sur la flore du sol – Partie 2 : Effets des sols contaminés sur l'émergence et la croissance de végétaux supérieurs » préconise un essai de capacité de rétention d'eau afin d'arroser les graines.

Toutefois, cette mesure n'a de sens que si le sol contenu dans les pots d'essais de germination et celui utilisé pour l'essai ont la même densité.

Cette densité reste à déterminer : soit celle du sol prélevé est mesurée soit il faut utiliser une valeur de densité convenue à l'avance.

Quelle masse de sol utiliser ?

L'échantillon de sol est placé dans la pièce centrale du dispositif. Le volume de cette pièce centrale est connu (96,16 cm³). Le sol doit être tassé de façon à être au ras de la pièce. Mais quelle quantité de sol doit-on utiliser ? C'est à dire à quelle densité doit-on tasser le sol ?

Il faut connaître la densité du sol

Pour déterminer quelle est la masse de sol à placer dans la pièce centrale du dispositif il faut connaître la densité de l'échantillon pour la reproduire à l'identique dans le moule.

La densité du sol se mesure à l'aide de paraffine.

Si le sol a été déstructuré pendant le transport, on peut utiliser une valeur théorique de densité sèche = 1,25

Cas d'un sol non déstructuré

Si le sol n'a pas subi de modification lors du prélèvement et du transport (tassement, émiettement...) alors il est possible de calculer sa densité :

- méthode par la paraffine (voir norme à trouver)
- méthode la trousse coupante (voir norme à trouver).

Cas d'un sol déstructuré

Si la structure de l'échantillon de sol a subi des modifications lors du prélèvement ou du transport alors on utilise une valeur théorique de densité pour un matériau : $\gamma_d = 1,25$

Densités et formules

Lors des essais de germination les sols doivent être tamisés afin de respecter la norme NF ISO 11269-2 de mars 2012 . Si le sol ne peut être tamisé en l'état il doit être séché à l'air. Le séchage doit être le minimum nécessaire afin de faciliter le tamisage (vérifier quelle norme).

Formules

γ_h : densité humide

γ_d : densité sec

Mh : masse de sol humide

Md : masse de sol sec

Me : masse d'eau contenue dans le sol.

Te : teneur en eau

$$Te = \frac{Me}{Md}$$

relation entre masse sèche et masse humide :

$$Md = Mh + Qe$$

et

$$Te = \frac{Me}{Md}$$

donc

$$Md = \frac{Mh}{(1+Te)}$$

si on divise le tout par un même volume on a :

$$\gamma_h = \gamma_d \cdot (1+Te)$$

Calculer la masse pour l'essai

Pour l'essai il faut prélever une de sol en rapport avec la densité de ce dernier.

Dans tous les cas il faut d'abord réaliser une teneur en eau.

Cas où la densité est connue

Si la densité réelle du sol est connue alors le calcul est simple puisque l'on connaît le volume du moule :

$$\gamma_d (\text{connue}) = M / 96,16$$

Cas où la densité n'est pas connue

Si le sol a été déstructuré, sa densité n'est pas connue.

Dans ce cas il faut utiliser une valeur théorique de densité sèche (1,25) et calculer la valeur de densité humide qui en découle à partir de la teneur en eau.

$$\gamma_h = 1,25 \times (1 + \text{teneur en eau}).$$

Puis il est possible de calculer la masse de sol humide M_h à ajouter :

$$\gamma_h = M_h / 96,16$$

Densité pour les essais de germination

Préparation du sol selon la norme

Un sol déstructuré

Pour réaliser les essais de germination, le sol doit être préparé selon les recommandations de la norme NF ISO 11269-2 de mars 2012 :

«Les sols doivent être filtrés à travers un tamis de 4 mm pour éliminer les fragments grossiers, puis soigneusement mélangés.»

«Si nécessaire, le sol peut être séché à l'air, sans chauffage, avant d'être tamisé.»

À l'issue de ces manipulations le sol est donc déstructuré par rapport à sa situation d'origine sur le terrain.

Une densité pas fidèle au terrain

La norme NF ISO 11269-2 de mars 2012 n'impose de reconstituer les sols avec leur densité d'origine. La recommandation donnée page 8 paragraphe 10.2 est la suivante :

«Il convient que le sol ne soit pas trop tassé. Cependant, si la structure du sol semble trop meuble ou sans cohésion, on peut lui imposer un tassement en lâchant les pots sur une surface dure d'une hauteur de 5 cm au plus.»

En pratique

Préparer le sol Le sol est préparé selon les étapes suivantes :



Si nécessaire le sol est séché à l'air



Puis le sol est mélangé et les mottes brisées

Enfin, le sol est tamisé (mailles de 4 mm).

Densité pour les essais de germination (suite)

En pratique (suite)

Mesurer la densité Une fois préparé, le sol est placé dans un pot de volume connu. Si nécessaire il est tassé comme recommandé par la norme NF ISO 11269-2 de mars 2012.

La masse de sol utilisée est mesurée et la densité calculée.

Mesurer la rétention d'eau La densité calculée est reproduite dans le matériel servant à mesurer la rétention d'eau.

Protocole – Les étapes en photos

Les étapes qui suivent décrivent comment procéder pour mesurer la capacité de rétention d'un sol à l'aide du bloc de M. CZARNY

Étape 1 - placer un filtre

- Placer un filtre sur la pierre poreuse de la pièce inférieure



Placer le filtre sur la pierre



Les filtres

Remarques Le filtre évite aux fines particules de se disperser et d'encrasser la pierre.

Étape 2 - mettre en place la pièce centrale

- Placer un joint sur la pièce centrale
- Placer la pièce centrale sur la pièce inférieure



Placer un joint sur la pièce centrale



Placer la pièce centrale avec le joint sur la pièce inférieure avec le filtre

Étape 3 - placer le sol dans la pièce centrale

- Ajouter le sol dans la partie centrale
- Tasser le sol au cours du remplissage



Placer le sol dans la pièce centrale



Tasser le sol au cours du remplissage à l'aide d'un cylindre métallique ajusté



Tasser le sol pour que la totalité prévue soit placée et arrive au raz de la pièce centrale



Placer le cylindre métallique et chasser d'éventuelles poussières

Remarques La partie de la pièce centrale qui accueille le sol a un volume connu de 96,16 cm³.

Il faut calculer la masse de sol à placer pour atteindre la densité voulue.

Étape 4 – refermer le bloc

- Placer un filtre et un joint
- Remettre la pièce supérieure
- Verrouiller à l'aide des ailettes



Placer un filtre et un joint



Remettre la pièce supérieure et verrouiller à l'aide des vis à ailette

Remarque Il est inutile de serrer trop fort les vis à ailette

Étape 5 – Mettre le bloc sous pression

- Surélever le bidon (environ 50 cm)
- Connecter le bloc au bidon
- Placer un plateau sous le bloc
- Ouvrir le robinet
- Vérifier l'étanchéité
- Laisser sous pression environ 8 heures



Surélever le bidon



Connecter le bloc au bidon



Fermer le robinet de la pièce inférieure avant de connecter le bloc au bidon



Placer un plateau sous le bloc



Ouvrir le robinet et vérifier l'étanchéité du bloc



Le bidon est équipé d'une double sortie permettant de brancher deux blocs

Étape 6 - déconnecter le bloc

- Déconnecter le bloc du bidon
- Desserrer légèrement les ailettes
- Laisser l'eau s'écouler tout une nuit



Déconnecter le bloc du bidon et laisser l'eau s'écouler

Remarques En pratique, on démarre l'essai tôt le matin. En fin de journée le bloc est déconnecté et les vis desserrées. L'eau s'écoule durant la nuit.

Étape 7 – Peser le sol

- Tarer la balance à l'aide d'un bocal
- Ouvrir le bloc et enlever la pièce supérieure
- Enlever le joint
- Placer un bocal à la place du joint
- Retourner à l'envers l'ensemble et enlever la pièce inférieure
- Laisser glisser le sol dans le bocal
- Récupérer les morceaux de sol collés aux pièces du bloc
- Peser le sol



Tarer à l'aide d'un bocal

Ouvrir délicatement le bloc



Enlever le joint



Placer le bocal dans la rainure du joint

Protocole de préparation de la solution d'Hoagland

Ce protocole est basé essentiellement sur la référence : [Hoagland et Arnon \(1938\)](#).

Préparation des solutions mères (1-6) :

Pour préparer rapidement la solution finale, 6 solutions mères peuvent être préparées puis stockées à 4 °C avant d'être mélangées au dernier moment pour obtenir la solution finale d'arrosage.

Solutions mères de macronutriments :

1. Solution à 1 M en $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ (115 g/L)
2. Solution à 1 M en KNO_3 (101,1 g/L)
3. Solution à 1 M en $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ (164,1 g/L)
4. Solution à 1 M en MgSO_4 (120,4 g/L)

Solution mère de micronutriments : les éléments suivants seront combinés dans une solution stock de "micronutriments", 1 mL de cette solution sera utilisé pour un volume total de solution d'arrosage de 1L.

5. Solution à :

- 2.86 g/L en H_3BO_3
- 1.81 g/L en $\text{MnCl}_2 \cdot 4(\text{H}_2\text{O})$
- 0.22 g/L en $\text{ZnSO}_4 \cdot 7(\text{H}_2\text{O})$ ce qui équivaut à 5 $\mu\text{g/L}$ en Zn dans la solution d'arrosage finale (solution d'Hoagland diluée par 10)
- 0.08 g/L en $\text{CuSO}_4 \cdot 5(\text{H}_2\text{O})$
- 0.02 g/L en $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2(\text{H}_2\text{O})$

6. Solution stock de fer:

Pour la solution de fer, dissoudre 26,1 g d'EDTA dans 286 mL d'eau déminéralisée où ont été dissous préalablement 19 g de KOH. Dissoudre ensuite 24,9 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7(\text{H}_2\text{O})$ dans approximativement 500 mL d'eau déminéralisée. Ajouter lentement sous hotte la solution de Fer à la solution d'EDTA et laisser aérer tout en assurant un mélange constant (avec agitateur magnétique) pendant une nuit complète. Contrôler le pH (stabilisé aux alentours de 7,1 normalement), la solution (couleur bordeaux) est l'objet de très peu de précipitation. Ajuster le volume à 1 L et stocker au noir (la bouteille peut pour cela être recouverte de papier aluminium).

Pour constituer la solution finale, mélanger les quantités suivantes de solutions mères dans un volume total final de 1L :

TABLEAU B.1: Volumes de solutions mères à mélanger pour préparer la solution d'Hoagland

Solution mère	Volume à diluer dans 1L de solution finale
1	1 mL
2	6 mL
3	4 mL
4	2 mL
5	1 mL
6	0,25 mL

Abstract

During winter, deicing salts are spread on roads in order to preserve road safety for users. Under the influence of different parameters, these compounds are partly transferred to the environment, the rest of it being collected by the road runoff retention systems. However, road runoff retention ponds have not been designed for deicing salt treatment; they only play a role in the regulation of fluxes before their rejection into the environment. Furthermore, NaCl has a harmful impact on the environment, because of its toxicity to certain aquatic organisms and because it contributes to the increase of trace metal (TM) mobility, which are toxic as well. This shows the need for a specific treatment for these compounds. The objective of this research is to bring better understanding of deicing salt dynamics in a retention pond, but also to investigate the potential use of phytoremediation as a treatment solution for road runoff.

A model retention pond was selected; it is located along a highway in Chenevières (Lorraine region, France). The first part of the work focused on the monitoring and the characterization of NaCl transfers in this pond. Water was weekly sampled for 3 years at the pond input and output and NaCl and TM concentrations were measured. Meteorological conditions and salt spreading data were monitored to appraise the salt fraction actually collected by the pond. Results showed that only 25 to 50 % of the spread salt is effectively collected. Moreover, results on NaCl dynamics proved that the pond only plays a role on transient storage and salt dilution before rejection into the environment.

Moreover, measurements and analyses of sampled basin sediments and roadside soils were performed to assess speciation and TM mobility in this particular context. In this case, no significant effect of NaCl was recorded except for zinc (Zn); but major ions were mobilized.

When it comes to treatments, conventional desalination technologies are too expensive and inappropriate in this context. Then, potentialities of phytodesalination were explored. Three halophyte plants were selected on the basis of specific criteria, allowing their use in road runoff context: *Armeria maritima*, *Atriplex halimus* and *Atriplex hortensis* L. Germination and growth experiments were run in various salinity conditions and in the presence/absence of Zn, in order to assess their tolerance to salt and Zn, as well as their accumulation abilities. These plants showed a high tolerance for NaCl in salinities in the range of those encountered in road runoff existing treatment systems at Chenevières. The three species accumulated significant amounts of NaCl and zinc in their aerial parts. The use of halophytes for phytodesalination of road runoff is a promising technique to address the issue of environmental impact of deicing salts.

Keywords : deicing salt, trace metals, road runoff retention pond, water pollution, halophytes, phytoremediation

Résumé

En période hivernale, des fondants routiers sont épandus sur les chaussées afin de préserver la sécurité des usagers. Sous l'influence de divers paramètres, ces produits se retrouvent en partie dans l'environnement, le reste étant collecté par des systèmes de rétention des eaux de ruissellement routières. Or, les bassins de rétention ne sont pas conçus pour traiter ces fondants, et jouent uniquement un rôle de régulation des flux rejetés dans l'environnement. L'effet du NaCl sur l'environnement est néfaste, en raison de sa toxicité directe envers certains organismes et, indirectement parce qu'il contribue à augmenter la mobilité des ETM (Éléments Traces Métalliques), eux-mêmes toxiques. Ceci démontre un besoin d'assainissement particulier pour ces produits. L'objectif de cette thèse est d'étudier les transferts de NaCl par un bassin de rétention, mais également d'investiguer la possibilité d'utiliser la phytoremédiation comme base d'une solution d'assainissement des eaux de ruissellement routières.

Le bassin de rétention choisi comme modèle est un bassin récent situé à Chenevières (Lorraine, France), en bordure d'une route nationale. La première partie du travail a porté sur la mesure et la caractérisation des transferts de NaCl dans ce bassin. L'eau a été collectée en entrée/sortie chaque semaine pendant 3 ans, et les concentrations en NaCl et ETM mesurées. Les conditions météorologiques et les données d'épandage de sel ont été suivies pour évaluer la proportion de sel effectivement transférée vers le réseau de collecte des eaux de ruissellement routières. Les résultats montrent que 25 à 50 % du sel épandu est effectivement collecté. De plus, les résultats sur la dynamique du NaCl prouvent que le bassin joue uniquement un rôle de rétention temporaire et de dilution avant rejet vers l'environnement.

Ensuite, des mesures et analyses des sédiments du bassin et des sols de bord de route ont été conduites pour caractériser la spéciation et la mobilité des ETM dans ce contexte routier particulier. Dans ce cas précis, le NaCl n'a pas eu d'effet significatif sur la mobilisation des ETM, hormis le zinc (Zn). En revanche, il a provoqué la mobilisation d'autres ions majeurs.

Concernant le traitement, les procédés conventionnels de dessalement d'eau sont trop coûteux et inadaptés. C'est pourquoi les potentialités d'une solution d'assainissement par phytoremédiation ont été explorées. Trois plantes halophytes ont été sélectionnées selon des critères permettant leur utilisation en contexte routier, *Armeria maritima*, *Atriplex halimus* et *Atriplex hortensis* L. Des expériences de germination/croissance ont été effectuées dans différentes conditions de salinité et de concentration en Zn pour évaluer leur tolérance à la salinité, à la présence de Zn et leurs capacités d'accumulation. Ces plantes ont montré une tolérance au NaCl dans des conditions de salinité représentatives de celles mesurées dans les réseaux d'assainissement routiers à Chenevières. De plus, les trois espèces accumulent dans leurs parties aériennes des quantités significatives de NaCl, ainsi que du zinc. L'utilisation des halophytes pour la phytodésalinisation en domaine routier s'avère être une technologie prometteuse pour répondre à la problématique de l'impact environnemental des fondants routiers.

Mots clés : fondant routier, éléments traces métalliques, bassin de rétention des eaux de ruissellement routières, pollution de l'eau, halophytes, phytoremédiation