



Développement d'un système de traitement des eaux de ruissellement routier par marais épurateur adapté et lit filtrant réactif

Thèse

Bertrand Morteau

Doctorat en génie civil
Philosophiae doctor (Ph. D.)

Québec, Canada

© Bertrand Morteau, 2014

Résumé

Les eaux de ruissellement routier constituent une problématique due principalement à la circulation routière. Dans certains pays des sels de déglacage sont répandus sur les routes pendant l'hiver et ceci ajoute d'autres contaminants à cette problématique. Pour traiter ces eaux de ruissellement il a été proposé d'utiliser un marais épurateur construit (MEC) couplé à un lit filtrant. Étant donné le taux de salinité élevé de ces eaux, il a également été suggéré de se servir d'espèces halophytes (plantes qui accumulent les sels) pour le MEC. Le lit filtrant serait composé de calcite, un minéral qui adsorbe le phosphore.

L'un des objectifs de cette étude est de déterminer la faisabilité d'un traitement par MEC avec des espèces halophytes en évaluant d'abord les conditions optimales nécessaires pour la croissance des espèces sélectionnées (*Atriplex patula*, *Salicornia europaea*, *Spergularia canadensis*, *Typha augustifolia*), et leur capacité d'accumulation des sels. Des essais-pilotes menés en serres sont ensuite réalisés à partir des valeurs optimales de ces facteurs. L'autre objectif est d'étudier la capacité d'adsorption par la calcite en fonction de la concentration de phosphore initiale, du temps et de la présence ou non de métaux dans l'eau. Ces caractéristiques nous permettent de définir les paramètres d'essais d'adsorption menés dans des colonnes qui nous permettront de formuler des recommandations quant à la conception du lit filtrant.

Les essais-pilotes ont permis d'atteindre des taux d'enlèvement de chlorure et de sodium allant jusqu'à 97 % selon l'espèce halophyte considérée. Les plus hauts taux d'enlèvement ont été constatés dans le cas des unités pilotes d'*Atriplex patula*. Il a été observé que les adsorptions de phosphore par la calcite ont atteint 1,7 mg P/g de calcite. Les résultats des essais en colonne ont présenté des réductions des concentrations allant jusqu'à 64 %. Cependant le traitement pourrait être meilleur à grande échelle. Des suggestions de recherches futures pour l'amélioration de ces traitements sont présentées en conclusion.

Abstract

Road runoff is a worldwide problematic, mainly due to metals and hydrocarbon released by cars. Certain Nordic countries like Canada add other contaminants to this chemical mixture by spreading de-icing salts on their roads during winter. With the goal of treating high salt concentration road runoff, it has been proposed to use a constructed wetland coupled with a packed bed filter. Halophytic plants (plants able to accumulate salts) have been suggested as the constructed wetland vegetation. The packed bed filter would be filled with calcite, a phosphorus adsorbant material.

The first objective of this thesis was to determine the feasibility of a treatment by constructed wetlands with halophytic plants. Our methodology consisted in evaluating the optimal conditions (1) for the growth of the selected species (*Atriplex patula*, *Salicornia europaea*, *Spergularia canadensis* and *Typha angustifolia*) and (2) for NaCl accumulation. Those results have been used to design 16 pilot tests by our laboratory. The second objective was to study the phosphorus adsorption capability of calcite as a function of the initial phosphorus concentration, time, temperature and the presence of metals. Adsorption was then tested in column tests.

Constructed wetland pilots resulted in chloride and sodium reduction rates from 0 to 97 % depending on the species. The calcite presented adsorptions of active phosphorus up to 1.7 P/g mg of calcite. The results of the column tests allowed a 64 % removal of phosphorus. Saturation of calcite has been reached in a few hours. Treatment could be improved on a large scale device.

It is recommended to place the packed bed filter after the MECA and to follow the design parameters: 1) nutrition complement in the substrate, 2) water level close to the soil surface, 3) a residence time of one week and 4) different basins to be able to optimize the phytoremediation capabilities of the selected species. Packed bed filter should have a residence time of two hours and a calcite of 0.317 cm granulometry. Suggestions for future research to improve treatment system are presented in the conclusion section.

Table des matières

RÉSUMÉ.....	III
ABSTRACT	V
TABLE DES MATIÈRES.....	VII
REMERCIEMENTS.....	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES	XV
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XIX
CHAPITRE I INTRODUCTION.....	1
1.1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE.....	2
1.1.1. <i>Eaux de ruissellement routier</i>	3
1.2. GESTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT ROUTIER	20
1.2.1. <i>Système de gestion et de traitement des eaux de ruissellement routier</i>	21
1.2.2. <i>Procédés d'enlèvement des sels</i>	22
1.2.3. <i>Procédés d'enlèvement du phosphore</i>	24
1.3. CHOIX DES TECHNIQUES DE TRAITEMENT DES EAUX DE RUISSELLEMENT ROUTIER	26
1.4. HYPOTHÈSES DE RECHERCHE ET OBJECTIFS	31
1.4.1. <i>Hypothèses de recherche</i>	32
1.4.2. <i>Objectifs du doctorat</i>	32
1.5. ORGANISATION DE LA THÈSE.....	33
CHAPITRE II ÉTAT DES CONNAISSANCES	35
2.1. LES MARAIS ÉPURATEURS CONSTRUITS.....	35
2.1.1. <i>Description physique des MEC</i>	35
2.1.2. <i>Le substrat</i>	37
2.1.3. <i>Procédés biologiques</i>	39
2.1.4. <i>Hydrologie et hydraulique des MEC</i>	42
2.1.5. <i>Temps de séjour de l'eau dans le marais</i>	48
2.1.6. <i>Enlèvement du phosphore, du chlorure et du sodium des eaux de ruissellement routier par MEC</i>	49
2.1.7. <i>MEC traitant les eaux de ruissellement routier</i>	53

2.2.	TRAITEMENT PAR LES PLANTES HALOPHYTES	57
2.2.1.	<i>Phytoabsorption</i>	57
2.2.2.	<i>Adaptation des plantes halophytes au sel</i>	61
2.2.3.	<i>Sélection des espèces</i>	67
2.2.4.	<i>Atriplex patula</i>	71
2.2.5.	<i>Salicornia europaea</i>	74
2.2.6.	<i>Spergularia canadensis</i>	76
2.2.7.	<i>Typha angustifolia</i>	78
2.3.	LIT FILTRANT	83
2.3.1.	<i>Description générale</i>	83
2.3.2.	<i>Adsorption et isothermes</i>	85
2.3.3.	<i>Modèle d'adsorption de Langmuir</i>	90
2.3.4.	<i>Modèle d'adsorption de Freundlich</i>	92
2.3.5.	<i>Cinétique de l'adsorption</i>	93
2.3.6.	<i>Description du procédé d'adsorption en flux continu</i>	95
2.3.7.	<i>Présentation de l'adsorbant du lit filtrant : la calcite</i>	98
2.4.	PRÉSENTATION DU SITE DE L'ÉTUDE : LE LAC SAINT-AUGUSTIN ET SON BASSIN VERSANT	101
2.4.1.	<i>Historique du lac et de sa contamination</i>	102
2.4.2.	<i>Description du lac et de son bassin versant</i>	103
2.4.3.	<i>Description hydrologique</i>	106
2.4.4.	<i>État de santé du lac et de ses tributaires</i>	107
CHAPITRE III	MATÉRIEL ET MÉTHODES	115
3.1.	SCHÉMA MÉTHODOLOGIQUE	115
3.2.	PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LES ESSAIS PORTANT SUR LA PHYSIOLOGIE DES PLANTES HALOPHYTES SÉLECTIONNÉES (PHASE I)	116
3.2.1.	<i>Germination dans des conditions salines</i>	117
3.2.2.	<i>Évaluation de l'impact de la salinité sur la croissance et l'accumulation de sel par les plantes</i>	118
3.3.	OPTIMISATION DE L'ACCUMULATION DE CHLORURE ET DE SODIUM, ET DE LA CROISSANCE DES PLANTES (PHASE II)	120
3.3.1.	<i>Substrat et nutrition des plantes</i>	121
3.3.2.	<i>Taux de saturation hydrique du substrat</i>	123
3.3.3.	<i>Densité des plantes</i>	124
3.3.4.	<i>Cinétique d'absorption</i>	125
3.3.5.	<i>Statistiques</i>	126

3.4.	PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LES ESSAIS-PILOTES (PHASE III).....	127
3.4.1.	<i>Eaux à traiter</i>	127
3.4.2.	<i>Unités-pilotes</i>	128
3.4.3.	<i>Suivi des essais-pilotes en serre</i>	135
3.4.4.	<i>Description des résultats</i>	139
3.4.5.	<i>Statistiques</i>	141
3.5.	PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL POUR LES ESSAIS D'ADSORPTION DU PHOSPHORE PAR LA CALCITE (PHASE IV). 141	
3.5.1.	<i>Les caractéristiques de la calcite</i>	142
3.5.2.	<i>Étude de l'adsorption en batch de l'adsorption du P par la calcite</i>	145
3.5.3.	<i>Étude par des essais d'adsorption en continu du P par la calcite en colonnes</i>	152
CHAPITRE IV	RÉSULTATS ET DISCUSSION	155
4.1.	ESSAIS PORTANT SUR LA PHYSIOLOGIE DES PLANTES HALOPHYTES SÉLECTIONNÉES (PHASE I)	155
4.1.1.	<i>Germination et salinité</i>	155
4.1.2.	<i>Impact de la salinité sur la croissance et l'accumulation de sel des plantes</i>	162
4.2.	OPTIMISATION DE L'ACCUMULATION DE CHLORURE ET DE SODIUM, ET DE LA CROISSANCE DES PLANTES (PHASE II)	177
4.2.1.	<i>Impact de la nutrition du substrat sur la croissance et l'accumulation de sel par les plantes</i>	177
4.2.2.	<i>Impact du taux de saturation hydrique du substrat sur la croissance et l'accumulation de sel des plantes</i>	185
4.2.3.	<i>Impact de la densité de plantation sur la croissance et l'accumulation de sel par les plantes</i>	192
4.2.4.	<i>Cinétique d'absorption du chlorure et du sodium</i>	199
4.2.5.	<i>Conclusions des phases I et II</i>	204
4.3.	LES ESSAIS-PILOTES DU MECA (PHASE III)	206
4.3.1.	<i>Bilan hydrique</i>	206
4.3.2.	<i>Le pH et la conductivité électrique</i>	214
4.3.3.	<i>Chlorure et sodium dans les effluents et l'affluent des essais-pilotes</i>	222
4.3.4.	<i>Les plantes</i>	233
4.3.5.	<i>Le chlorure et le sodium dans le substrat</i>	246
4.3.6.	<i>Répartition des masses de sodium et de chlorure</i>	250
4.3.7.	<i>Efficacité d'enlèvement</i>	254
4.4.	LE MECA : DU LABORATOIRE À L'APPLICATION SUR LE TERRAIN	257
4.4.1.	<i>Conclusion de la phase III</i>	260
4.5.	LIT FILTRANT (PHASE IV).....	263

4.5.1.	<i>Isothermes d'adsorption et modélisation</i>	263
4.5.2.	<i>Cinétique d'adsorption</i>	268
4.5.3.	<i>Le pH et l'adsorption du P</i>	270
4.5.4.	<i>Influence des métaux sur l'adsorption du P</i>	275
4.5.5.	<i>Essais en colonnes</i>	277
4.5.6.	<i>Place du lit filtrant dans le système de traitement</i>	282
4.5.7.	<i>Conclusions de la phase IV</i>	283
CHAPITRE V	CONCLUSIONS	285
5.1.	CONCLUSIONS GÉNÉRALES	285
5.2.	CONTRIBUTION SCIENTIFIQUE	290
5.3.	PERSPECTIVES	291
5.4.	DÉVELOPPEMENTS FUTURS	294
RÉFÉRENCES		297
ANNEXE A	SOLUTION HOAGLAND	324
ANNEXE B	MATÉRIELS POUR LES ESSAI PILOTES	325
ANNEXE C	RÉSULTATS DE LA PREMIÈRE PHASE	326
ANNEXE D	RÉSULTATS DES ESSAIS-PILOTES (PARTIE 1)	368
ANNEXE E	RÉSULTATS DES ESSAIS PILOTES (PARTIE 2)	380
ANNEXE F	CALCUL DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION	393
ANNEXE G	CALCUL DE LA RÉTENTION DE SEL PAR BAC	394
ANNEXE H	RÉSULTATS DE LA PHASE IV	395

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier ma directrice, D_{re} Rosa Galvez, et ma co-directrice, D_{re} Gaëlle Triffault-Bouchet, pour les conseils qu'elles m'ont fournis durant ce doctorat afin de le terminer avec succès. Leurs corrections précises et constructives, par rapport aux présentations, aux rapports écrits et à cette thèse, m'ont permis d'améliorer mes capacités à communiquer. Elles m'ont également aidé à orienter scientifiquement ce travail.

Je dois un grand merci au D_{re} Galvez pour les occasions qu'elle m'a offertes de voyager pour ma formation aux États-Unis et au Brésil.

Je voulais également remercier le D^r Leroueil pour être venu à mes différents séminaires, et avoir ainsi orienté mes recherches par de judicieux conseils, de même que le technicien du laboratoire de génie civil de l'Université Laval, M. Michel Bisping, pour ses suggestions.

Ce travail n'aurait pas non plus été possible sans les suggestions et l'enseignement de Christy Carter à la Tennessee Tech University. Durant un mois, elle m'a enseigné le maximum de connaissances possibles sur les espèces halophytes. Par la suite, ses conseils sur la culture des plantes m'ont également été précieux.

Mes remerciements vont également à tous les employés du CEAEQ qui m'ont aidé, de près ou de loin, durant le doctorat : Louis Martel, Richard Cardin, Réjean Lemire, Nathalie Dassylva, Louise Simoneau et bien d'autres encore.

Je pense aussi aux étudiants qui m'ont accompagné tout au long de ce doctorat, et particulièrement aux stagiaires qui ont grandement contribué à ce travail : Véronique Daviau, Fawn Jackson, Cyrielle Zanuttini et Sonia Phillips.

Liste des tableaux

TABEAU I-1 : CL ₅₀ DES ORGANISMES EXPOSÉS AU CaCl ₂ (INTERNATIONAL ON CHEMICAL SAFETY, 2006).....	12
TABEAU I-2 : CL ₅₀ DES ORGANISMES EXPOSÉS AU NaCl (ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA, 1999).	16
TABEAU I-3 : COMPARATIF DES TRAITEMENTS DISPONIBLES POUR L'ENLÈVEMENT DU CHLORURE ET DU SODIUM	27
TABEAU I-4 : COMPARATIF DES TRAITEMENTS DISPONIBLES POUR L'ENLÈVEMENT DU PHOSPHORE.....	28
TABEAU II-1: TAUX D'ENLÈVEMENT DU CONTAMINANT PAR MEC.....	55
TABEAU II-2 : TAUX DE GERMINATION EN FONCTION DE LA SALINITÉ (TIRÉ DE KEIFFER ET COLL., 1997).....	62
TABEAU II-3 : CONCENTRATION DE Na ⁺ MESURÉE DANS LES TISSUS DE L'ESPÈCE <i>ATRIPLEX PATULA</i>	73
TABEAU II-4 : CONCENTRATION DE Cl ⁻ MESURÉE DANS LES TISSUS DE L'ESPÈCE <i>ATRIPLEX PATULA</i>	74
TABEAU II-5 : DENSITÉS OBSERVÉES DES PLANTES DE L'ESPÈCE <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i> DANS DIVERSES ÉTUDES ET CONDITIONS....	81
TABEAU II-6 : MODÈLES DE CINÉTIQUES D'ADSORPTION EMPLOYÉS.	95
TABEAU II-7 : CARACTÉRISTIQUES DU LAC SAINT-AUGUSTIN ET DE SON BASSIN VERSANT.	105
TABEAU II-8 : CONCENTRATIONS MESURÉES DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT ROUTIER ET MASSES DE CONTAMINANTS APPORTÉS AU LAC.	112
TABEAU III-1 : ORIGINE DES DONNÉES.....	121
TABEAU III-2 : COMPOSITION DES SOLUTIONS NUTRITIVES.....	123
TABEAU III-3 : MOYENNES DES CARACTÉRISTIQUES DE L'AFFLUENT LORS DE L'EXPÉRIENCE.	132
TABEAU III-4 : RÉSUMÉ DES MESURES EFFECTUÉES.....	138
TABEAU III-5 : ANALYSE CHIMIQUE DE LA ROCHE CALCAIRE	144
TABEAU III-6 : MASSE VOLUMIQUE APPARENTE ET PERMÉABILITÉ DE LA CALCITE.....	144
TABEAU III-7 : CONCENTRATIONS DE PHOSPHORE LORS DE L'EXPÉRIENCE.	149
TABEAU IV-1 : SYMBOLE DES ESPÈCES.	155
TABEAU IV-2 : TAUX DE GERMINATION (%).	156
TABEAU IV-3 : NOMBRE DE GRAINES NON GERMÉES UTILISÉES POUR CETTE EXPÉRIENCE.....	157
TABEAU IV-4 : TAUX DE GERMINATION DES GRAINES LORS DE L'EXPÉRIENCE DE RÉCUPÉRATION.	158
TABEAU IV-5 : CROISSANCE DE <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i> ET <i>ATRIPLEX PATULA</i> EXPRIMÉE EN BIOMASSE AÉRIENNE FRAÎCHE ET SÈCHE, EN TAILLE DE LA TIGE ET DE RACINE.....	178
TABEAU IV-6 : ACCUMULATION DE CHLORURE ET DE SODIUM EN FONCTION DU TYPE DE SOLUTION NUTRITIVE ET DE LA CONCENTRATION D'EXPOSITION EN SEL DES PLANTES DES ESPÈCES <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i> ET <i>ATRIPLEX PATULA</i>	183
TABEAU IV-7 : MASSE DE CHLORURE ET DE SODIUM ABSORBÉE PAR PLANTE.	185
TABEAU IV-8 : SUCCULENCE, BIOMASSES SÈCHE DE LA TIGE D' <i>ATRIPLEX PATULA</i> ET DE <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i> EN FONCTION DE LA CONCENTRATION D'EXPOSITION ET DE LA DENSITÉ.	193
TABEAU IV-9 : TAILLES DES TIGES ET DES RACINES D' <i>ATRIPLEX PATULA</i> ET DE <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i>	194
TABEAU IV-10 : TAILLE DU SYSTÈME RACINAIRE POUR <i>ATRIPLEX PATULA</i> ET <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i>	195

TABLEAU IV-11 : BIOMASSE SÈCHE AÉRIENNE PRODUITE PAR M^2 ET TAUX DE SURVIE.....	196
TABLEAU IV-12 : PARAMÈTRES DES MODÈLES CINÉTIQUES.....	203
TABLEAU IV-13 : DÉBITS DES EFFLUENTS DES ESSAIS-PILOTES DURANT LA PARTIE 1 (EN ML/J).	208
TABLEAU IV-14 : ÉVAPOTRANSPIRATIONS DURANT LA PARTIE 1 (MM/J).	209
TABLEAU IV-15 : DÉBITS DES EFFLUENTS DURANT LA DEUXIÈME PARTIE (ML/J).	211
TABLEAU IV-16 : ÉVAPOTRANSPIRATION MOYENNE DURANT LA DEUXIÈME PARTIE (MM/J).	212
TABLEAU IV-17 : PH DE L’AFFLUENT ET DES EFFLUENTS.	215
TABLEAU IV-18 : PH DE L’AFFLUENT ET DES EFFLUENTS LORS DE LA DEUXIÈME PARTIE.	217
TABLEAU IV-19 : COMPARAISON DES RÉSULTATS DE L’ACCUMULATION DE CHLORURE ET DE SODIUM ENTRE LES ESSAIS EN POT ET LES UNITÉS-PILOTES.....	246
TABLEAU IV-20 : CONCENTRATION DE SODIUM DANS LE SUBSTRAT (GRANULOMÉTRIE < 2 MM), PARTIE 1.....	247
TABLEAU IV-21 : CONCENTRATION DE Na^+ ET DE Cl^- DANS LE SUBSTRAT (GRANULOMÉTRIE < 2 MM), PARTIE 2 (EN MG/G). ...	248
TABLEAU IV-22 : COEFFICIENT DE CORRELATION PEARSON LORS DE L’EXPÉRIENCE 1	249
TABLEAU IV-23 : RÉPARTITION DES MASSES DE SODIUM DANS LES UNITÉS-PILOTES DURANT LA PREMIÈRE PARTIE (EXPRIMÉE EN %).	251
TABLEAU IV-24 : RÉPARTITION DES MASSES DE CHLORURE DANS LES UNITÉS-PILOTES DURANT LA PREMIÈRE PARTIE (EXPRIMÉE EN %).	251
TABLEAU IV-25 : RÉPARTITION DES MASSES DE SODIUM DANS LES UNITÉS-PILOTES DURANT LA DEUXIÈME PARTIE (EXPRIMÉE EN %).	252
TABLEAU IV-26 : RÉPARTITION DES MASSES DE CHLORURE DANS LES UNITÉS-PILOTES DURANT LA DEUXIÈME PARTIE (EXPRIMÉE EN %).	253
TABLEAU IV-27 : ENLÈVEMENT DE MASSE DE SODIUM ET DE CHLORURE.	254
TABLEAU IV-28: ENLÈVEMENT DE MASSE DE SODIUM ET DE CHLORURE.	254
TABLEAU IV-29 : ESTIMATION DES SUPERFICIES NÉCESSAIRES POUR L’ENLÈVEMENT DU CHLORURE ET DU SODIUM ARRIVANT DANS LE LAC.	256
TABLEAU IV-30 : ENLÈVEMENT POTENTIEL DE CHLORURE ET DE SODIUM PAR ESPÈCE EN UNE SAISON (PAR L’ADSORPTION DU SUBSTRAT ET L’ABSORPTION DES PLANTES).....	258
TABLEAU IV-31 : CARACTÉRISTIQUES DES MODÈLES D’ADSORPTION DE FREUNDLICH ET LANGMUIR.	265
TABLEAU IV-32 : CARACTÉRISTIQUES DU MODÈLE DE CINÉTIQUE D’ADSORPTION DE PSEUDO-DEUXIÈME ORDRE.	270

Liste des figures

FIGURE I-1 : FLUX DES EAUX DE RUISSELLEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT.....	4
FIGURE I-2 : ÉCHELLE DE SALINITÉ (EN G NaCl/L).	7
FIGURE I-3 : FLUX ET IMPACTS DES SELS DE VOIRIE DANS L'ENVIRONNEMENT (TIRÉE DE CHARBONNEAU, (2006)).....	9
FIGURE I-4 : DIAGRAMME POTENTIEL PH DES ORTHOPHOSPHATES (PASEK, 2008).	19
FIGURE I-5 : COLLECTE DES EAUX DE RUISSELLEMENT ROUTIER (RÉALISÉE PAR VÉRONIQUE DAVIAU (2009) ET ADAPTÉE PAR L'AUTEUR).	31
FIGURE II-1 : DIFFÉRENTS TYPES DE MARAIS (TIRÉE DU MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, (2001)).....	36
FIGURE II-2 : COUPE DE LA TIGE D' <i>EICHHORNIA CRASSIPES</i> (PHOTO PRISE PAR L'AUTEUR EN 2011).	40
FIGURE II-3 : BILAN HYDRIQUE DU MARAIS.	42
FIGURE II-4 : COMPORTEMENTS D'ACCUMULATION DES PLANTES (INSPIRÉE DE PRASAD, 2004).	59
FIGURE II-5 : CROISSANCE THÉORIQUE D'UNE PLANTE.....	60
FIGURE II-6 : CROISSANCE DE PLANTES HALOPHYTES EN PRÉSENCE DE SEL.	63
FIGURE II-7 : GLANDES EXTRACTRICES DE SEL (TIRÉE DE SHABALA ET MACKAY, 2011).	65
FIGURE II-8 : PROCESSUS DE SÉQUESTRATION.	66
FIGURE II-9 : ACCUMULATION DE CHLORURE DANS LA PARTIE AÉRIENNE DE <i>SALICORNIA EUROPAEA</i> , <i>ATRIPLEX PATULA</i> ET <i>SPERGULARIA CANADENSIS</i>	69
FIGURE II-10 : CONCENTRATION DE CHLORURE ET DE SODIUM DANS LE SYSTÈME FOLIAIRE ET RACINAIRE D' <i>ATRIPLEX PATULA</i>	70
FIGURE II-11 : <i>ATRIPLEX PATULA</i>	72
FIGURE II-12 : GRAINES D' <i>ATRIPLEX PATULA</i>	72
FIGURE II-13 : <i>SALICORNIA EUROPAEA</i>	75
FIGURE II-14 : GRAINES DE <i>SALICORNIA EUROPAEA</i>	75
FIGURE II-15 : <i>SPERGULARIA CANADENSIS</i>	77
FIGURE II-16 : GRAINES DE <i>SPERGULARIA CANADENSIS</i>	78
FIGURE II-17 : <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i> (INFLORESCENCES ET TIGES).	79
FIGURE II-18 : LIT FILTRANT (TIRÉE DE CSIRO, 2006).....	84
FIGURE II-19 : TYPE D'ADSORPTION À L'INTERFACE SOLIDE-LIQUIDE (TIRÉE ET TRADUITE DE MYERS, 1999).	87
FIGURE II-20 : PROFIL ÉNERGÉTIQUE DU PROCÉDÉ D'ADSORPTION.	88
FIGURE II-21 : TYPES D'ISOTHERME D'ADSORPTION D'APRÈS YONG (2012).....	89
FIGURE II-22 : FLUX CONTROLANT LE TRANSPORT JUSQU'AUX SITES D'ADSORPTION.....	94
FIGURE II-23 : PROFIL DE CONCENTRATION DANS UNE COLONNE (ADAPTÉE DE HENDRICKS, 2005).	96
FIGURE II-24 : RELATION CARBONATE-PH.	99
FIGURE II-25 : MÉCANISMES D'ADSORPTION DU PHOSPHORE PAR LA CALCITE.....	100
FIGURE II-26 : ÉVOLUTION DU LAC DURANT LES 60 DERNIÈRES ANNÉES.....	102

FIGURE II-27 : LOCALISATION DU LAC SAINT-AUGUSTIN.	104
FIGURE II-28: LAC SAINT-AUGUSTIN ET SES ALENTOURS (TIRÉE DE PILOTE ET COLL., (2002).	105
FIGURE II-29 : LOCALISATION DES TROIS TRIBUTAIRES (T1, T2 ET T3), DE L'EXUTOIRE ET DU BASSIN VERSANT (TRAIT) DU LAC SAINT-AUGUSTIN.	106
FIGURE II-30 : SITES D'ÉCHANTILLONNAGE DES TRIBUTAIRES DES ÉTUDES ANTÉRIEURES.	110
FIGURE III-1: PLAN EXPÉRIMENTAL GLOBAL DE LA THÈSE.	115
FIGURE III-2 : SITE D'ÉCHANTILLONNAGE DE L'EAU DE RUISSELLEMENT (TIRÉE DE GOOGLE EARTH).	128
FIGURE III-3 : SCHÉMA DU BAC D'ESSAI.	129
FIGURE III-4 : PHOTO DE LA SERRE ET DES UNITÉS-PILOTES (S : <i>SALICORNIA EUROPAEA</i> , T : <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i> , TÉ : TÉMOIN, A : <i>ATRIPLEX PATULA</i>).	130
FIGURE III-5 : DÉROULEMENT DE L'EXPÉRIENCE.	134
FIGURE III-6 : ANALYSE DIFFRACTOMÉTRIQUE AUX RAYONS X DE LA CALCITE (DOMINGUEZ, 2005).	143
FIGURE III-7 : EXPÉRIENCE D'ADSORPTION EN BATCH PAR JAR TEST.	146
FIGURE III-8 : PHOTOGRAPHIE DE L'APPAREIL DE JAR TEST.	147
FIGURE III-9 : DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL DES ESSAIS D'ADSORPTION EN CONTINU PAR COLONNE.	153
FIGURE IV-1 : FLORAISON D' <i>ATRIPLEX PATULA</i>	163
FIGURE IV-2 : CROISSANCE ET TAUX DE CROISSANCE DES PLANTES.	164
FIGURE IV-3 : BIOMASSE AÉRIENNE FRAÎCHE DES PLANTES.	165
FIGURE IV-4 : BIOMASSE AÉRIENNE SÈCHE DES ESPÈCES.	167
FIGURE IV-5 : CONCENTRATION DE CHLORURE DANS LA PARTIE AÉRIENNE DES PLANTES (MG CL ⁻ /G MS).	170
FIGURE IV-6 : CONCENTRATION DE SODIUM DANS LA PARTIE AÉRIENNE DE LA PLANTE (MG NA ⁺ /G MS).	171
FIGURE IV-7 : ACCUMULATION DE CHLORURE (A) ET DE SODIUM (B) PAR PLANTE ET DANS LEUR PARTIE AÉRIENNE (MG/PLANTE).	175
FIGURE IV-8 : BIOMASSE FRAÎCHE (A) ET SUCCULENCE (B) D' <i>ATRIPLEX PATULA</i> AVEC EXPOSITION DES PLANTES AU STADE DE DÉVELOPPEMENT HUIT FEUILLES.	186
FIGURE IV-9 : BIOMASSE SÈCHE (A) ET TAILLE DE LA RACINE (B) D' <i>ATRIPLEX PATULA</i>	188
FIGURE IV-10 : CINÉTIQUE D'ABSORPTION DU CHLORURE (A) ET DU SODIUM (B) POUR <i>ATRIPLEX PATULA</i> ET <i>TYPHA ANGUSTIFOLIA</i>	200
FIGURE IV-11 : CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE AU COURS DE LA PARTIE 1 DE L'EXPÉRIENCE (EXPRIMÉE EN µS/CM).	216
FIGURE IV-12 : CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE AU COURS DE LA PARTIE 2.	218
FIGURE IV-13 : CORRÉLATION PH/TEMPS DE SÉJOUR DE L'EAU DANS LES UNITÉS-PILOTES.	220
FIGURE IV-14 : ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE CHLORURE LORS DE LA PREMIÈRE PARTIE (MG/L).	223
FIGURE IV-15 : ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE SODIUM DANS L'AFFLUENT ET LES EFFLUENTS DES ESSAIS-PILOTES LORS DE LA PREMIÈRE PARTIE (EN MG/L).	224
FIGURE IV-16 : ÉVOLUTION DU DÉBIT MASSIQUE DE CHLORURE ET DE SODIUM DURANT LA PARTIE 1 (EN G/J).	225

FIGURE IV-17 : ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE CHLORURE DURANT LA PARTIE 2 (MG/L).	227
FIGURE IV-18 : ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE SODIUM LORS DE LA DEUXIÈME PARTIE (EN MG/L).	228
FIGURE IV-19 : ÉVOLUTION DU DÉBIT MASSIQUE DE CHLORURE ET DE SODIUM DURANT LA PARTIE 2 (EN G/J).....	229
FIGURE IV-20 : RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS DE CHLORURE ET DE SODIUM ET LA CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE.	230
FIGURE IV-21 : ÉVOLUTION DE LA TAILLE MOYENNE DES PLANTES (PARTIE 1) (EN CM).	233
FIGURE IV-22 : BIOMASSE SÈCHE DES PLANTES (EN G/M ²) À LA FIN DE L'EXPÉRIENCE.	234
FIGURE IV-23 : ACCUMULATION DE SODIUM DANS LES PARTIES AÉRIENNES DES PLANTES DES UNITÉS-PILOTES À LA FIN DE L'EXPÉRIENCE.....	235
FIGURE IV-24 : ACCUMULATION DE CHLORURE DANS LES PARTIES AÉRIENNES DES PLANTES DES UNITÉS-PILOTES.	236
FIGURE IV-25 : ÉVOLUTION DE LA TAILLE MOYENNE DE LA TIGE DES PLANTES (PARTIE 2) (EN CM).	237
FIGURE IV-26 : BIOMASSE AÉRIENNE SÈCHE DES PLANTES (EN G/M ²).	238
FIGURE IV-27 : ACCUMULATION DE SODIUM DANS LES PARTIES AÉRIENNES DES PLANTES DES UNITÉS-PILOTES (G Na ⁺ /M ²).	239
FIGURE IV-28 : ACCUMULATION DE CHLORURE PAR LES PARTIES AÉRIENNES DES PLANTES DES UNITÉS-PILOTES (G Cl ⁻ /M ²).	240
FIGURE IV-29 : RELATION ENTRE L'ÉVAPOTRANSPIRATION ET LA BIOMASSE DES PLANTES.	244
FIGURE IV-30 : ISOTHERME D'ADSORPTION DU P, CALCITE DE GRANULOMÉTRIE 0,317 CM.	263
FIGURE IV-31 : ISOTHERME D'ADSORPTION DU P, CALCITE DE GRANULOMÉTRIE 0,635 CM.	264
FIGURE IV-32 : ADSORPTION DU CHLORURE ET DU SODIUM PAR LA CALCITE	267
FIGURE IV-33 : CINÉTIQUE D'ADSORPTION DU P PAR LA CALCITE.	269
FIGURE IV-34 : ÉVOLUTION DU PH LORS DE L'ADSORPTION DE P PAR LA CALCITE.	271
FIGURE IV-35 : INFLUENCE DU PH SUR LES ISOTHERMES.	274
FIGURE IV-36 : INFLUENCE DES MÉTAUX SUR L'ADSORPTION DU P SUR LA CALCITE (MOYENNE : LIGNE NOIRE).	276
FIGURE IV-37 : ENLÈVEMENT DU P PAR LA CALCITE EN FONCTION DU TEMPS.....	279
FIGURE IV-38 : ENLÈVEMENT DU P PAR LA CALCITE.....	280

Liste des abréviations

ADN :	Acide désoxyribonucléique.
ADP :	Adénosine diphosphate.
AL :	Aire du lac.
ANOVA :	Analyse de variance.
ARN :	Acide ribonucléique.
ATP :	Adénosine tri-phosphate.
CEAEQ :	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
CL₅₀ :	Concentration létale pour 50 % des individus.
COD :	Carbone organique dissous.
DBO₅ :	Demande biologique en oxygène sur 5 jours.
DJMA :	Débit journalier moyen annuel (nombre de véhicules/j).
HAP :	Hydrocarbure aromatique polycyclique.
IRDA :	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement.
L :	Produit de solubilité.
M :	Ion métallique.
MDDEP :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
MEC :	Marais épurateur construit.
MECA :	MEC adapté.
MECES :	MEC à écoulement surfacique.
MECESS :	MEC à écoulement sous surfacique.
MES :	Matières en suspension.
MO :	Matière organique.
MS :	Matière sèche.
N.B. :	<i>Nota bene.</i>
PEHD :	Polyéthylène de haute densité
TNT :	Trinitrotoluène.
UTN :	Unité de turbidité néphélométrique.

Liste des symboles

a :	Activité (mg/l).
A :	Aire du MEC (m^2).
A_c :	Aire de la colonne dans le sens de la largeur (cm^2).
a(X)_{GI} :	Activité de X à l'état de saturation (mg/l).
B :	Conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité (m/s).
C :	Concentration à l'instant t (mg/l).
C₀ :	Concentration au temps t = 0 (mg/l).
C_b :	Concentration minimale (mg/l).
C_e :	Concentration du contaminant à l'équilibre (mg/l).
C_i :	Concentration de l'affluent (mg/l).
C_o :	Concentration de l'effluent (mg/l).
C_p :	Chaleur spécifique de l'air (J/g.K)
Cond_a :	Conductivité électrique de l'affluent ($\mu\text{S/cm}$).
Cond_e :	Conductivité électrique de l'effluent ($\mu\text{S/cm}$).
D_m :	Débit massique (g/j).
e :	Pression de vapeur (kPa).
E_i :	Élévation à l'intérieur des berges (m).
E_e :	Élévation à l'extérieur des berges (m).
E_w :	Élévation du niveau de l'eau dans le marais (m).
E_{lt} :	Élévation du haut de la couche imperméable (m).
E_{lb} :	Élévation du bas de la couche imperméable (m).
EP :	Évaporation (mm/j).
ET :	Évapotranspiration (mm/j).
f :	Fraction de site occupé (sans dimension).
G₀ :	Flux de chaleur provenant du sol (W/m^2).
h :	Temps (h).
HLR :	Taux de charge hydraulique (m/s).
Hum :	Humidité relative (pourcentage).
K :	Température en Kelvin ($^{\circ}\text{K}$).
k :	Constante d'adsorption (sans dimension).

k_{ads} :	Constante de la réaction d'adsorption (sans dimension).
k_{eff} :	Efficacité du marais (m/j).
k_{des} :	Constante de la réaction de désorption (sans dimension).
K_f :	Coefficient d'adsorption de Freundlich (l/mg).
k_1 :	Constante cinétique de pseudo-premier ordre (min^{-1}).
k_2 :	Constante cinétique de pseudo-deuxième ordre ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$).
L (réacteur) :	Longueur du réacteur nécessaire (m).
L_b	Longueur des berges (m).
L_{sat} :	Longueur de la zone saturée (m).
Lux :	Unité de luminosité.
L_{wf} :	Longueur de la zone de transfert (m).
m :	Masse de l'adsorbant (g).
m_{Cl^-} :	Masse molaire du chlorure (g.mol^{-1}).
m_{NaCl} :	Masse molaire du chlorure de sodium (g.mol^{-1}).
M_p :	Masse accumulée dans les plantes (g).
M_a :	Masse dans l'affluent (g).
$M_{calcite}$:	Masse de la calcite (g).
M_{Cl^-} :	Masse de chlorure (g).
M_{Na^+} :	Masse de sodium (g).
n :	Coefficient empirique (sans dimension) (isotherme d'adsorption de Freundlich).
N :	Nombre de moles de l'adsorbat à la surface de l'adsorbant.
P :	Précipitation (mm/j).
Q :	Débit (m^3/j).
Q_b :	Perte par les berges du MEC (m^3/j).
Q_c :	Débit provenant du ruissellement du bassin versant du MEC (m^3/j).
q_e :	Capacité d'adsorption (mg d'adsorbat/g d'adsorbant).
Q_{gw} :	Débit des infiltrations par l'eau souterraine (m^3/j).
Q_i :	Débit de l'affluent (m^3/j).
q_m :	Nombre total de sites d'adsorption par unité de masse d'adsorbant (# de sites/g d'adsorbant).
Q_o :	Débit de l'effluent (m^3/j).

Q_{sm} :	Débit provenant de la fonte des glaces (m^3/j).
q_t :	Adsorption au temps t (mg d'adsorbat/g d'adsorbant).
R :	Constante des gaz parfaits ($J.mol^{-1}.K^{-1}$).
r^2 :	Coefficient de corrélation (sans dimension).
r_a :	Résistance aérodynamique (s/m)
r_{ads} :	Taux d'adsorption ($mg.cm^{-2}.t^{-1}$).
r_{des} :	Taux de désorption ($mg.cm^{-2}.t^{-1}$).
R_n :	Radiation net (W/m^2).
S :	Pourcentage d'ensoleillement possible (%).
sec :	Seconde (s).
T :	Température (K).
t :	Temps (j).
t_0 :	Temps à $t = 0$ (j).
T_j :	Taille de la plante au jour j .
T_{j-k} :	Taille de la plante à k jours antérieurs à j .
V :	Volume de soluté (l).
V_{active} :	Volume d'eau en mouvement (m^3).
$V_{calcite}$:	Volume de la calcite (cm^3).
V_{lit} :	Volume du marais (eau + substrat) (m^3).
V_t :	Volume de solution ayant traversé la colonne au temps t (l).
v_{wf} :	Vitesse d'avancée de la zone de transfert de masse (m/s) ou du point d'inflexion de la courbe de concentration à la hauteur Z et au temps t .
V_i :	Volume de l'affluent (m^3).
V_0 :	Volume de l'effluent (m^3).
$V_{eau\ interstitielle}$:	Volume de l'eau interstitielle (m^3).
V_{succ} :	Volume de la succulence (m^3).
W :	Vitesse du vent (m/s).
$\bar{X}^*$:	Sites d'adsorption occupés lorsque le soluté atteint la saturation (mg d'adsorbat/g d'adsorbant).
$\bar{X}$:	Nombre de sites d'adsorption occupés (mg d'adsorbat/g d'adsorbant).
$[X]$:	Concentration de X (mg/l).

x :	Masse du contaminant adsorbé pendant la phase solide (g).
X_e :	Fraction de soluté adsorbée (sans dimension).
X_t :	Fraction adsorbée à l'équilibre (sans dimension).
Z :	Hauteur atteinte (cm).
α :	Degré de significativité du test de différence (sans dimension).
ε :	Porosité (sans unité).
ρ :	Masse volumique (g/cm^3).
σ :	Tension de surface (N.m^{-1}).
τ :	Temps de séjour (j).
τ_a :	Temps de séjour modifié (j).
τ_i :	Temps de séjour calculé à partir du flux de l'affluent (j).
τ_n :	Temps nominal de séjour (j).
γ :	Constante psychrométrique ($\text{mb/}^\circ\text{C}$).
β :	Rapport de Bowen.
Δ :	Pente de la pression de vapeur saturée ($\text{mb/}^\circ\text{C}$).
$\varnothing$:	Diamètre (mm).
λ :	Coefficient empirique (m/d).
Φ :	Chaleur latente de vaporisation (J/m^3).

Chapitre I **Introduction**

Les eaux de ruissellement routier sont une source de pollution au niveau planétaire. Elles contiennent généralement un mélange de contaminants tel que des métaux et des hydrocarbures. Au Canada, d'autres contaminants s'ajoutent à la problématique des eaux de ruissellement routier. Étant donné les hivers rigoureux, la neige constitue le quotidien de la majorité de la population. Au cours des déplacements en voiture, les conducteurs veulent des conditions de conduite sécuritaires. Les routes font donc l'objet d'un entretien régulier de la part des différents ministères des transports provinciaux et municipaux. Des sels et des abrasifs sont épandus lors des chutes de neige ou lors de verglas. Cependant, ces produits utilisés en grande quantité sont des sources de problèmes environnementaux (Environnement Canada et Santé Canada, 1999; Mayer et coll., 1999). Les effets suivants peuvent être constatés : la détérioration de la structure du sol, la désorption de métaux, des effets létaux sur la faune et la flore, la destruction des bourgeons, la diminution de la biodiversité, etc. (Environnement Canada et Santé Canada, 1999; Marsalek, 2003)

Actuellement, différents traitements existent pour les eaux de ruissellement routier, dont les étangs de sédimentation, les séparateurs d'huile et les marais épurateur construit (MEC) (Marsalek, 2003) mais aucun ne traitent les sels de déglacage. De plus les eaux de ruissellement routier contiennent parfois des concentrations de phosphore dépassant les normes en vigueur. Un développement technologique est donc nécessaire pour pouvoir effectuer le traitement de ces eaux de ruissellement selon leur caractéristique chimique singulière (sel de déglacage et phosphore). Une comparaison des traitements nous a amené à choisir un MEC et un lit filtrant comme étant les meilleures alternatives. Ce travail de doctorat porte ainsi sur l'étude d'un MEC suivi d'un lit filtrant. Cette solution a été proposée par l'équipe de recherche de la Dre Galvez. Il s'agit d'un traitement écologique, économique et innovant, mais qui requiert un développement technologique important. Le MEC doit être adapté pour permettre un enlèvement des sels de déglacage au moyen de plantes. Quant au lit filtrant, on doit définir ses paramètres en fonction du matériau choisi, soit un minéral riche en calcite.

Le MEC a pour but de traiter le chlorure et le sodium à l'aide de plantes. Une partie de la recherche présentée est donc destinée à :

- 1) comprendre le fonctionnement des plantes et améliorer leur absorption du chlorure et du sodium ;
- 2) comprendre le fonctionnement du MEC à l'aide d'essais-pilotes.

Le lit filtrant, quant à lui, retient le phosphore grâce à l'adsorption par une calcite. La troisième partie de la recherche porte sur la capacité de cette calcite à adsorber le phosphore et les facteurs faisant varier cette adsorption.

1.1. **Contexte de l'étude**

La problématique des eaux de ruissellement routier concerne toutes les régions peuplées de notre planète. Cette contamination touche également à ce qu'il y a de plus nécessaire à la vie : l'eau. L'Agenda 21 (Nations Unies, 1992) énonce clairement, face à la destruction graduelle et à l'aggravation de la pollution de l'eau, le besoin de nouvelles technologies. De plus, il y est précisé le besoin de la mise sur pied de programmes pour la bonne gestion des eaux de ruissellement dans le but de protéger les ressources en eau de la pollution et de la dégradation des écosystèmes. Par souci de protection des milieux naturels et des ressources en eau, des méthodes concrètes et innovantes doivent être développées face à la problématique des eaux de ruissellement routier.

Le présent chapitre est une description du contexte dans lequel l'étude a été réalisée. Y sont décrits : la problématique des eaux de ruissellement routier dans le monde et leurs spécificités au Canada, s'ensuit la description des différentes technologies d'enlèvement des contaminants présents dans les eaux de ruissellement routier ainsi que la description des choix technologiques adopté pour traiter les eaux de ruissellement routier de nature singulière considéré dans cette thèse.

1.1.1. Eaux de ruissellement routier

1.1.1.1. Mobilité et toxicité des eaux de ruissellement routier

Les eaux de ruissellement routier sont composées d'un mélange assez complexe de polluants, mais aussi de particules de toutes tailles (Birch et coll., 2004). Les données recueillies permettent de déterminer la présence de métaux, d'hydrocarbures, d'additifs aux carburants (Kayhanian et coll., 2008), et pour les pays utilisant des sels de déglacage, du chlorure, du sodium et du calcium (Environnement Canada et Santé Canada, 1999).

1.1.1.1.1. *Devenir des eaux de ruissellement dans l'environnement*

Les contaminants déposés sous forme liquide ou particulaire sur les routes et les autoroutes sont emportés par les précipitations ruisselant à leur surface. En parallèle à cela, les précipitations dissolvent les contaminants atmosphériques et entraînent les contaminants sous formes de particules tel que précisés ci-dessus (Furumai et coll., 2011). Ces eaux de ruissellement se dispersent ensuite dans l'environnement, c'est-à-dire dans les eaux superficielles ou souterraines. Elles font partie des sources diffuses de contamination (Furumai et coll., 2011), ce qui complexifie leur traitement. Les milieux naturels près d'agglomérations urbaines ou de réseaux routiers en subissent directement les impacts.

Des contaminants additionnels peuvent également se rajouter. Par exemple, les résidus de fertilisation (phosphore, nitrate, potassium) de cultures attenantes à la route peuvent s'ajouter aux contaminants. Le devenir des eaux de ruissellement dans l'environnement est présenté dans la Figure I-1. Les contaminants présents dans les eaux de ruissellement routier transitent par les eaux de surface, les eaux souterraines et les sols.

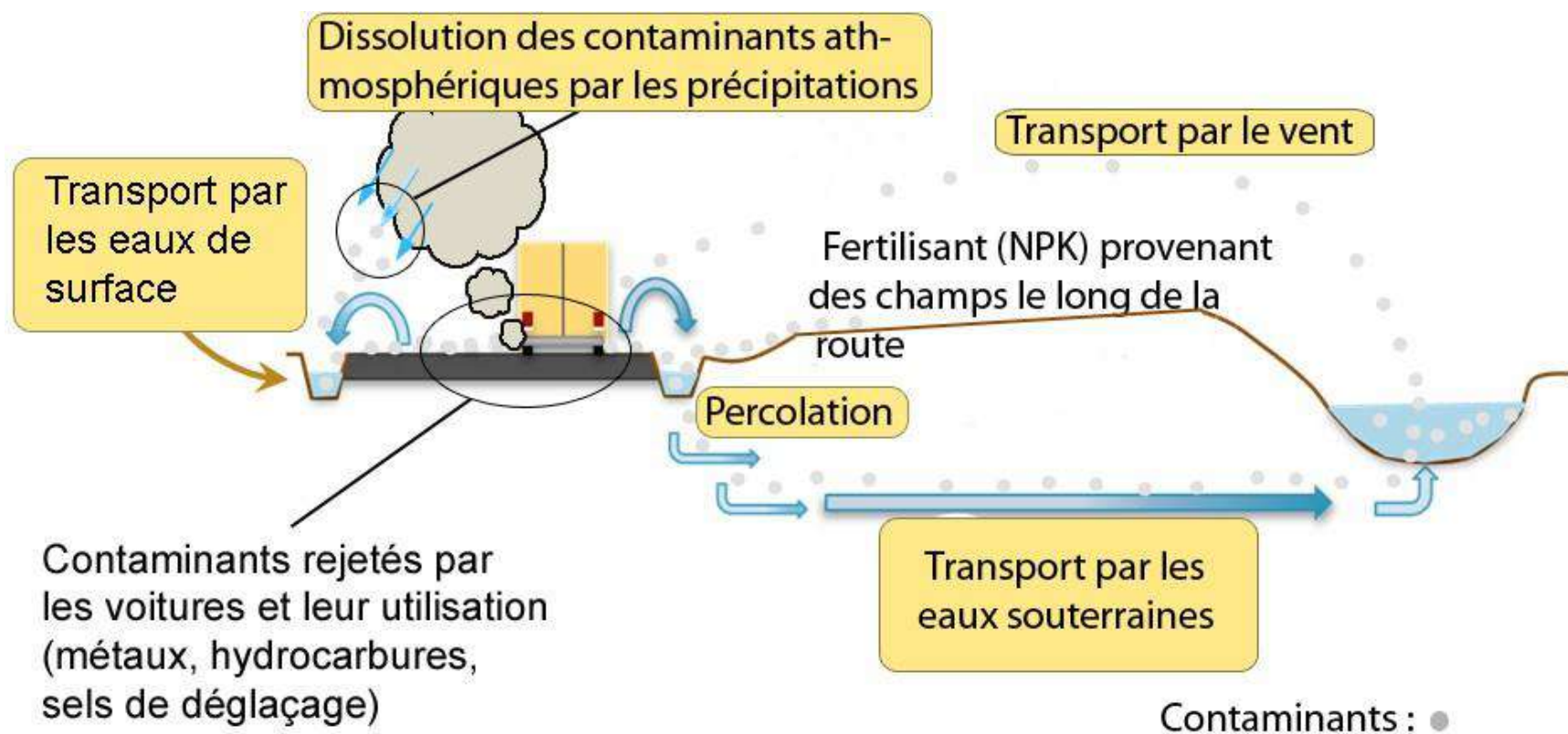


Figure I-1 : Flux des eaux de ruissellement dans l'environnement.

Les contaminants se déposent et s'accumulent sur la route durant les périodes sans pluie, puis les précipitations viennent les lessiver. L'importance des précipitations et la durée des périodes sans précipitation influencent la nature et le volume des eaux de ruissellement routier générés par une route. Les précipitations, la moyenne journalière annuelle du trafic (Kayhanian et coll., 2008), la topographie et la zone de drainage (Kayhanian et coll., 2003) sont les facteurs qui déterminent les caractéristiques hydrologiques et chimiques des eaux de ruissellement routier.

Une corrélation inversement proportionnelle entre la concentration des contaminants dans les eaux de ruissellement routier et le volume des précipitations est observée (Irish et coll., 1998; Kayhanian et coll., 2007). Plus il pleut, moins les concentrations de contaminants sont élevées dans les eaux de ruissellement routier et inversement (Irish et coll., 1998; Kayhanian et coll., 2003). En outre, des concentrations plus élevées sont mesurées en début d'événements pluvieux, appelés *first flush*. Les variations hydrologiques influencent également la toxicité des eaux de ruissellement routier. Ainsi, la toxicité pour les espèces d'eau de mer et d'eau douce est plus élevée durant les premières soixante minutes d'un événement pluvieux (Kayhanian et coll., 2008).

Les concentrations de contaminants dans les eaux de ruissellement lors d'événements pluvieux augmentent avec le débit journalier moyen annuel de véhicule (DJMA) (Kayhanian et coll., 2008). Kayhanian et coll. (2007) ont démontré que la corrélation entre le DJMA et les concentrations de contaminants dans les eaux de ruissellement routier n'était pas linéaire, même pour les contaminants provenant de l'activité des automobiles (métaux, huiles et graisses). Cette conclusion suggère qu'il existe d'autres sources de contaminations que le trafic routier. En zones urbaines d'autres sources sont présentes. En effet différentes activités y sont développées. En conséquences les contaminants y sont plus nombreux et souvent leur concentrations sont plus élevées ($\text{DJMA} > 30\,000$ véhicules par jour) (Kayhanian et coll., 2003).

Dans les milieux froids, la neige modifie le comportement des eaux de ruissellement routier durant la période hivernale et jusqu'à la période de la fonte des neiges. La neige

entraînent la rétention et l'accumulation de grandes quantités d'eau et de contaminants (Westerlund et Viklander, 2006). De plus, au Canada, comme dans les autres pays nordiques, l'usage de sels de déglacage complexifie la problématique des eaux de ruissellement routier.

La neige a d'autres propriétés que l'eau, notamment une surface spécifique plus élevée. Elle accumule donc plus de polluants, en particulier des métaux (Engelhard et coll., 2007). Durant la fonte, et surtout lors d'événements pluvieux, de grandes quantités de contaminants peuvent ainsi être relâchées rapidement (Glenn et Sansalone, 2002; Engelhard et coll., 2007). Le volume des eaux relâchées lors de ces événements peut être important et compliquer le traitement.

L'utilisation de sels de déglacage diminuent la qualité de l'eau, des sols et entraînent ainsi des impacts environnementaux sur la flore et la faune terrestres et aquatiques. Les impacts varient d'un milieu à l'autre. Les différents effets des sels de déglacage et du phosphore seront présentés dans les sections suivantes.

1.1.1.1.2. *Impacts des sels de déglacage*

Les sels de déglacage sont des chlorures : chlorure de sodium, chlorure de calcium, chlorure de magnésium et chlorure de potassium. Au Québec, le ministère des Transports du Québec (MTQ) recommande l'utilisation du chlorure de sodium et du chlorure de calcium. Ce sont les mêmes sels utilisés qu'aux États-Unis (Luo et coll., 2002).

Suite à l'inscription du chlorure de sodium dans la liste des substances d'intérêt prioritaire par le Canada, le gouvernement ne prévoyait aucune interdiction des sels de voirie du fait de la nécessité de maintenir des conditions routières sécuritaires. Néanmoins, le 3 avril 2004, un code de bonnes pratiques pour la gestion environnementale des sels de voirie (Environnement Canada, 2004) a été publié. Celui-ci propose d'élaborer des plans de gestion des sels de voirie dans le but de diminuer leurs impacts négatifs et d'adopter de meilleures pratiques de gestion dans le domaine de l'épandage, de l'entreposage des sels et

de l'élimination de la neige. Dans l'immédiat, l'utilisation des sels de déglacage reste le seul moyen d'entretien des routes.

Les masses de chlorure de sodium épandues annuellement sont de 4 800 000 tonnes en moyenne pour tout le Canada (Environnement Canada et Santé Canada, 1999), et d'un peu plus de 10 millions de tonnes aux États-Unis (Luo et coll., 2002). Au Québec, le chlorure de sodium est utilisé pour la grande majorité des routes. Il provient en totalité des Îles de la Madeleine. Les volumes épandus varient d'une année à l'autre, selon la météorologie et le trafic des routes. Les épandages varient entre 3,4 tonnes/km/an pour les plus petites routes et 35 tonnes/km/an pour les autoroutes régionales (Environnement Canada et Santé Canada, 1999).

Le chlorure de sodium se dissout dès qu'il entre en contact avec l'eau. Les ions chlorures sont extrêmement solubles, mobiles et persistants. Tout le chlorure de sodium épandu sur la route se retrouve dans les eaux superficielles et souterraines (Figure I-1) par l'intermédiaire des eaux de ruissellement routier (Environnement Canada et Santé Canada, 1999). Ces dernières peuvent contenir jusqu'à 10 000 mg/l de NaCl. À titre de comparaison, l'eau de mer est définie comme contenant un minimum de 35 000 mg/l de NaCl (Figure I-2); les eaux saumâtres, de 1 000 à 10 000 mg/l de NaCl; et l'eau naturelle du Bouclier canadien, de 1 à 10 mg/l (Mayer et coll., 1999).



Figure I-2 : Échelle de salinité (en g NaCl/l).

N.B. : Les données proviennent de Mayer et coll. (1999).

Les sels de déglacage, tout comme la plupart des contaminants retrouvés sur la route, suivent un même cycle. Les sels de déglacage sont épandus sur la route, d'où ils sont soit

emportés par la pluie ou la neige fondu, soit par le vent (Figure I-3). La présence de neige sur la bordure de la route en période hivernale entraîne un stockage provisoire du sel, de particules et d'autres contaminants (Environnement Canada et Santé Canada, 1999) qui sont emportés par la fonte des neiges au printemps. De là, les sels de déglacage sont vaporisés par le vent, rejoignent les cours d'eau ou percolent dans le sol vers les nappes phréatiques. Dans ces différents milieux des impacts sur la flore et la faune terrestres et aquatiques, ainsi que sur la qualité des eaux et la stabilité des sols sont constatés (Figure I-3).

Depuis le début de l'utilisation des sels de déglacage dans les années 50, les concentrations de sodium ont augmenté dans les sols autant que dans les eaux superficielles et souterraines, à proximité des centres urbains et des autoroutes. Des augmentations de concentrations de 130 et 243 % respectivement pour Na^+ et Cl^- ont été mesurées par Godwin et coll. (2003) entre 1952 et 1998 dans la rivière Mohawk, située dans l'état de New York, aux États-Unis. Novotny et coll. (2008) ont également obtenu des concentrations anormales de sel dans 13 lacs situés en zone urbaine au Minnesota. Les concentrations de chlorure de sodium augmentaient de 9 à 55 % durant la saison d'épandage de sels sur les routes.

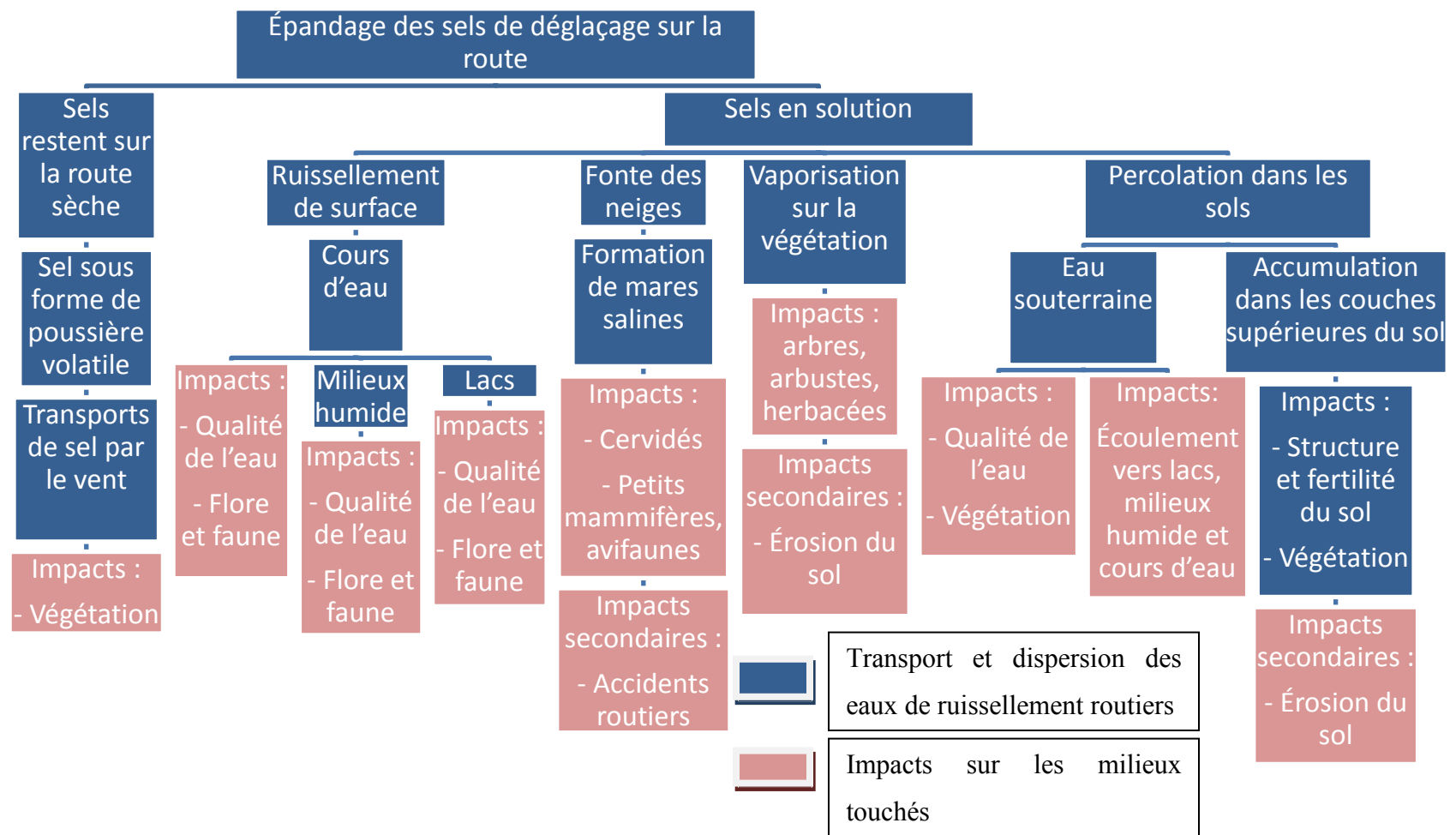


Figure I-3 : Flux et impacts des sels de voirie dans l'environnement (tirée de Charbonneau, (2006)).

Des impuretés, y compris des métaux en trace (Cu et Zn), peuvent représenter jusqu'à 5 % de la masse totale de sel épandue (Environnement Canada et Santé Canada, 1999). D'autres impuretés peuvent entraîner des concentrations de polluants élevées dans les effluents routiers, comme le soufre sous forme de sulfate (6,78 à 4200 mg/l), le phosphore (14 à 26 mg/l) et l'azote (6,78 à 4200 mg/l) (Environnement Canada et Santé Canada, 1999).

Le chlorure de calcium est également employé comme sel de déglacage. Par contre, son utilisation est moindre par rapport à celle du chlorure de sodium. Il est plus onéreux mais plus efficace à des températures inférieures à -20 °C (Environnement Canada et Santé Canada, 1999). Une fois appliqué sur la route, les ions se séparent et se dispersent. Le comportement et la toxicité du calcium, du chlorure et du sodium dans l'environnement sont décrits par la suite.

Le calcium est un composé participant à de multiples procédés chimiques et biologiques (Environnement Canada et Santé Canada, 1999). Il participe à plusieurs réactions chimiques dans les eaux, et a notamment un rôle tampon dans les variations de pH (Sigg et coll., 2000). Les sols présentent des concentrations variant entre 1 et 50g Ca²⁺/kg (Bolan et coll., 2005). Le calcium dans le sol entre en compétition avec les métaux pour les sites d'adsorption augmentant ainsi la mobilité des métaux (Tan, 2011).

Le calcium participe au développement des exosquelettes et des squelettes de la faune aquatique et terrestre, aux fonctions nerveuses et à la contraction des muscles des animaux (Bolan et coll., 2005). Il est essentiel pour la flore (Environnement Canada et Santé Canada, 1999) car il est un composant central des parois cellulaires (Bolan et coll., 2005). Son impact sur la chimie des eaux permet de diminuer la toxicologie des métaux. Markich et Jeffree (1994) ont démontré que les bivalves *Hyridella depressa* et *Velesunio ambiguus* en présence de Ca²⁺ diminuaient significativement leur absorption de métaux Mn, Pb, Cd et Co. D'autres études ont par la suite indiqué la même propriété sur des truites arc-en-ciel (Baldisserotto et coll., 2004), sur *Chiromus riparius* (Gillis et Wood, 2008), et également

sur des plantes vasculaires, telles que *Pisum sativum* (Wu et Hendershot, 2010). La présence de Ca^{2+} dans le sol est également bénéfique aux organismes. Heyman et coll. (2007) ont notamment démontré la suppression de la maladie liée au champignon *Aphanomyces* pour *Pisum sativum* en présence de Ca^{2+} . Selon plusieurs études (Girija et coll., 2002; García-Legaz et coll., 2008; Zehra et coll., 2012), le Ca^{2+} diminue l'effet toxicologique du chlorure sur les plantes. Dans l'ensemble, la présence de calcium est donc bénéfique à la flore.

Cependant, les espèces aquatiques sont adaptées à une gamme plus ou moins large de concentrations de calcium (Wetzel, 2001). Un changement dans ces concentrations pourrait alors provoquer un stress à la flore et à la faune. Toutefois, les études, essayant de démontrer la conséquence des concentrations de calcium sur le déplacement ou la disparition du milieu d'espèces non adaptées, ont échoué (Wetzel, 2001). Ce type d'étude fait partie de l'écotoxicologie.

L'écotoxicologie est l'étude des effets nuisibles des composées chimiques sur l'écosystème (Lynch et coll., 2007). Les organismes réagissent différemment en fonction de la concentration de contaminants à laquelle ils sont exposés. En les exposant à différentes concentrations de contaminants une courbe liant la dose à la réponse (qui peut être le nombre de mort) peut être établie (Férard et Blaise, 2013). Différents type de données statistique permettent de mesurer la réponse de l'organisme à la dose de contaminant avec laquelle il est mis en présence. Les CL_{50} correspondent à la concentration létale pour 50 % des individus. La dose inhibitrice CI_{50} correspond à la dose inhibant à moitié un processus biologique (Férard et Blaise, 2013). Ces données sont utilisées pour évaluer la toxicité d'un contaminant et pouvoir la comparer entre organisme et contaminants.

Le Tableau I-1 présente les résultats de tests de la toxicité du chlorure de calcium. Les CL_{50} se situent entre 920 et 44 400 mg CaCl_2/l .

Tableau I-1 : CL₅₀ des organismes exposés au CaCl₂ (Environnement Canada et Santé Canada, 1999)

Espèces	Nom commun	Durée d'exposition (h)	CL ₅₀ (mg CaCl ₂ /l)	Catégorie d'organisme
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	504	920	Pélagique
<i>Nitocra spinipes</i>	Copépodes Harpacticoïdes	96	1 600	Pélagique
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	Cladocère	48	1 830	Pélagique
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	48	2 770	Pélagique
<i>Pimephales promelas</i>	Tête de boule	96	4 630	Pélagique
<i>Daphnia hyaline</i>	Cladocère	48	8 300	Pélagique
<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet arlequin	96	9 500-11 300	Pélagique
<i>Eudiaptomus padanus adanus</i>	Aucun	48	11 100	Pélagique
<i>Gambusia affinis</i>	Gambusie	96	13 400	Pélagique
<i>Cyclops abyssorum prealiinus</i>	Cyclope	48	19 400	Pélagique
<i>Caenorhabditis elegans</i>	Ver	24	44 400	

Le chlorure est un atome de chlore sous forme d'anions Cl⁻. Il est présent sur 5 à 17 % des solides en suspension dans les rivières et représente 1,9 % de la masse de l'eau de mer. Il constitue la forme la plus courante du chlore (Kaushal, 2009; Chen et coll., 2010). Il fait partie des principaux anions formant la salinité, avec les ions bicarbonates (HCO₃⁻), carbonates (CO₃⁻) et sulfates (SO₄²⁻) (Kaushal, 2009). Dans la plupart des eaux à l'intérieur des terres, les concentrations de chlorure ne dépassent pas les quelques mg/l, hormis

certaines exceptions régionales (Kaushal, 2009). Les régions proches de la mer et des océans peuvent montrer des concentrations supérieures (Kaushal, 2009).

Les sources naturelles principales de chlorure sont les précipitations et les dépôts de particules (Kaushal, 2009). Les sources anthropogéniques concernent les sels de déglacage, ainsi que l'irrigation dans les régions désertiques à semi-désertiques (Paydar et coll., 2007; Chen et coll., 2010).

À partir de la dissolution des sels de déglacage sur les routes, le chlorure se disperse avec les eaux de ruissellement routier dans les eaux souterraines et superficielles ainsi que dans les sols. Les lacs et les marais peuvent présenter une salinisation (Vengosh, 2007) modifiant leurs fonctionnements chimique et biologique. Les plantes sont, par exemple, affectées. Paradis (2008) observe une diminution de la biomasse des plantes de l'espèce *Typha angustifolia* plus élevée que pour l'espèce *Phragmite* après augmentation des concentrations de sels. Cette diminution de la biomasse est due à un stress et une tolérance au sel moindre pour *Typha angustifolia*. La salinisation influence la compétition entre les espèces et le devenir des communautés végétales dans les lacs et les marais.

Dans le sol, dans des milieux où la pluviométrie est proche ou excède l'évapotranspiration, le chlorure ne tend pas à se fixer aux argiles ou à la matière organique (White et Broadley, 2001). Il y est considéré comme soluble ou en solution (Pansu, 2006). L'augmentation de ces concentrations a des impacts chimiques et biologiques. Par exemple, le chlorure mène à la mobilisation des métaux, ainsi qu'à l'augmentation de leur solubilité et de leur biodisponibilité (Hebert, 2002; Kaushal, 2009). Ces processus sont amenés par la formation de complexe entre métaux et chlorures (Backstrom et coll., 2004).

Dans les zones arides à semi-arides, où les précipitations sont bien inférieures à l'évapotranspiration, le chlorure est concentré près de la surface par évapotranspiration de l'eau d'irrigation à la surface du sol (Paydar et coll., 2007; Kaushal, 2009). Il pose, avec les autres cations et anions responsables de la salinité, des problèmes de salinisation des terres agricoles. Si l'irrigation n'est pas assez intense et que l'eau avec ses ions n'est pas drainée

sous la surface, les ions précipitent à la surface du sol formant au fur et à mesure une croûte de sel sur le sol. Leur concentration devient alors toxique empêchant par la suite les cultures de se développer normalement (Vengosh, 2007). Soixante millions d'hectares dans le monde seraient touchés par ce problème (Vengosh, 2007). Le CSIRO australien (*Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*) a mis en place un système qui peut gérer les eaux drainées dans le sol sous les cultures et récupérer ces eaux après l'irrigation. Elles sont réutilisées pour irriguer de nouvelles espèces plus tolérantes à la salinité, et ce, jusqu'à ce que les eaux drainées deviennent trop salines pour l'agriculture. Dans ce cas, elles seront récupérées dans des bassins pour la pisciculture ou pour les condenser jusqu'à dépôt du sel (Paydar et coll., 2007).

Le sodium fait partie des ions les plus communs dans l'eau. Il y est présent sous sa forme ionique et adsorbé sur des particules insolubles (Wetzel, 2001; Cronan, 2009). L'ensemble des concentrations mesurées dans les eaux de surface sont comprises entre 0,46 mg/l et 6,44 mg/l (Cronan, 2009). Les sources possibles de contamination des eaux de surface en sodium proviennent de l'industries et des activités domestiques, ainsi que des sels de déglacage (Wetzel, 2001; Cronan, 2009).

Dans le sol, le sodium a tendance à se fixer aux particules. Du fait de son hydrophilie, il tend à diminuer la stabilité des sols en détruisant sa structure (Bronick et Lal, 2005). Ainsi, avec la diminution de l'humidité, le sol sèche de manière compacte, avec de faibles teneurs en eau et en air, et de faibles porosités; ce qui rend difficile la pénétration des racines (Levy et Shainberg, 2005; Tan, 2011). Dans les cas de sols contenant de forte concentration de sodium, les cations de sodium sont en surabondance par rapport aux autres cations. Ils ont donc tendance à se fixer sur la majorité des sites d'adsorption. Cela entraîne une adsorption du sodium sur les particules du sol et une désorption d'autres cations, tels que le potassium ou H^+ diminuant ainsi le pH du sol (Bryson et Barker, 2002; Levy et Shainberg, 2005). À forte concentration, le sodium peut donc réduire la richesse nutritive d'un sol.

Le sodium est un élément nécessaire à la croissance des plantes, mais il peut aussi la ralentir si il est présent en trop fortes concentration, devenant ainsi toxique (Tester et Davenport, 2003; Parida et Das, 2005). Il peut également provoquer des dommages précis dus à la nécrose des feuilles (Tester et Davenport, 2003). La toxicité du sodium, apportée par le chlorure de sodium, est difficile à distinguer de la toxicité du chlorure. Une concentration élevée de sodium réduit l'absorption de nutriments en agissant directement sur les pores des cellules racinaires, mais aussi par le ralentissement de la croissance des racines causée par la destruction de la structure du sol (Environnement Canada et Santé Canada, 1999; Tester et Davenport, 2003). La toxicité du sodium est largement attribuable à sa grande ressemblance avec le potassium. Bien que nécessaires au fonctionnement de la plantes en tant que nutriment sa surabondance pose problème. Dans ce cas là, il entre en compétition pour les sites chimiques permettant l'activation des réactions biochimiques dont dépend la physiologie de la plante. Le potassium est nécessaire au fonctionnement de la plante, contrôlant l'activation de plus de 50 enzymes. Le sodium parasite ces activations (Tester et Davenport, 2003). De plus (en cas de surabondance), le sodium pose des problèmes d'ordre osmotique à la plante en dérégulant son approvisionnement en eau (Tester et Davenport, 2003; Parida et Das, 2005), qui est du même ordre que les effets potentiels du chlorure expliqués ci-dessus.

Vivant dans les eaux de surface, la faune et la flore absorbent le sodium pour satisfaire leurs besoins physiologiques. Le sodium tient le rôle d'électrolyte dans les cellules (Cronan, 2009), et est nécessaire au développement des organismes. Cependant de fortes concentrations de sodium peuvent modifier l'écosystème en favorisant certaines espèces. En effet, le sodium en grande concentration (40 mg/l) faciliterait l'apparition de cyanobactéries. D'ailleurs Wetzel (2001) souligne la toxicité moindre des sels de déglacage ne contenant pas de sodium.

Les études sur la toxicité du chlorure de sodium établissent les conclusions suivantes. Dans les sols, la surabondance de chlorure de sodium est néfaste à la flore. En effet, son potentiel osmotique élevé diminue la capacité des plantes à absorber de l'eau. De plus, il favorise la croissance de certaines espèces au dépend d'autres, entraîne la perte d'éléments

nutritifs en les désorbant des particules du sol et mobilise les métaux lourds (Environnement Canada et Santé Canada, 1999).

Dans les milieux aquatiques, le chlorure de sodium affecte la mortalité et la reproduction de la flore et de la faune, altère la composition des communautés animales et végétales, et facilite l'invasion d'espèces halophiles (Kaushal, 2009). De nombreuses études ont été menées sur la toxicité du sel à court et à moyen terme, pour beaucoup d'espèces aquatiques différentes. À court terme, pour moins de 24 h d'exposition, les CL₅₀ sont situées entre 9 995 et 50 000 mg NaCl/l pour des espèces de poisson et de chironome (Tableau I-2). Pour 3 à 4 jours d'exposition, les CL₅₀ vont de 2 308 à 21 571 mg NaCl/l pour des espèces de poisson, de moustique et d'invertébré (Tableau I-2). Les CL₅₀ sont proches de celles observées pour le CaCl₂ (Tableau I-1).

Tableau I-2 : CL₅₀ des organismes exposés au NaCl (Environnement Canada et Santé Canada, 1999).

Espèces	Nom commun	Durée d'exposition (h)	CL ₅₀ (mg NaCl /l)	Catégorie d'organisme
<i>Daphnia pulex</i>	Cladocère	96	2 422	Pélagique
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladocère	96	2 630	Pélagique
<i>Physa gyrina</i>	Escargot	96	4 088	Benthique
<i>Catla catla</i>	Alevin de carpe	96	4 980	Pélagique
<i>Cirrhinius mrigalo</i>	Alevin de carpe	96	4 980	Pélagique
<i>Labeo rohoto</i>	Alevin de carpe	96	4 980	Pélagique
<i>Cricotopus trifascia</i>	Chironome	96	5 192	Benthique
<i>Hydroptila angusta</i>	Phrygane	96	5 526	Benthique
<i>Daphnia magna</i>	Cladocère	96	6 031	Pélagique

Espèces	Nom commun	Durée d'exposition (h)	CL ₅₀ (mg NaCl /l)	Catégorie d'organisme
<i>Chironomus attenuatus</i>	Chironome	96	6 637	Benthique
<i>Anabolia nervosa</i>	Phrygane	96	7 014	Epibenthique
<i>Carassius auratus</i>	Cyprin doré	96	7 341	Pélagique
<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	96	7 681	Pélagique
<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet arlequin	96	9 627	Pélagique
<i>Chironomus attenuatus</i>	Chironome	12	9 995	Benthique
<i>Culex sp.</i>	Moustique (stade larvaire)	96	10 254	Pélagique
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	96	11 112	Pélagique
<i>Gambusia affinis</i>	Gambusie	96	17 500	Pélagique
<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet arlequin	6	20 000	Pélagique
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	6	20 000	Pélagique
<i>Anguilla rostrata</i>	Anguille	96	21 571	Pélagique
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble de fontaine	0,25	50 000	Pélagique

Les données du Tableau I-1 et du Tableau I-2 indiquent pour les mêmes espèces et les mêmes durées d'exposition des valeurs inférieures ou égales pour les CL₅₀ de CaCl₂ (*Pimephales* CL₅₀ pour NaCl : 7 681 mg/l et pour CaCl₂ : 4 630 mg/l; *Gambusia* CL₅₀ pour NaCl : 17 500 mg/l et pour CaCl₂ : 13 400 mg/l; *Lepomis* NaCl : 9 627 mg/l et pour CaCl₂ :

9500-11 300 mg/l). Pour la faune et la flore aquatique, la toxicité de CaCl_2 a tendance à être inférieure à celle de NaCl .

1.1.1.1.3. *Impact du phosphore*

Le phosphore provenant des fertilisants utilisés sur les terrains attenants à la route peut s'ajouter aux contaminants présentés ci-dessus.

Dans le sol, le phosphore qui constitue de 0,01 à 0,3 % de la masse est présent sous trois formes : phosphore en solution, phosphore inorganique adsorbé et phosphore organique. Le phosphore en solution est essentiellement composé d'orthophosphates (Sims et Vadas, 2005). Il provient des minéraux primaires et secondaires contenant du phosphore ainsi que du phosphore adsorbé sur les argiles, les hydroxydes de Fe^{2+} et d' Al^{3+} , et les minéraux comprenant du calcium (Sims et Vadas, 2005). Un échange de phosphore entre ces différentes phases dans le sol se produit pour maintenir un équilibre.

Les sols pauvres en phosphore nécessitent un apport en phosphore pour augmenter les capacités de production agricole (Sims et Vadas, 2005). Ces apports sont adsorbés par le sol mais, avec les pluies ou une irrigation trop importante, l'eau dissout ce phosphore et le transporte vers le réseau hydrique le plus proche. Les eaux de pluie ou les eaux de ruissellement peuvent ainsi emporter les particules sur lesquelles est adsorbé le phosphore (Sims et Vadas, 2005). De plus, dans le cas d'un apport trop important en engrais, les sites d'adsorption du phosphore se saturent, ce qui peut causer un lessivage vers les eaux souterraines ou superficielles en cas de pluie ou d'irrigation des sols. Ces eaux peuvent alors se mélanger avec les eaux de ruissellement routier dans les fossés longeant le réseau routier.

Selon Wetzel (2001), dans les eaux de surface, le phosphore se retrouve dans l'eau sous différentes formes chimiques de phosphate : 1) le phosphore organique, 2) les polyphosphates ($\text{Na}^+(\text{PO}_4)_6$; $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$); et 3) les orthophosphates (H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}). Le phosphore organique provient de son utilisation par la faune et la flore pour satisfaire leurs besoins physiologiques. Il se retrouve sous forme particulière dans les eaux.

Les polyphosphates et les orthophosphates se présentent sous une forme dissoute dans les eaux. Les formes d'orthophosphates présentes dans les eaux dépendent essentiellement du pH et de l'électronégativité (Eh) comme indiqué dans la Figure I-4.

Les analyses en laboratoire portent sur quatre formes de phosphore : le phosphore soluble réactif (au molybdate, ce qui permet d'en analyser les concentrations), le phosphore soluble non réactif, le phosphore particulaire réactif et le phosphore particulaire non réactif, leur somme donnant le phosphore total.

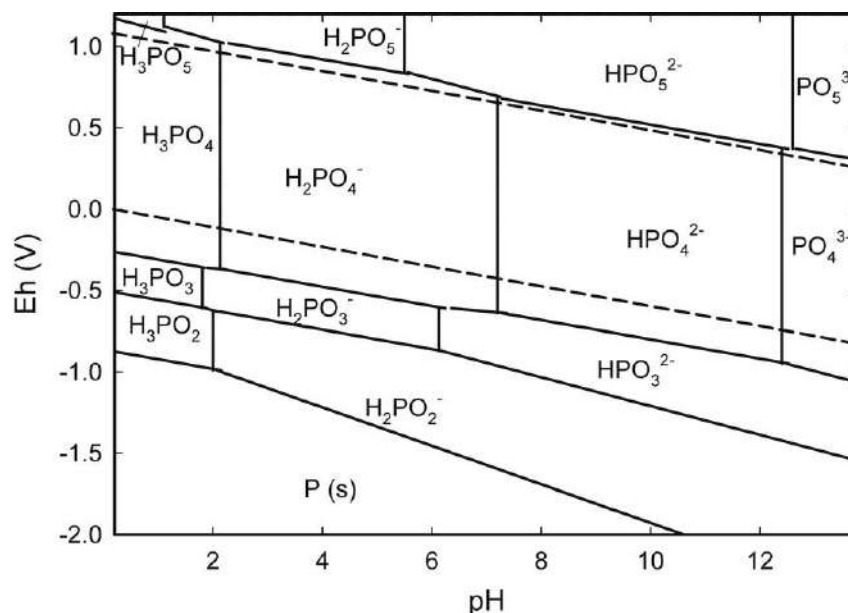


Figure I-4 : Diagramme potentiel pH des orthophosphates (Pasek, 2008).

Les concentrations de phosphore total des plans d'eau mésotrophes à oligotrophes non contaminés sont comprises entre 0 et 75 $\mu\text{g P/l}$ (Smith, 2009). Le phosphore soluble réactif, en majorité des orthophosphates, constitue en moyenne des concentrations de 0,010 mg/l dans les eaux non contaminées. Les concentrations peuvent augmenter jusqu'à 0,050 mg P/l dans les eaux de ruissellement agricoles et à 1,0 mg/l dans les eaux usées municipales (Wetzel, 2001).

Les concentrations trop élevées de phosphore dans l'eau peuvent entraîner une eutrophisation dans les milieux aquatiques récepteurs. Selon Smith (2009), l'eutrophication

est un processus naturel ayant lieu durant le processus de vieillissement des lacs par l'augmentation de leur taux en nutriments. Elle peut se produire de manière naturelle ou être provoquée par les activités humaines. En cas d'eutrophisation, le phosphore, une substance dont les concentrations limitent la croissance des producteurs primaires aquatiques (algues et plantes), se retrouve en concentration bien supérieure à la normale dans les eaux de surface. Ceci engendre une explosion de la production de biomasse qui comporte de nombreuses conséquences chimiques, physiques et biologiques (Smith, 2009), incluant les suivantes : changement d'espèces dans la communauté algale avec possibilité d'apparition de *bloom* et d'algues productrices de toxines (p. ex., les cyanobactéries), changement des espèces du périphyton¹, diminution de la transparence de l'eau, augmentation des odeurs désagréables, diminution du taux d'oxygène dissous, etc. (Smith, 2009). Il est à noter que l'eutrophisation constitue la problématique la plus prévalente en ce qui a trait aux eaux superficielles dans le monde (World Water Assessment Programme, 2009).

1.2. Gestion des eaux de ruissellement routier

Les eaux de ruissellement routier sont généralement gérées par des installations dont l'objectif principal est de diminuer le flux du ruissellement et de retenir les particules en suspension. Cependant ces techniques sont en évolution constante. Elles sont présentées en premier lieu. Puis les procédés d'enlèvement et de traitement des contaminants présents dans les eaux de ruissellement routier sont présentés succinctement ci-dessous. Il est à noter que cette section se concentre sur les procédés d'enlèvement du sel et du phosphore, qui sont les contaminants retenant notre intérêt pour cette thèse.

¹ Le périphyton est un mélange complexe d'algues, de cyanobactéries, de micro-organismes hétérotrophes et de détritiques. Il est attaché à des surfaces immergées dans la plupart des écosystèmes aquatiques **Encyclopedia, T.C.** Visité le 23/09/2010, **2008**, à partir de <http://www.encyclopedia.com>.

1.2.1. Système de gestion et de traitement des eaux de ruissellement routier

La gestion actuelle des eaux de ruissellement routier se fait par différents systèmes qui permettent une diminution des flux, une rétention, une infiltration des eaux; ou peuvent apporter un traitement par sédimentation ou par des procédés biologiques. Il est à noter qu'aucun d'entre eux ne permet un traitement ou un enlèvement du sel des eaux de ruissellement routier.

1.2.1.1. Filtres

Pour de petites surfaces des filtres peuvent apporter un traitement adéquat au niveau de la rétention des particules amenées par les eaux de ruissellement routier (Schueler et coll., 2007). Ils sont, généralement, composés de deux parties, la première pour la sédimentation et la deuxième servant de lit filtrant. Ces derniers sont des systèmes de traitement simples et composés d'un matériau qui filtre les eaux de ruissellement routier en favorisant l'adsorption et l'activité des microorganismes. Malgré l'adsorption, variable selon le média, du lit filtrant les filtres engendrent des processus de traitement essentiellement physique (sédimentation et filtration). Les grilles et séparateur d'huile peuvent également être inclus dans cette catégorie. Les filtres ne traitent ni le sel et ni le phosphore (Aryal et coll., 2010).

1.2.1.2. Bassin de sédimentation ou de rétention

Ces bassins sont de plus ou moins grande surface et retiennent les eaux de ruissellement routier provisoirement. Ils réduisent le flux des eaux de ruissellement routier et diminuent ainsi les risques d'érosions. De plus, une superficie suffisamment grande permet une sédimentation des particules. Lesquelles entraînent les contaminants adsorbés à leur surface (Schueler et coll., 2007).

Leur structure peut retenir ou non de l'eau entre deux pluies. Dans le deuxième cas ils sont souvent couplés à des bassins ou à des marais épurateur construit pour compléter le traitement (Schueler et coll., 2007). En effet la présence d'eau facilite l'activité des microorganismes.

Dans la colonne d'eau des étangs de sédimentation, une stratification des concentrations de chlorure a été observée pendant l'hiver, avec une accumulation du chlorure au fond de la colonne d'eau et un lessivage au printemps dû à la fonte (Marsalek et coll., 2000; Marsalek, 2003). Ils ne sont donc pas efficaces pour la rétention ou le traitement du sel. En opposition, le traitement du phosphore total peut atteindre plus de 80 % (Ryan et coll., 2010).

1.2.1.3. Bassin d'infiltration

Ce traitement stocke les eaux de ruissellement routier pendant un moment pour permettre la sédimentation des particules. Par la suite les eaux s'infiltrant dans le sol. En favorisant l'infiltration des eaux dans le sol le ruissellement et le risque d'érosion associé diminue (Schueler et coll., 2007; Aryal et coll., 2010). L'efficacité de ce traitement pour le phosphore peut être comprise entre 40 et 80 %, mais il ne traite pas le sel.

1.2.1.4. Marais épurateur construit

Les marais épurateurs construits sont des milieux permettant l'ensemble des procédés décrit pour le traitement des eaux de ruissellement routier (filtration, sédimentation, adsorption, absorption et activité microbienne). Ils ne sont généralement pas construits pour le traitement du sel mais présentent de bonne capacité de traitement pour le phosphore (Kadlec et Wallace, 2009) (Tableau I-4) et permettent l'absorption de contaminant comme le sel par les plantes. Les marais épurateur traitant les eaux de ruissellement routier sont traités plus longuement dans la section 2.1.7.

Les techniques présentées ci-dessus, telles qu'elles sont actuellement mises au point, ne traitent pas le chlorure de sodium. Cependant des processus utilisés pour d'autre problématique peuvent être employés. Ces processus sont présentés ci-dessous.

1.2.2. Procédés d'enlèvement des sels

Le dessalement d'eaux salées ou saumâtres est l'objet de recherches actives depuis les années 1950. De nombreux procédés ont été inventés, permettant la séparation de l'eau et du sel par l'évaporation, par la filtration sur des membranes ou par des réactions

chimiques. Il existe quatre technologies actuellement sur le marché (Maurel, 2006; Khawaji et coll., 2008) :

1. la distillation par détente successives;
2. la distillation à effet simple ou multiple;
3. la distillation à compression de vapeur;
4. l'osmose inverse et l'électrodialyse.

Pour les procédés de distillation, une source de chaleur est utilisée pour provoquer l'évaporation de l'eau qui est ensuite recondensée. La configuration des appareils est différente pour les trois procédés, mais le mécanisme de base reste le même. Seule la distillation à compression de vapeur présente un élément supplémentaire, soit l'utilisation de la pression pour abaisser la température d'ébullition de l'eau de mer (Khawaji et coll., 2008). L'osmose inverse et l'électrodialyse utilisent des membranes pour séparer le sel de l'eau. Pendant le procédé d'osmose inverse, une pression est appliquée à l'eau de mer qui s'écoule ainsi à travers une membrane vers un compartiment contenant l'eau dessalée. Cet écoulement est inverse à l'osmose observée naturellement par rapport au flux d'eau douce vers l'eau salée à travers la membrane. L'électrodialyse est basée sur la migration des ions dans un liquide soumis à un champ électrique. Cette migration est combinée à l'utilisation des membranes qui filtre l'eau. Leur porosité ne permet pas le passage des ions. Ils restent ainsi bloqués tandis que l'eau passe à travers la membrane.

Le coût de ces technologies est très élevé, de l'ordre de 1 \$/m³ dans le meilleur des cas, sans compter les frais d'installation et de maintenance (Maurel, 2006; Karagiannis et Soldatos, 2008; Khawaji et coll., 2008). Toutes ces techniques sont énergivores et nécessitent un entretien régulier. Pour ces raisons, le dessalement reste limité aux traitements d'eau pour usages domestiques ou industriels (Maurel, 2006). De nouvelles technologies utilisant ces mêmes procédés, mais combinées à des procédés à énergie renouvelable, sont en développement. Le dessalement thermique solaire en est un exemple (Mathioulakis et coll., 2007).

Pour limiter les coûts d'implantation, d'utilisation et d'entretien du dessalement des eaux, d'autres procédés sont l'objet d'études. Des techniques de rhizofiltration utilisant des espèces qui accumulent le sel (halophytes) sont utilisées pour les sols salins ou les eaux d'élevage de poissons marin (Watson, 1990; Zhao, 1991; Qadir et coll., 1996). Cette technique utilise l'absorption du sel par les plantes appelé phytoabsorption qui est décrite au paragraphe 2.2.1. Des efficacités d'enlèvement du sel allant jusqu'à 90 % dans des sols salins (Boonsaner et Hawker, 2012) et 545 % dans le cas de marais épurateurs construit (Lymbery et coll., 2006) ont été mesurées. Ce sont des techniques en cours de développement qui pourraient constituer une méthode intéressante pour l'enlèvement du sel des eaux de ruissellement routier.

1.2.3. Procédés d'enlèvement du phosphore

Les technologies d'enlèvement du phosphore ont été originellement développées pour le traitement des eaux usées dans les stations d'épuration. Les procédés les plus utilisés sont : les traitements par coagulation/précipitation, les traitements biologiques et les traitements par cristallisation en calcium de phosphate sur un noyau neutre (c.-à-d. du sable) (Morse et coll., 1998).

L'enlèvement du phosphore par coagulation/floculation est le procédé le plus ancien, et le plus largement utilisé. Il consiste à former un phosphate de métal insoluble en ajoutant un sel de métal divalent ou trivalent. L'alun (sulfate d'aluminium, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) et l'hydroxyde de fer ($\text{Fe}(\text{OH})_2$) sont utilisés pour fixer le P et former des particules qui sédimentent.

Les traitements biologiques utilisent des micro-organismes pour éliminer la matière organique en suspension et dissoute, notamment des bactéries. Ces traitements comprennent les procédés par boues activées, constitués d'un bassin anaérobique suivi d'un bassin aérobique (ou d'aération) puis d'un décanteur. Dans le bassin anaérobique, les micro-organismes déphosphatants synthétisent un produit de réserve, les poly- β -alcanotes, à partir de la matière organique facilement biodégradable présente dans le milieu et de polyphosphates intracellulaires. Cela libère des phosphates dans ce premier bassin. Pour ce

qui est du bassin d'aération, les micro-organismes dégradent la matière organique présente ainsi que les poly- β -alcanotes, et régénèrent leur réserve intracellulaire de phosphore en l'assimilant dans leur matériel cellulaire (structure membranaire, ADP, ATP), à cette étape du traitement. On parle alors de suraccumulation de phosphore, car la réabsorption de ce dernier est plus élevée que le relargage. Les micro-organismes forment ensuite un floc qui sédimente dans le décanteur, et ce floc est retiré des eaux à traiter (Metcalf and Eddy Inc., 2003). Les boues riches en micro-organismes peuvent ensuite être réintroduites dans la chaîne de traitement pour assurer une activité optimale des micro-organismes. L'avantage de cette méthode est l'absence d'utilisation de produits chimiques.

Les techniques présentées ci-dessus sont coûteuses et requièrent de la maintenance. De plus, le phosphore ne peut pas être valorisé, ce qui incite les ingénieurs et chercheurs à développer de nouvelles technologies.

Les étangs, aussi appelés bassins d'orage, offrent un espace de sédimentation pour les particules sur lesquelles la majorité du phosphore et des métaux sont adsorbés. De plus, ces systèmes permettent une diminution de la vitesse d'écoulement des eaux, donc de l'érosion des sols (Marsalek, 2003; Starzec et coll., 2005). Les étangs de sédimentation peuvent retirer jusqu'à 80 % des métaux, 70 % du phosphore et 30 % de l'azote présents dans les eaux de ruissellement routier (Starzec et coll., 2005).

Le MEC est également un système de traitement efficace. Les plantes et le substrat participent à l'enlèvement du phosphore. Au moyen de leur rhizosphère, les plantes absorbent le phosphore et l'utilisent pour la production de biomasse et leurs réactions physiologiques. Le substrat fixe également le phosphore par adsorption jusqu'à sa saturation, en quelques années généralement (Vohla et coll., 2007). L'adsorption est liée à une réaction de précipitation basée sur la formation de phosphate de calcium sur des grains de sable. D'autres matériaux que le sable sont à l'étude, dont la calcite, qui a fait l'objet de plusieurs publications (House et Donaldson, 1986; Donnert et coll., 2002; Song et coll., 2006).

L'adsorption est également présente dans les lits filtrants. Les principes et la théorie concernant les lits filtrants et l'adsorption par la calcite sont abordés dans la revue de littérature (section 2.3).

1.3. Choix des techniques de traitement des eaux de ruissellement routier

Les critères dans le choix d'une technique de traitement sont multiples et variés, et dépendent des objectifs des projets. Les deux contaminants sur lesquels la présente recherche s'est orientée sont les sels de déglacage et le phosphore dans les eaux de ruissellement routier. Les critères de sélection les plus importants pour ce projet étaient le coût, la faisabilité technique, l'efficacité du traitement, son empreinte écologique et le potentiel de développement technique du traitement. Les différents traitements disponibles et en développement présentés et le complément d'information des Tableau I-3 et I-4 permettent de sélectionner un traitement selon les critères retenus.

Les quatre premières méthodes d'enlèvement du sel dans les eaux ont des coûts prohibitifs pour le traitement d'eaux de ruissellement routier (Tableau I-3). Ces traitements sont donc réservés à l'obtention d'eau potable. Pour l'enlèvement du phosphore, le

Tableau I-4 indique que les méthodes les plus utilisées, telles que la précipitation par voie chimique et le traitement biologique par boues activées, sont onéreuses et la plupart du temps utilisées pour les eaux usées, et non pour l'enlèvement du phosphore dans les eaux de ruissellement routier. Ces méthodes sont par ailleurs énergivores, requièrent des additifs (*p. ex.*, l'aluminium) ou produisent des matières résiduelles (*p. ex.*, les boues de stations d'épuration).

Le Tableau I-3 présente une analyse comparative des différents traitements des eaux salines, tandis que le

Tableau I-4 présente une analyse comparative des différents traitements du phosphore dans les eaux. Ils synthétisent les éléments présentés à la section 1.2.

Tableau I-3 : Comparatif des traitements disponibles pour l'enlèvement du chlorure et du sodium

Méthodes	Avantages	Inconvénients	Matrice visée	Coûts	Efficacité
Distillation par détente successives	- Technologie éprouvée - Rendement élevé (> 90 %)	Coût élevé (maintenance et installation) (Maurel, 2006; Karagiannis et Soldatos, 2008; Khawaji et coll., 2008)	- Eau de mer - Eau saumâtre	Entre 0,60 et 3 \$ US par m ³ (selon la taille de l'usine et la concentration de l'eau à traiter) (Maurel, 2006)	99 %
Distillation à compression de vapeur					
Distillation à effet simple ou multiple					
Osmose inverse et électrodialyse					99 %
MEC (plantes halophytes)	- Faible coût (Lefebvre et Harvey, 2002) - Technologie adaptée aux eaux de ruissellement routier	Technologie non développée pour l'enlèvement des sels	- Eaux usées - Eaux de ruissellement routier	De 500 à 10 000 \$ US par hectare par an (Kadlec et Wallace, 2009)	Inconnue (Kadlec et Wallace, 2009)
Étang de sédimentation	Technologie adaptée aux eaux de ruissellement routier	Technologie ne traitant pas ou peu les sels	- Eaux de ruissellement routier et urbain		Inconnue (Marsalek, 2003)

Tableau I-4 : Comparatif des traitements disponibles pour l'enlèvement du phosphore

Méthodes	Avantages	Inconvénients	Matrice visée	Coûts	Efficacité
Précipitation, traitement chimique	- Rendement de 75 à 95 % (Morse et coll., 1998) - Technologie éprouvée	Coût élevé (réactifs), génération de boues	Eaux usées		75 à 95 %
Traitements biologiques	- Rendement de 50 à 70 % (Morse et coll., 1998) - Technologie éprouvée	Complexe, génération de boues	Eaux usées		50 à 70 %
Lit filtrant (Adsorption)	- Simple - Faible coût (House et Donaldson, 1986; Arias et coll., 2003; Song et coll., 2006; Karageorgiou et coll., 2007)	Génération de géomatériaux contaminés (Arias et coll., 2003)	Traitement tertiaire		Jusqu'à 80 % (Berg et coll., 2005)
MEC	- Simple - Faible coût		- Eaux usées - Rejets agricoles ou	De 500 à 10 000 \$ US	De 0 à 80 %

Méthodes	Avantages	Inconvénients	Matrice visée	Coûts	Efficacité
	(Kadlec et Wallace, 2009)		industriels - Eaux de ruissellement routier	par hectare par an (Kadlec et Wallace, 2009)	(Kadlec et Wallace, 2009)
Étang de sédimentation	Technologie adaptée aux eaux de ruissellement routier	Technologie ne traitant pas le sel	Eaux de ruissellement routier et urbain	De 500 à 1 500 par hectare par an pour l'installation (CSIRO, 2006)	Jusqu'à 69 % (Ryan et coll., 2010)

La méthode proposée est constituée d'un lit filtrant (LF) composées de calcite permettant l'adsorption du phosphore suivi d'un marais épurateur construit adapté (MECA) à des plantes permettant une phytoabsorption des sels de déglacage (NaCl). Le lit filtrant utilise un géomatériau (terme définissant les matériaux provenant de la couche géologique terrestre, soit les sols et les roches) pour capter par adsorption une partie des sels et du phosphore. Le MEC requiert des plantes pouvant accumuler le chlorure et le sodium, c'est-à-dire des plantes halophytes. Celles-ci seraient récoltées une fois l'accumulation de sel maximum atteinte évitant ainsi la libération du sel par les plantes mortes. Pour ce dernier, un développement technologique est toutefois nécessaire pour qu'un enlèvement efficace des sels s'effectue dans le MEC. La phytoextraction par des plantes halophytes absorbant les sels de déglacage, est l'une des adaptations nécessaires au développement de l'enlèvement des sels de déglacage dans les eaux de ruissellement routier. Ainsi, ces deux méthodes sont des technologies qui limitent considérablement les impacts environnementaux en évitant la production et le rejet de contaminants, et qui sont économiques en énergie et en ressources. Ces méthodes sont caractérisées par un coût abordable pour les collectivités et une empreinte écologique minimale : absence de produits chimiques, technologie propre pour l'environnement, intégration paysagère, faible consommation d'énergie et recyclage des matières.

Chaque unité de cette méthode de traitement des eaux de ruissellement routier chargées en sels et en phosphore nécessite une recherche : quelles sont les capacités des plantes halophytes à absorber le sel? Quelle est la capacité de la calcite à adsorber le phosphore? Ces deux aspects constituent les thèmes de recherche de ce projet.

Finalement, les différentes technologies choisies ont des effets sur l'enlèvement des métaux présents dans les eaux de ruissellement routier. En effet, les plantes bioaccumulent en partie les métaux (McIntyre, 2003), et la calcite adsorbe et précipite les métaux (Van der Weijden et coll., 1997; Rouff et coll., 2005). Bien que d'intérêt majeur, l'enlèvement des métaux n'a pas fait partie de ces premiers travaux de recherche réalisés sur la méthode de traitement proposée pour les eaux de ruissellement routier, effectués dans le cadre de cette thèse de doctorat.

Un prétraitement par un bassin de rétention, avant l'entrée dans les systèmes de traitement, est envisagé par l'équipe de recherche de la D^{re} Galvez du Département de génie civil de l'Université Laval pour diminuer la vitesse des écoulements, et réduire les concentrations de métaux et de matières en suspension (MES) dans les eaux à traiter. Les fossés longeant les autoroutes pourraient être étanchéifiés pour éviter une contamination de la nappe phréatique. Les eaux de ruissellement seraient récoltées dans ces fossés et acheminées vers le système de traitement. La Figure I-5 présente un schéma résumant le cheminement des eaux de ruissellement une fois les fossés isolés. Cet aménagement conduit les eaux de ruissellement dans le système de traitement.

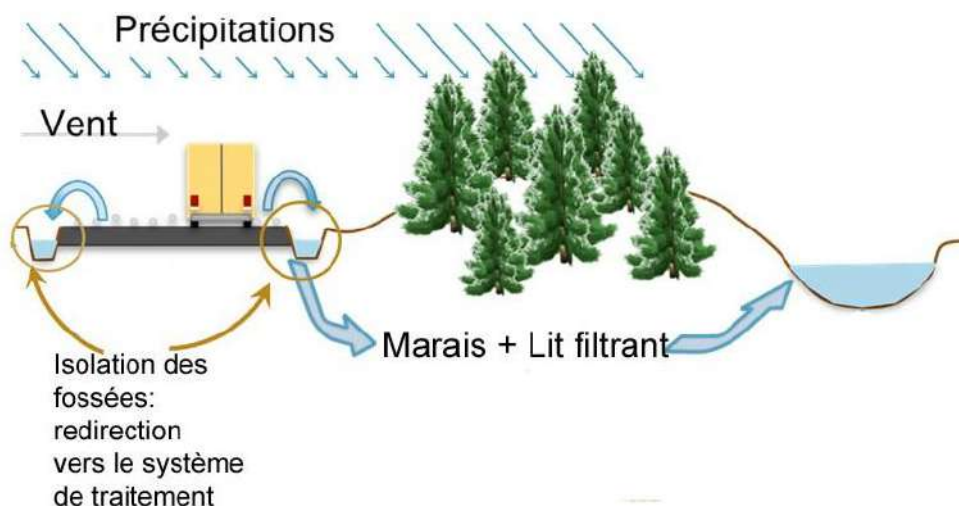


Figure I-5 : Collecte des eaux de ruissellement routier (Réalisée par Daviau (2009) et adaptée par l'auteur).

1.4. Hypothèses de recherche et objectifs

Le traitement des eaux de ruissellement routier bien que possible ne prend pas en compte le sel de déglacage et le phosphore. Cette problématique rejoint les besoins de nombreux pays utilisant des sels de déglacage. Présentement il n'existe pas de solution économiquement et écologiquement viable. Les systèmes de traitement retenus nécessitent des modifications dans leur conception et leur fonctionnement pour permettre une

phytoextraction efficace des sels de déglacage des eaux de ruissellement routier et une adsorption du phosphore par la calcite.

1.4.1. Hypothèses de recherche

En vue de développer une nouvelle approche permettant de réduire les concentrations de phosphore, de chlorure et de sodium des eaux de ruissellement routier les hypothèses suivantes sont avancées :

- Les plantes halophytes s'adaptent à un environnement de MECA en permettant une diminution de 70 % du taux de salinité des eaux de ruissellement routier grâce à la bioaccumulation;
- Le lit filtrant peut abaisser les concentrations de phosphore de 70 % sur notre site, en utilisant la calcite comme matériau.

Il est à noter que 70 % permet de ramener les concentrations maximales mesurées en deçà des critères pour les eaux de surface du MDDEP pour le sel de déglacage et le phosphore.

1.4.2. Objectifs du doctorat

Ce projet de recherche vise à développer un système de traitement composés de deux unités, un MECA et un lit filtrant, faisant appel à deux procédés différents : l'absorption par les plantes halophytes (MEC) et l'adsorption par la calcite (lit filtrant).

Les sous-objectifs sont :

- 1) d'identifier les conditions optimales pour l'accumulation de Cl^- et Na^+ par les plantes en contrôlant les facteurs (nature du substrat, saturation hydrique, densité de plantation, cinétique d'absorption) qui amélioreront la croissance des plantes et l'accumulation du sel dans le MECA.
- 2) d'évaluer l'efficacité du traitement avec les conditions optimales et son comportement à court terme grâce à un modèle pilote de MECA.
- 3) de déterminer le potentiel d'adsorption du P par la calcite dans le but de concevoir un lit filtrant pour traiter le phosphore présent dans les eaux de ruissellement routier.

1.5. Organisation de la thèse

La présente thèse de doctorat est organisée en six chapitres. Le premier chapitre présente le contexte de l'étude, la problématique, les choix de procédés, les hypothèses et les objectifs qui ont été énoncés. Les eaux de ruissellement routier sont décrites en plus des traitements proposés. Le deuxième chapitre (revue de littérature) décrit les systèmes de traitement (MECA, LF), l'ensemble des composantes des systèmes de traitement (plantes, calcite), les procédés étudiés durant le projet ainsi que le site de l'étude. Les systèmes de traitement, leurs caractéristiques et leur adaptation aux eaux de ruissellement routier pour leur conception sont également abordés. Le troisième chapitre élabore la méthodologie tandis que le quatrième montre les résultats des expériences. On y trouve également une discussion de ces résultats. Enfin, suit la conclusion où est présenté l'ensemble des résultats obtenus pour les systèmes de traitement, leur application sur le terrain et la contribution scientifique de la thèse ainsi que des suggestions de travaux futurs.

Chapitre II **État des connaissances**

Dans la revue de littérature seront examinés les différents systèmes de traitement existants pour traiter les eaux de ruissellement routier et les composantes jouant un rôle dans l'enlèvement des contaminants ciblés dans cette étude. Les MEC seront d'abord décrits puis suivra une description des plantes utilisées pour ce projet, soit les plantes halophytes. De même, le fonctionnement des lits filtrants sera présenté, ainsi que la calcite et la théorie de l'adsorption qui est à la base de différents essais réalisés. Le site de l'étude (Saint-Augustin-de-Desmaure) pour lequel le système de traitement a été conçu est finalement discuté.

2.1. **Les marais épurateurs construits**

Les MEC favorisent, dans un environnement contrôlé, des procédés chimiques, physiques et biologiques ayant lieu dans les marais naturels. Les interactions entre l'eau, le substrat, la flore et les micro-organismes constituent la base des réactions chimiques, physiques et biologiques permettant un traitement par le marais. Les MEC traitent des effluents contenant de la matière organique, des matières en suspension (MES), des coliformes fécaux, de l'azote et du phosphore (United States Environmental Protection Agency, 1998; Kadlec et Wallace, 2009), et ce, par adsorption et activités biologiques des micro-organismes et des plantes. Les MEC sont, dans la majorité des cas, utilisés pour traiter les eaux usées municipales des petites localités et les eaux de fermes agricoles. Ils peuvent aussi servir pour les eaux usées des habitations et des industries (Kadlec et Wallace, 2009) ou en traitement tertiaire, ainsi que pour le traitement des eaux de ruissellement routier.

2.1.1. **Description physique des MEC**

Différents types de marais existent : les MEC à écoulement surfacique (MECES) et les MEC à écoulement sous surfacique (MECESS). Ces derniers sont subdivisés selon leur écoulement, soit vertical (vers le haut ou le bas) ou horizontal (Figure II-1).

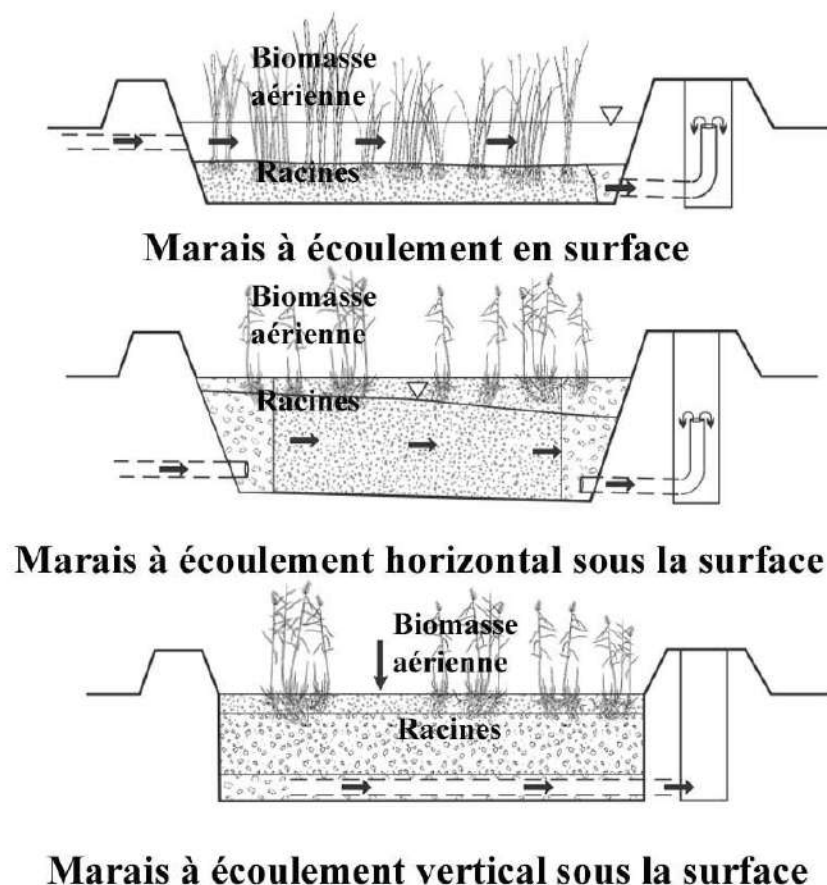


Figure II-1 : Différents types de marais (tirée du ministère de l'Environnement, (2001)).

Les marais à écoulement surfacique sont constitués de plantes flottantes et émergentes se développant dans des bassins de différentes profondeurs. Les procédés possibles dans ce type de marais sont la sédimentation, la filtration, l'oxydation, la réduction, l'absorption des plantes, l'adsorption et la précipitation (Kadlec et Wallace, 2009). Ces marais sont les plus proches des marais naturels et sont particulièrement utilisés pour les traitements secondaires et tertiaires, ainsi que pour les effluents de composition et de flux variable.

Les marais à écoulement sous surfacique sont constitués d'un substrat permettant le passage de l'effluent autour des racines des plantes. Ce milieu est propice à la filtration, aux réactions par oxydation et réduction, à l'adsorption et à la précipitation (Kadlec et Wallace, 2009).

Le type de marais choisi influence le fonctionnement des MEC, et plus particulièrement l'état d'oxydation de leur substrat (oxydé/réduit/anoxique). Des réactions différentes peuvent alors se dérouler, comme par exemple la nitrification nécessitant un milieu oxydé ou la dénitrification nécessitant un milieu anoxique.

2.1.2. Le substrat

Dans les MEC le substrat remplit trois fonctions :

- 1) assurer un support de croissance aux plantes et aux micro-organismes;
- 2) fournir un milieu propice au flux uniforme de l'effluent, dans les cas des MECESS;
- 3) permettre une adsorption des contaminants traités.

Le substrat constitue une texture, une structure pour l'enracinement des plantes et amène les nutriments nécessaires pour leur croissance. Le substrat peut être composé, entre autres, de particules d'argile et de matière organique, celle-ci pouvant apporter une partie des nutriments indispensables à la bonne croissance des plantes. Dans le cas d'un effluent pauvre en nutriments le substrat peut être amendé. Kadlec et Wallace (2009) propose un amendement correspondant à une culture de graminées. Cependant, aucune règle n'existe pour ce genre de circonstance qui est plutôt rare et la littérature est quasi inexistante (Wang et coll., 2010; Saeed et Sun, 2011). Le désavantage d'ajouter un amendement réside dans la dissolution de ses composés nutritifs dans l'eau, donc leur rejet dans l'environnement (Wang et coll., 2010; Saeed et Sun, 2011). Wang et coll. (2010) ont le comportement d'un amendement organique constitué d'un mélange d'écorce de pin et de tourbe. Les concentrations de matière organique atteignaient 200 mg COD/l dans l'effluent la première année et ceci même si les eaux traitées n'en contenaient. Toutefois ces concentrations diminuées au cours du temps. Saeed et Sun (2011) ont utilisé un paillis de bois qui est un amendement qui se dégrade plus lentement que la tourbe. Leur effluent contenait peu de matière organique (33 mg BOD/l). Ils ont, eux aussi, constatés l'augmentation de la contamination (matière organique, matière en suspension) par le substrat organique. L'amendement doit donc être suffisant pour permettre aux plantes de croître sans

augmenter les teneurs de l'effluent en nutriments par la solubilisation de l'amendement. Comme le propose Saed et Sun (2011), une seconde zone du marais avec un substrat sans amendement peut permettre de diminuer les contaminants provenant du substrat amendé.

Le choix du substrat d'un MEC est basé sur sa granulométrie, son homogénéité, sa composition et sa porosité. Un milieu hétérogène peut mener à des flux non uniformes de l'affluent à traiter, ce qui peut causer des variations dans le temps de séjour² et des traitements peu efficaces dus à l'apparition de zones à écoulement nul (Suliman et coll., 2007). Un substrat à granulométrie homogène trop fine peut entraîner le colmatage des pores par des particules ou par la glace sous les climats froids (Smith et coll., 2005; Garcia et coll., 2010) et faire apparaître ainsi des flux préférentiels (Munoz et coll., 2006). Des substrats présentant des granulométries de sable ou de gravier sont utilisés généralement (Vymazal, 2002; Del Bubba et coll., 2003; Meuleman et coll., 2003; Garcia et coll., 2005; Garcia et coll., 2010). Par exemple, Garcia *et al* (2010) cite des études traitant de marais dont les substrats présentaient des granulométries allant de moins de 0,15 mm à plus de 40 mm. Et Knowles et coll., (2011) font une liste de guides d'institutions nationales et internationales portant sur la conception de MEC et recommandant des granulométrie de substrat allant de 0 à 30 mm.

Le substrat initial, avec ses nutriments et sa granulométrie, évolue au cours du temps non seulement par le développement des plantes, leur sénescence et leur décomposition à la surface du substrat, mais également par la sédimentation particulaire de l'affluent. À la surface du substrat se forme ainsi une couche riche en matières organiques et en nutriments dans laquelle la majorité des racines sont situées. La nature et la profondeur de cette couche dépendent de la nature des affluents arrivant dans le MEC ainsi que de la végétation (Kadlec et Wallace, 2009).

Par ailleurs, le substrat est, le lieu des réactions de sorption et de précipitation (Del Bubba et coll., 2003) des contaminants et des nutriments présents dans l'affluent à traiter. Le phosphore est le contaminant dont l'enlèvement dépend le plus de l'adsorption par le

² Temps moyen nécessaire à l'eau pour passer à travers un système de traitement.

substrat, car c'est le principal procédé qui réduit sa concentration dans l'affluent. Cette adsorption est souhaitée pour l'enlèvement du phosphore par différents chercheurs qui ont tenté d'augmenter le taux d'adsorption des matériaux choisis. Ces matériaux ne peuvent cependant demeurer efficaces plus que quelques années suite à la saturation des sites d'adsorption (Kvarnström et coll., 2004; Shilton et coll., 2005; Shilton et coll., 2006; Vohla et coll., 2007). À la fin de son cycle de vie, le substrat doit être retiré et remplacé pour pouvoir atteindre une adsorption suffisante à l'enlèvement du phosphore. Certains auteurs, comme Arias et Brix (2005), ont placé des lits filtrants à la suite du système de marais ou d'étang aéré (Arias et coll., 2003; Shilton et coll., 2005; Shilton et coll., 2006). Lorsque le substrat est saturé par le contaminant traité, le changement de matériau adsorbant est plus facile à effectuer avec un système séparé du MEC qu'avec le substrat de ce MEC. Cependant, aucune publication consultée ne justifie le choix de placer le lit filtrant avant ou après le MEC.

2.1.3. Procédés biologiques

Les procédés biologiques dans le marais se font au moyen de plantes et de micro-organismes. Les plantes fournissent la matière organique nécessaire aux micro-organismes, bioaccumulent certains contaminants, fournissent un lieu de vie aux microorganismes du marais et augmentent la perte en eau du marais par leur transpiration (Williams, 2002; Kadlec et Wallace, 2009; Vymazal, 2011). Les plantes ont ainsi de nombreuses fonctions dans les MEC, soit des fonctions physiques, chimiques et biologiques, et la présence de plantes dans les MEC améliore l'efficacité des traitements dans la majorité des études (Akratos et Tsihrintzis, 2007; Vymazal, 2011). Akratos et Tsihrintzis (2007) ont étudié des systèmes de traitement identiques avec ou sans plantes. Les plantes amélioreraient le traitement des eaux usées pour le phosphore et l'azote. Vymazal (2011) résume 22 études dont 20 présente un effet positif sur le traitement de contaminant tel que la matière organique, les matières en suspension l'azote et le phosphore.

Les espèces employées dans les MEC sont les mêmes que celles poussant dans les marais naturels. Elles regroupent des algues et des plantes vasculaires. Les plantes de

marais sont classifiées en (Cronk et Fennessy, 2009; Kadlec et Wallace, 2009; Vymazal, 2011) :

1. plantes émergentes (dont une partie de la tige est hors de l'eau);
2. plantes flottantes enracinées ou non dans le substrat (c'est-à-dire des plantes flottant à la surface de l'eau);
3. plantes submergées (dont la totalité de la biomasse est dans l'eau);
4. plantes ligneuses (c'est-à-dire des arbres ou des arbustes de marais).

Les espèces les plus utilisées dans les MEC sont : *Phragmites* (plantes émergentes), *Typha* (plantes émergentes), *Juncus* spp. (plantes émergentes), *Sagittaria* spp. (plantes émergentes), *Scirpus* spp. (plantes émergentes), *Elodea* spp. (plantes flottantes enracinées), *Potamogeton* spp. (plantes flottantes enracinées) et *Nuphar* (plantes flottantes enracinées) (Vymazal, 2008).

Dans le MEC, les plantes évoluent en s'adaptant aux conditions anaérobiques présentes dans le substrat. Ainsi, la plupart des plantes ont la capacité de transporter l'oxygène qui leur est nécessaire jusqu'aux racines (Vymazal, 2008). Par exemple, *Eichhornia crassipes* présente à la base de son pétiole, une structure alvéolée, nommée aérénchyme, permettant le passage de l'air (Figure II-2).



Figure II-2 : Coupe du pétiole de la feuille d'*Eichhornia crassipes* (photo prise par l'auteur en 2011).

L'évolution de la végétation dans un MEC suite à la plantation dépend de la vivacité des plantes à se reproduire et à étendre leur réseau racinaire (Kadlec et Wallace, 2009). Les plantes se répandent dans le MEC jusqu'à une densité maximale selon l'espèce, mais aussi selon les conditions nutritives du marais. La plupart des auteurs proposent des densités de plantation bien inférieures aux densités finales (Kadlec et Wallace, 2009). Le développement de biomasse suit une variation saisonnière, avec des biomasses aériennes augmentant au cours de la saison estivale et diminuant par la suite du fait de la décomposition de la biomasse. Les biomasses racinaires sont constantes au cours de l'année. Il est à noter que les variations annuelles sont bien moindres sous les climats tropicaux et subtropicaux (Kadlec et Wallace, 2009).

Les tiges et les racines de plantes vasculaires servent de support aux micro-organismes et fournissent la matière première (biomasse, matière organique et exsudats racinaires) nécessaire à la croissance des bactéries qui effectuent la plupart des processus assurant le traitement des eaux contaminées. Ainsi, à travers leur métabolisme, ces micro-organismes réalisent un processus (Vymazal, 2008; Kadlec et Wallace, 2009) qui mène à la dégradation de contaminants organiques et à la nitrification ou la dénitrification (Faulwetter et coll., 2009). Dans la rhizosphère, les micro-organismes forment des communautés denses, actives et diverses (Faulwetter et coll., 2009). Des bactéries, des algues, des actinomycètes, des champignons, des virus et des protozoaires y sont observés (Tsao, 2003). Deux processus sont responsables de l'épuration des eaux : la biodégradation par enzyme extracellulaire et la transformation par respiration et fermentation. Les enzymes (oxydoréductases, lyase et hydrolases) dégradent partiellement et oxydent les macromolécules les rendant plus facilement utilisables pour les cellules et les micro-organismes (Gianfreda et Rao, 2004; Demarche et coll., 2012). Les processus de respiration et de fermentation dépendent des conditions oxydo-réductrices du milieu tel que précisé plus haut. Ce sont les deux principaux processus par lesquels les micro-organismes décomposent les contaminants organiques (Faulwetter et coll., 2009).

L'évapotranspiration des plantes regroupe l'évaporation normale de l'eau à laquelle est ajoutée la transpiration des plantes. Les plantes causent ainsi une perte nette d'eau au

marais vers l'atmosphère modifiant le bilan hydrique du MEC (Vymazal, 2008). En effet, ce bilan varie en fonction de paramètres climatiques (température et vitesse du vent) et physiologiques (structure de la plante, orientation et largeur des feuilles) (Vymazal, 2008). Vymazal (2008) présente trois marais épurateur situés en Angleterre dont le potentiel d'évapotranspiration surpasse les précipitations durant tout l'été c'est donc un facteur majeur du bilan hydraulique d'un marais.

Finalement, notons que les plantes extérieures au marais ont tendance à s'y installer par propagation végétative à partir de leur rhizome ou la germination de leurs graines. Ceci entraîne une compétition entre les plantes de différentes espèces diminuant l'occupation du marais par les plantes sélectionnées. Cette compétition peut alors modifier les résultats attendus par le MEC.

2.1.4. Hydrologie et hydraulique des MEC

L'hydrologie d'un MEC est influencée par les entrées et les sorties d'eau. Les entrées comprennent l'affluent et les précipitations, et les sorties d'eau incluent l'évapotranspiration, l'effluent du MEC et les échanges avec la nappe souterraine en cas de fuite. L'hydrologie peut être résumée à l'aide d'un bilan de masse de l'eau dans le marais (Figure II-3).

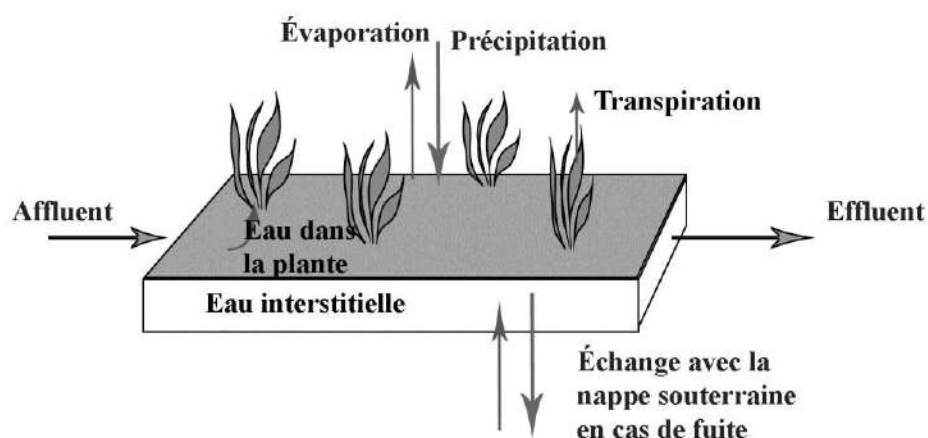


Figure II-3 : Bilan hydrique du marais.

L'évapotranspiration comprend la transpiration de plantes et l'évaporation de l'eau en surface (Irmak, 2008). L'intensité et la fréquence des précipitations sont hautement variables selon la localisation du MEC. Le flux d'affluent est également variable selon le type d'affluent traité. Dans le cas des rejets d'usine ou d'une station d'épuration, l'apport est continu, tandis que dans le cas d'un marais traitant les eaux de ruissellement routier, les débits sont discontinus et dépendent des précipitations (Kadlec et Wallace, 2009).

L'hydraulique diffère entre les MECES et les MECESS. En ce qui concerne les MECESS, elle dépend du substrat. La porosité du substrat doit être suffisante pour ne pas avoir un marais ayant des problèmes de refoulement. Cependant l'espace occupé par les racines diminuent la porosité totale au bout de quelques années (Vymazal, 2008; Kadlec et Wallace, 2009). Le phénomène de colmatage peut, également, apparaître suite à l'accumulation de matériau dans le substrat ce qui entraîne une diminution de la conductivité hydraulique et de l'efficacité du traitement (Knowles et coll., 2011).

Divers éléments structuraux permettent une meilleure performance hydraulique du marais, tels que la configuration des structures permettant le flux de l'affluent et de l'effluent (Suliman et coll., 2007), les zones plus profondes favorisant une homogénéisation des eaux (Lightbody et coll., 2007) et le rapport entre la longueur et la largeur des canaux. Ce dernier élément (rapport longueur/largeur des canaux) influence en effet l'efficacité du marais. Il permet de diminuer la dispersion du flux en limitant les trajectoires de l'écoulement vers l'aval et ainsi d'être le plus proche possible d'un écoulement continu. Un écoulement continu parfait n'est cependant jamais observé dans les MEC (Lightbody et coll., 2007). Les écoulements préférentiels permettent aux eaux de traverser le marais en un temps inférieur au temps de séjour nominal ce qui diminue l'efficacité du traitement (Wanko et coll., 2009).

Les paramètres tels la profondeur de l'eau, le temps de séjour ainsi que la forme du marais (lié au rapport longueur/largeur) influencent le flux et le transport de contaminant dans les MECES. Ils influencent l'efficacité du traitement et les procédés qui auront lieu dans le MEC (Sindilariu et coll., 2007; Schuetz et coll., 2012). Un temps de séjour suffisant

est, par exemple, nécessaire pour la diminution des concentrations de cadmium par sorption dans un MEC (Weiss et coll., 2006). Une bonne performance hydraulique améliore l'efficacité du traitement. Dans le cas inverse, les conditions physico-chimiques et biologiques du marais varieront en apportant un changement qualitatif et quantitatif dans la performance épuratrice du MEC. Par exemple, l'établissement de la végétation avec des densités variables dans le MEC amène des flux préférentiels (Keefe et coll., 2010) qui peuvent diminuer l'efficacité du traitement.

Le bilan de masse hydrique dépend des entrées et des sorties d'eau. La formule suivante tirée de Kadlec et Wallace (2009) présente l'ensemble des composantes permettant de déterminer les variations du volume d'eau dans le MEC :

$$\frac{dV}{dt} = Q_i + Q_{sm} + ((P/1000)*A) - ((ET/1000)*A) - Q_o - Q_b - Q_{gw} \quad (II-1)$$

où Q_i : débit de l'affluent (m^3/j);

Q_o : débit de l'effluent (m^3/j);

Q_b : perte par les berges du MEC (m^3/j);

Q_{gw} : débit des infiltrations par de l'eau souterraine (m^3/j);

Q_{sm} : débit provenant de la fonte des glaces (m^3/j);

P : précipitation (mm/j);

ET : évapotranspiration (mm/j);

et A : aire du MEC (m^2) (Kadlec et Wallace, 2009).

Les pertes par les berges peuvent être estimées par la différence de hauteur d'eau dans le sol à côté des berges et à l'intérieur du marais. Dans ce cas là l'équation suivante peut être utilisée.

$$Q_b = \lambda L_b (E_i - E_e) \quad II-2$$

où E_i : élévation à l'intérieur des berges (m).

E_e : élévation à l'extérieur des berges (m).

L_b : longueur des berges (m).

λ : coefficient empirique (m/d).

Le taux d'infiltration est estimé grâce à la conductivité hydraulique de la couche imperméable isolant le marais. Il peut être estimé grâce à l'équation suivante :

$$Q_{gw} = BA \frac{E_w - E_{lb}}{E_{lt} - E_{lb}} \quad \text{II-3}$$

où A est l'aire du MEC (m²)

E_w : Élévation du niveau de l'eau dans le marais (m).

E_{lt} : Élévation du haut de la couche imperméable (m).

E_{lb} : Élévation du bas de la couche imperméable (m).

B : Conductivité hydraulique (m/s)

Les flux entrant et sortant peuvent être mesurés. Dans la majorité des situations, seules les précipitations et l'évapotranspiration jouent un rôle important dans la variation du volume d'eau présent dans le marais par rapport au temps (Drexler et coll., 2004). De plus, la salinité est fortement influencée par l'évapotranspiration tel que présenté dans la section 1.1.1.1.2. D'où l'importance de bien savoir l'estimer.

Plusieurs méthodes permettent d'estimer l'évapotranspiration, cependant cet exercice reste difficile et imprécis (Lott et Hunt, 2001), car elle varie selon la saison et la journée, selon la température, le vent et l'ensoleillement. Trois types de méthode existent : 1) la méthode reliant l'évapotranspiration du marais à l'évaporation (Towler et coll., 2004; Mohamed et coll., 2012), 2) les modèles estimant l'évapotranspiration à partir de données météorologiques (Drexler et coll., 2004) et 3) les estimations provenant de mesures directes (Lott et Hunt, 2001; Sanchez-Carrillo et coll., 2001).

Cette estimation permet de déterminer l'évapotranspiration à partir d'une mesure directe de l'évaporation. Cette estimation varie selon les espèces (Vymazal, 2008). Pour l'espèce *Typha angustifolia*, une relation entre l'évaporation (EP) et l'évapotranspiration (ET) a été calculée par Bavor et coll. (1988) :

$$ET = 1,128 EP + 0,072 \text{ mm/j} \quad (\text{II-4})$$

($R^2 = 0,72$; pour des températures comprises entre 12 et 25 °C)

L'évaporation est mesurée grâce à un bac d'évaporation dans lequel de l'eau est placée. La différence du niveau de l'eau à différents intervalles donne l'évaporation.

L'avantage de cette méthode est la transférabilité de l'équation d'un marais à un autre (Towler et coll., 2004). Cependant, c'est aussi son principal désavantage car les spécificités du marais ne sont pas prises en compte.

Une méthode directe pour mesurer l'évapotranspiration est élaborée par Sanchez-Carrillo et coll. (2001). Il s'agit de mesurer directement l'efflux d'eau relâché par la plante au moyen d'un appareil appelé poromètre. Cette appareil mesure la vitesse de diffusion de la vapeur d'eau au travers de la surface des feuilles ce qui permet en tenant compte de la surface des feuilles des plantes de calculer l'évapotranspiration. Lott et coll. (2001) présentent également une méthode à partir de mesures par lysimètre. Ils utilisent un lysimètre isolé du reste du sol et contenant les mêmes espèces. Le niveau d'eau est mesuré et la différence entre deux mesures donne leur permet de calculer l'évapotranspiration. L'estimation de l'évapotranspiration par mesures directes demande plus de temps et de travail (Lott et Hunt, 2001) que les méthodes utilisant les modèles présentés par la suite.

Les mesures directes des autres composantes du bilan hydrique de l'équation II-1 permettent également de mesurer l'évapotranspiration. Bien que pratique pour des essais pilotes ou des marais de petite dimension, cette dernière technique dépend de l'exactitude des mesures des autres composantes du bilan hydrique (Mohamed et coll., 2012).

De multiples modèles sont disponibles dont l'équation de Penman-Monteih, l'équation de Priestley-Taylor, ou celle de Bowen (Drexler et coll., 2004; Mohamed et coll., 2012). L'équation la plus utilisée, celle de Penman-Monteih, est présentée ci-dessous :

$$\phi ET = \frac{(\Delta(R_n - G_o) + \rho C_p \left(\frac{e_1 - e_2}{r_a} \right))}{\Delta + \gamma} \quad (II-5)$$

où ET: évapotranspiration (mm/j);

Φ : chaleur latente de vaporisation (J/m³);

Δ : pente de la pression de vapeur saturée (mb/°C);

R_n : Radiation net (W/m²);

G_o : flux de chaleur provenant du sol (W/m²);

γ : constante psychrométrique (mb/°C);

C_p : chaleur spécifique de l'air (J/g.K);

ρ : masse volumique de l'air (g/cm³);

r_a : résistance aérodynamique (s/m);

e : pression de vapeur (kPa).

Les mesures de pression et de température se font au niveau de la végétation pour la première et au dessus de la végétation pour la deuxième. R_n est obtenue par mesure à l'aide d'un radiomètre et G_o à l'aide d'un capteur de flux thermique. Cependant ces mesures sont difficiles à effectuer dans un marais du à l'hétérogénéité du milieu (Drexler et coll., 2004).

L'équation de Priestley–Taylor est la suivante :

$$\phi ET = \alpha \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} (R_n - G_o) \quad (\text{II-6})$$

où α : constante déterminé empiriquement égale à 1,26;

Δ : pente de la pression de vapeur saturée (mb/°C);

γ : constante psychométrique (mb/°C);

L'équation de Bowen est la suivante :

$$\phi ET = \frac{(R_n - G_o)}{1 + \beta} \quad (\text{II-7})$$

où β : rapport de Bowen

Ce rapport se calcul de la manière suivante :

$$\beta = \gamma \frac{T_1 - T_2}{e_1 - e_2} \quad (\text{II-8})$$

où e : la pression de vapeur (kPa)

T : la température (°C)

Les mesures de pression et de température se font également de la même manière que pour l'équation de Penman-Monteih.

Le principal désavantage lié à l'utilisation de ces modèles est qu'ils ne prennent pas en compte l'hétérogénéité de la végétation et des conditions édaphiques. En effet, ces modèles demandent une estimation de facteurs tels que la résistance aérodynamique qui

dépend de la force du vent mais aussi de la structure des plantes et qui peuvent être extrêmement variables (Mohamed et coll., 2012). Lott et Hunt (2001) présentent des valeurs d'évapotranspiration supérieures lorsqu'elle est estimée par le modèle de Penman-Monteih comparées aux mesures directes. Et pour conclure, Drexler et coll. (2004) précisent que vu la variété des situations aucune approche systématique ne peut être valable pour estimer l'évapotranspiration.

2.1.5. Temps de séjour de l'eau dans le marais

Le temps de séjour est le temps moyen nécessaire à l'eau pour passer à travers un système à l'équilibre. Ce temps est déterminé à l'aide de l'équation suivante (Kadlec et Wallace, 2009) :

$$\tau = \frac{V_{\text{active}}}{Q} \quad (\text{II-9})$$

où τ : temps de séjour moyen (j);

V_{active} : volume d'eau en mouvement (m^3);

et Q : débit moyen (m^3/j).

Néanmoins, la notion de temps de séjour dans un MEC est relativement plus difficile à déterminer que dans un système de traitement classique pour les trois raisons suivantes : 1) le débit est différent entre l'affluent et l'effluent; 2) les branches, la litière et les racines diminuent le V_{active} et cette donnée est difficile à déterminer; 3) le flux dans le MEC est réparti de manière hétérogène. La formule est donc transformée pour donner une valeur plus proche de la réalité :

$$\tau = \frac{\eta(\varepsilon * V_{\text{lit}})}{Q} \quad (\text{II-10})$$

où η : efficacité surfacique qui est la surface du MEC avec un flux (à l'opposé des zones mortes où l'eau est presque immobile) divisé par la surface nominale du MEC cette valeur peut être estimé par l'utilisation d'un traceur en mesurant les flux dans le marais et en déterminant les zones à flux nuls;

ε : porosité du substrat (sans dimension);

Q : débit moyen (m^3/j);

et V_{lit} : volume du marais (eau + substrat) (m^3) (Kadlec et Wallace, 2009).

L'équation précédente peut être encore modifiée pour tenir compte de la différence de débit entre l'affluent et l'effluent du MEC.

$$\tau_a = \tau_i * \left(\frac{\ln\left(\frac{Q_o}{Q_i}\right)}{\frac{Q_o}{Q_i} - 1} \right) \quad (\text{II-11})$$

où Q_i : débit de l'affluent (m^3/j);

Q_o : débit de l'effluent (m^3/j);

τ_i : temps de séjour calculé à partir du flux de l'affluent (j);

et τ_a : temps de séjour modifié (j).

La dernière équation présente avec plus de fidélité la réalité du marais. Dépendamment du type de contaminant, le temps de séjour peut influencer fortement l'efficacité de traitement du MEC. De nombreuses études présentent un effet positif du temps de séjour sur le traitement pour les pesticides, les nitrates, les métaux et les bactéries (Akratos et Tsihrintzis, 2007; Marti, 2008; Garcia et coll., 2010).

2.1.6. Enlèvement du phosphore, du chlorure et du sodium des eaux de ruissellement routier par MEC

Dans un MEC, l'enlèvement du phosphore se fait par trois procédés : l'absorption par les plantes et la sorption et la sédimentation des particules riches en phosphore dans le substrat (Tanner et coll., 1999; Arias et coll., 2003; Del Bubba et coll., 2003; Fraser et coll., 2004 ; Arias et Brix, 2005; Xu et coll., 2006; Vohla et coll., 2007). L'activité des microorganismes produisant de la phosphatase est documentée (Truu et coll., 2009; Menon et coll., 2013), cependant son effet sur le traitement du phosphore ne fait pas l'objet de travaux jusqu'à date.

Le phosphore est essentiel au fonctionnement de la plante. En effet, il participe à la constitution de l'ADN (acide désoxyribonucléique), de l'ARN (acide ribonucléique), de la photosynthèse grâce aux enzymes, de l'ADP (adénosine diphosphate) et de l'ATP (Pansu et

Gautheyrou, 2006; Roy-Poirier et coll., 2010; Lamb et coll., 2012; Veneklaas et coll., 2012). Tout au long de leur cycle de vie, la physiologie variable des plantes cause des variations de concentration du phosphore dans leur biomasse (Kadlec et Wallace, 2009). La récolte des plantes en fin de saison pourrait enlever, de 6 à 40 % de la quantité de phosphore annuelle (Drizo et coll., 1997; Arias et coll., 2003; Vohla et coll., 2007; Kadlec et Wallace, 2009; Garcia et coll., 2010). Cependant certains auteurs mettent en question leur capacité à enlever le phosphore des eaux en grande proportion (Lüderitz et Gerlach, 2002; Vymazal, 2002; Garcia et coll., 2010) et les considère efficace pour des traitements tertiaire pour les effluents ayant de faibles concentrations en phosphore. Si elles ne sont pas récoltées les plantes se décomposent et relarguent leur phosphore ou forment une couche sédimentaire ou le phosphore est piégé (Kadlec et Wallace, 2009).

Le substrat est une source et un puits pour le phosphore selon les conditions physiques, chimiques et biologiques des sédiments, de la couche d'eau située au-dessus et de leur interface (Wetzel, 2001). La rétention de phosphore au substrat du MEC se fait de trois manières : 1) l'adsorption ou la précipitation avec des composées inorganiques, 2) la sédimentation avec de la matière organique, 3) la sédimentation de matière provenant de l'activité biologique (mort d'organisme, déjection, etc. décrit ci-dessous).

Le procédé de sorption est primordial dans l'enlèvement du phosphore des eaux. Tel que présenté dans la section 2.1.2 de nombreux substrats ont été testés pour leur capacité d'adsorption. Ce processus peut diminuer, par exemple avec une saturation du substrat (Huett et coll., 2005; Vohla et coll., 2007). L'adsorption du phosphore suit l'isotherme d'adsorption de Langmuir (Wetzel, 2001). En effet, celle-ci est plus importante avec les particules de faible diamètre ($< 0,1$ mm). La rétention de phosphore dépend également de la présence de cations tels que le calcium, l'ion ferrique et l'aluminium qui coprécipitent avec les phosphates (Garcia et coll., 2010). Dans une eau saturée en calcium, le phosphore peut coprécipiter avec le calcium formant alors de l'hydroapatite (Wetzel, 2001). Par contre un changement vers un milieu anaérobique permettra le relargage des phosphates par la transformation des ions ferriques en ions ferreux (Vohla et coll., 2007). L'oxygène joue un rôle central dans ces procédés. Ainsi, la consommation d'oxygène est élevée dans les

sédiments du fait de l'activité de dégradation de la matière organique par les micro-organismes. Ces activités entraînent une rapide diminution de l'oxygène, qui augmente en profondeur dans le substrat (Wetzel, 2001). La couche oxydée empêche le relargage du phosphore par les oxydes de fer et l'aluminium (Wetzel, 2001; Garcia et coll., 2010). Dans des conditions inverses, soit en condition anaérobie, le relargage du phosphore est favorisé par la réduction de l'oxyde de fer qui libère alors le PO_4^{3-} . Dans le cas de marais traitant des eaux de ruissellement, la surface s'assèche régulièrement et facilite l'oxydation des sédiments et la remobilisation subséquente des polluants liés aux sédiments (Kadlec et Wallace, 2009).

Le phosphore peut également être adsorbé par la matière organique et notamment les acides humiques (Garcia et coll., 2010; Saeed et Sun, 2011). Dans le cas de MECES le sol est formé par sédimentation de la matière organique des plantes contenant du phosphore. Maintenue dans des conditions anoxiques, la matière organique est stable à long terme (Kadlec et Wallace, 2009). Dans ce cas, les conditions anoxiques empêchent le relargage du phosphore en stoppant la décomposition de la matière organique.

Le chlorure et le sodium sont utilisés comme traceurs dans les MEC (Kadlec et Wallace, 2009; Keefe et coll., 2010; Nivala et coll., 2012; Schuetz et coll., 2012), mais leur enlèvement par MEC a reçu peu d'attention. Ils sont généralement considérés comme un handicap au traitement d'autres contaminants (Brown et coll., 1999; Nitisoravut et Klomjek, 2005; Kadlec et Wallace, 2009) plutôt qu'aux contaminants à cibler. En effet, le sel est toxique pour la plupart des espèces poussant dans les MEC. Kadlec et Wallace (2009) résument les résultats de 21 MEC aux États-Unis avec différentes durées d'exploitation (1 à 10 ans) et taux de charges hydrauliques³ allant de 7,4 m/an à 119,5 m/an. Les concentrations en chlorure dans leur affluent varient respectivement entre 16,5 et 264 mg Cl⁻/l. Les concentrations de chlorure suivies étaient stables si l'on compare l'affluent et l'effluent. Une augmentation maximum de 15% pouvait être constatée. Aucune mention n'est faite des volumes entrants et sortants ou du type de marais étudié. Le même

³ Le taux de charges hydraulique est défini comme le flux (m^3/j) divisé par l'aire de la section perpendiculaire à son sens (Kadlec et Wallace, 2009).

résumé est fait pour l'enlèvement du sodium à l'aide de 20 marais distribués aux États-Unis, en Argentine, en République tchèque et en Australie avec des taux de charge hydraulique de 3,5 à 49,0 m/an traitant les eaux usées des eaux de ruissellement et des effluents industriels de pâtes à papier. Les concentrations de sodium allant de 0,5 mg/l à 698 mg/l varient jusqu'à 55 % entre l'affluent et l'effluent des MEC, avec des augmentations mais également des diminutions de concentration. Cependant, ces variations sont expliquées par l'évaporation et les précipitations qui en faisant varier le volume d'eau fait varier les concentrations.

Certaines études présentent des marais traitant le phosphore ou les nitrates en présence de sel, avec ou sans plantes halophytes. Les matrices traitées sont des eaux de pisciculture salines (Brown et coll., 1999; Lin et coll., 2005; Lymbery et coll., 2006; Sindilariu et coll., 2007) ou des effluents d'exploitation pétrolifère (Kanagy et coll., 2008). Dans ces études, les concentrations de NaCl allaient de 500 à 35 000 mg/l. Ces publications portent plus précisément sur le comportement du marais par rapport aux contaminants autres que le sel. Celui-ci est uniquement considéré comme une condition défavorable à l'enlèvement des autres contaminants, à cause de l'impact négatif sur le développement des plantes et l'activité des microorganismes. Par exemple, Nitisoravut et Klomjek (2005) modélisent l'inhibition du traitement des eaux usées dans les marais affectés par le chlorure de sodium. Leur effluent présente des concentrations allant de 1 000 à 20 000 mg NaCl/l. Le traitement de la BOD diminuait avec la présence de sel du à son impact négatif sur l'activité des microorganismes. Cependant aux plus faibles concentrations l'inhibition est négligeable. Seuls Lymbery et coll. (2006) traitent de l'enlèvement du chlorure de sodium. Dans cette étude, des effluents de pisciculture marine sont traités par un MECESS dans lequel une espèce halophyte (*Juncus kraussii*) est plantée. Il s'agissait de 16 unités-pilotes de 2,5 m de longueur, 0,4 m de largeur et 0,3 m de profondeur. Le substrat était du sable (3 mm de diamètre). Un volume de 0,052 m³ d'affluent par semaine était appliqué dans chaque pilote. Les deux concentrations de sel de l'effluent testé sont 6 000 et 24 000 mg/L, ce qui est bien supérieur à ce que nous rencontrons sur notre site d'étude. Il est à noter que ces concentrations n'empêcher pas le traitement de l'azote, au contraire le traitement du phosphore en était affecté. Cependant les auteurs envisagent un meilleur traitement de

l'azote malgré le sel avec une augmentation de la matière organique dans le substrat. La présence de sel inhibe donc le traitement de certains contaminants comme le BOD et l'azote. Dans ces deux cas l'activité des microorganismes est inhibée. Les résultats de cette étude montrent une efficacité d'enlèvement allant de 20 à 35 % de la concentration de sel, interprété comme étant la conséquence d'un dépôt de sel à la surface du substrat par évaporation de l'eau. Sur une durée de six semaines, le pourcentage massique d'enlèvement était de $54,8 \pm 8,5$ % pour le chlorure de sodium et ce résultat est interprété de la même manière. Ils concluent en spécifiant qu'à long terme, la séquestration du sel par les plantes et le substrat pourrait influencer négativement la croissance des plantes dans le marais.

2.1.7. MEC traitant les eaux de ruissellement routier

Les eaux de ruissellement routier et urbain possèdent des caractéristiques chimiques et hydrologiques singulières qui sont présentées à la section 1.1.1. Des MEC spécifiques à leur traitement ont donc été élaborés. Bien que ne se différenciant pas complètement des autres MEC, les MEC traitant les eaux de ruissellement routier ont quelques caractéristiques propres qui sont présentées ci-dessous.

Le traitement des eaux de ruissellement effectué par MEC est généralement combiné à un prétraitement : piège à silt, pentes herbeuses, bassin de rétention et/ou séparateur d'huile (Shutes et coll., 1997; Shutes et coll., 2001; Birch et coll., 2004; Pontier et coll., 2004). Ces prétraitements ont pour objectif d'enlever une partie des particules, souvent chargées en métaux (Hares et Ward, 2004), et les huiles qui peuvent diminuer l'efficacité d'un MEC en endommageant les plantes (Shutes et coll., 1997).

Les marais traitant des eaux de ruissellement routier sont des marais à écoulement surfacique ou sous surfacique (Shutes et coll., 2001; Shutes et coll., 2005). Un des problèmes auquel fait face le traitement des eaux de ruissellement par MEC est le débit d'eaux de ruissellement routier variable selon les précipitations. Des structures, telles que des bassins de sédimentation ou des étangs, peuvent être installées pour diminuer les effets des fortes hausses de débit (Shutes et coll., 1997). En effet, elles peuvent être

dommageables pour les plantes (Shutes et coll., 1997) et entraîner une augmentation de la charge des contaminants.

Les facteurs ayant une incidence sur le traitement des eaux de ruissellement routier sont le temps de séjour des eaux et le taux de charge hydraulique qui est la quantité d'eau appliquée sur une surface par unité de temps (unité : $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{s}$) (Carleton et coll., 2001; Birch et coll., 2004). Ces facteurs dépendent de l'intensité des pluies, du rapport entre la surface du marais relativement à celle de la zone de collecte des eaux (Carleton et coll., 2001) et du volume d'eau que peut recevoir le marais lors d'un événement pluvieux. D'après les études disponibles, pour être efficace, la surface occupée par le marais devrait représenter entre 0,5 et 2 % de la zone de collecte des eaux de ruissellement (Tilley et Brown, 1998). Le volume du MEC doit être assez grand pour retenir 90 % des eaux d'un événement pluvieux (Carleton et coll., 2001), et le temps de séjour de ces eaux doit être relativement long pour permettre un traitement efficace, entre 10 et 15 heures (Shutes et coll., 1997).

Les caractéristiques des substrats utilisés pour traiter les eaux de ruissellement routier sont rarement décrites dans la littérature, si ce n'est pour envisager leur potentiel hydraulique. Leur nature en tant que compléments nutritifs pour les plantes n'est quasiment jamais abordée. Shutes et coll. (1997) soulèvent le problème de la remise en suspension du substrat durant les événements pluvieux. Ils proposent donc des substrats stables qui limitent ce procédé. Ils recommandent également une superposition de 10 cm de substrat organique grossier recouvrant 50 cm de gravier (granulométrie aux alentours de 1 cm). Un autre point soulevé par Kadlec et Wallace (2009) est que la conductivité hydraulique du substrat a tendance à diminuer avec le temps dû à la croissance des racines et du biofilm mais aussi à la sédimentation des matières en suspension et des plantes en décomposition.

Les plantes les plus utilisées pour traiter les eaux de ruissellement routier sont *Typha latifolia* en Amérique du nord et *Phragmites australis* en Europe (Shutes et coll., 2001; Sèrodes et Taillon, 2003; Birch et coll., 2004; Shutes et coll., 2005). Elles ont la capacité d'accumuler une partie du Zn, du Cu et du Ni (Shutes et coll., 2001) contenue dans les eaux

de ruissellement routier. Une variation de l'accumulation dans le temps est observée surtout dans le cas de *Phragmites* qui a tendance à accumuler les métaux dans ses racines à l'automne (Shutes et coll., 2001). Les racines de *Typha angustifolia* accumulent plus de métaux que ses tiges (Scholes et coll., 1998). L'enlèvement des métaux par MEC tient une place importante dans la littérature scientifique dédiée aux MEC traitant les eaux de ruissellement routier. Le Tableau II-1 présente les efficacités d'enlèvement de contaminants présents dans les eaux de ruissellement routier par différents MEC. Ces efficacités sont d'une grande variabilité, en fonction des études et surtout des contaminants considérés. Il est donc difficile de tirer des conclusions quant aux conditions qui permettent un traitement efficace.

Tableau II-1: Taux d'enlèvement du contaminant par MEC.

Contaminants	Taux d'enlèvement en dehors des événements pluvieux (%)	Taux d'enlèvement lors d'événements pluvieux (%)
Cadmium	0,0b	99,4 à 90,3a 84,7b
Chromium	47,2b	24,2 à 48,5a 42,8b 64c
Coliformes fécaux		76c
Cuivre	4,0b	-88,4 à -97,1a -40,3b 65c
Fer		-84c
Manganèse		-294c
Nickel	72,6b	77,5 à 84,8a 77,5b 22c
Nitrates totaux	5,3b	65,5b 16c

Contaminants	Taux d'enlèvement en dehors des événements pluvieux (%)	Taux d'enlèvement lors d'événements pluvieux (%)
Phosphore total		12c
Plomb	0,0b	97,6 à 97,9a 9,1b 65c
Sulfates	-5,4b	44,1b
Solide en suspension	9,7b	40,3 à 75a 57,7b -4c
Zinc	5,3b	59,7 à 66,2a 66,2b 52c

a : Shutes et coll., 2001; b : Shutes et coll., 2005; c : Birch et coll., 2004; les valeurs négatives indiquent une augmentation des concentrations entre l'affluent et l'effluent du MEC.

Dans l'ensemble, les pourcentages d'enlèvement sont plus importants lors d'événements pluvieux (Shutes et coll., 2001; Shutes et coll., 2005). Shutes et coll. (2005) présentent le cas d'un marais à écoulement sous surfacique dont les taux d'enlèvement passent de 0 à 84 % pour le Cd lors d'un événement pluvieux (Tableau II-1). Les concentrations de contaminants de l'effluent varient énormément durant ces événements. Par exemple, le Zn et le Pb semblent se dissoudre lors de ces événements. Selon Shutes et coll. (2005), cette dissolution serait due au chlorure qui a tendance à solubiliser ces éléments. Shutes et coll. (2001) ont observé une augmentation de concentration de zinc entrant dans un marais passant de 0,008 à 0,025 mg/l en 15 minutes et diminuant aussi vite par la suite. Les variations de concentrations sont donc rapides et variables, créant ainsi des situations de traitement différentes durant les précipitations. Les différences d'efficacité d'enlèvement durant un événement pluvieux ou non ne sont pas facilement explicables (Revitt et coll., 2004), et aucune explication n'a été avancée par les auteurs des études

citées dans le Tableau II-1. Par temps sec, les marais devraient logiquement avoir des taux d'enlèvement de contaminants supérieurs par l'action de la sédimentation des contaminants particuliers et de l'absorption plus élevées par les plantes, notamment du fait de temps de séjour plus longs. Cependant, l'inverse est constaté (Revitt et coll., 2004), ce qui pourrait être expliqué par la dilution des contaminants durant les précipitations.

2.2. Traitement par les plantes halophytes

Le MECA a pour but d'effectuer un enlèvement du sel par phytoabsorption. Dans l'état actuel des connaissances, les marais ne sont pas utilisés pour traiter les sels. Il est donc nécessaire de les adapter à l'aide de plantes absorbant le sel. Ces plantes sont dites halophytes. On peut les retrouver partout dans le monde, et elles pourraient être utilisées dans un MECA.

Les plantes, dites halophytes, sont adaptées aux milieux salins ou, par extension, aux milieux à pression osmotique élevée. Ce sont donc des plantes pouvant tolérer une certaine concentration en sel. Il existe toute une palette de mécanismes protecteurs aidant à diminuer l'impact des sels lors des flux dans la plante. Certaines plantes halophytes, bien que pouvant résister à des salinités élevées dans leur milieu de croissance, croissent normalement sur des sols non salés. Ce sont donc des halophytes facultatives (Ungar, 1991). En revanche, certaines plantes halophytes ne peuvent se développer complètement sans la présence de fortes concentrations salines. Ce sont des halophytes obligatoires nommées « halophiles ».

2.2.1. Phytoabsorption

La phytoabsorption consiste en l'absorption de contaminants par des plantes qui sont récoltées par la suite, ce qui permet de retirer les contaminants du sol, des sédiments ou de l'effluent à traiter (Van Nevel et coll., 2007). Les plantes sont cultivées sur un site contaminé ou dans un MEC où circule un effluent contaminé. Les espèces de milieux humides permettent le traitement par MEC et les espèces nécessitant des conditions de sols

drainés celui des sols contaminés (Tsao, 2003). Les contaminants pouvant être traités par cette technique sont nombreux : les métaux, les radionucléides, le perchlorate, les BTEX (butène, toluène, éthylène, xylène), le pentachlorophénol, les hydrocarbures aliphatiques à courtes chaînes, les composés organiques non liés au sol, les coliformes fécaux (McCutcheon et Jørgensen, 2008), etc. Les espèces doivent être sélectionnées en fonction du contaminant à traiter (McIntyre, 2003), mais également selon leur potentiel d'accumulation, leur taux de croissance et leur densité de plantation (McIntyre, 2003) qui détermine leur efficacité d'enlèvement des contaminants.

Le potentiel accumulateur des plantes peut être séparé en trois types: 1) l'hyperaccumulation, 2) l'accumulation ou 3) l'exclusion du contaminant (Figure II-4) (Prasad, 2004).

Les plantes recherchées pour la phytoabsorption sont celles qui hyperaccumulent ou qui accumulent. Ces végétaux absorbent de grandes concentrations de contaminants pour de faibles concentrations de contaminants présentes dans le milieu (sol/eau) (Figure II-4). Reeves et coll., (2000) définissent arbitrairement l'hyperaccumulation comme une accumulation 100 fois supérieure à l'accumulation normale d'une plante, et comme une absorption minimale de 0,1 mg/ g MS (masse sèche) pour le Cd et les éléments rares, de 1 mg/g MS pour la plupart des métaux et de 10 mg/g MS pour le Fe, le Mn et les autres éléments. Cette définition est cependant largement acceptée (McCutcheon et Jørgensen, 2008).

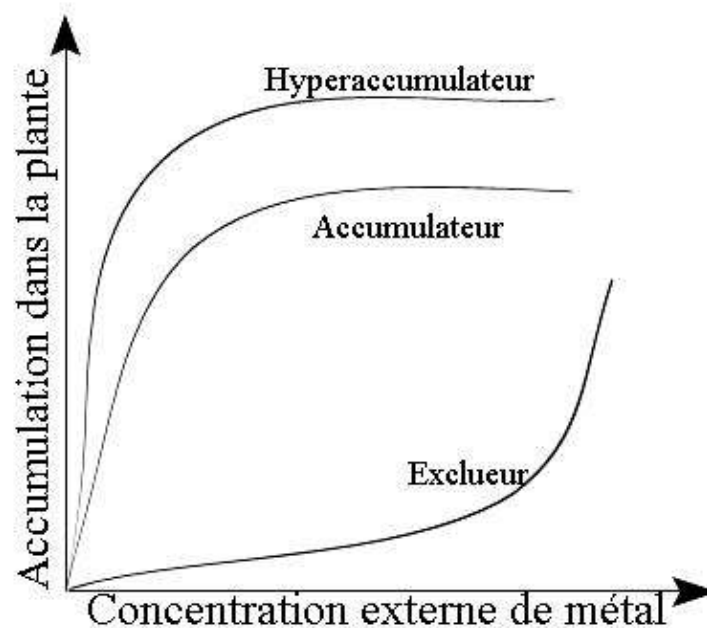


Figure II-4 : Comportements d'accumulation des plantes (inspirée de Prasad, 2004).

L'efficacité de la phytoabsorption est limitée par 1) le temps nécessaire pour le traitement, 2) la longueur limitée atteinte par les racines, 3) la biomasse produite, 4) le manque de connaissance des pratiques agricoles des espèces utilisées (Van Nevel et coll., 2007).

Les trois premiers aspects limitatifs sont surmontables par la sélection d'espèces : 1) pouvant absorber des concentrations élevées du contaminant, 2) ayant un système racinaire pénétrant le sol en profondeur, 3) produisant une biomasse suffisante. Cependant, les pratiques agricoles à utiliser pour la culture des espèces accumulatrices sont peu décrites dans la littérature à cause du nombre restreint d'espèces étudiées. Les espèces sont, pour la plupart, des espèces sauvages non utilisées par l'agriculture. Seules les espèces accumulatrices les plus communément employées (*Typha*; riz, maïs) bénéficient de ce genre d'étude (Wild et coll., 2001; Steinbachova-Vojtiskova et coll., 2006; Gheju et Stelescu, 2013; Liu et coll., 2013).

La complexité des processus d'absorption à l'échelle de la plante entraîne une difficulté à modéliser à partir de facteur mesurable. Les modèles cinétiques utilisés pour décrire l'absorption par les plantes sont donc généralement des modèles empiriques tels que les modèles de cinétique de pseudo-premier et pseudo-deuxième ordre (Espinoza-Quiñones et coll., 2009; Li et coll., 2009) (décrite à la section 2.3.5).

La croissance de la plante au cours de son cycle de vie est également à considérer. La courbe idéalisée de croissance d'une plante est représentée à la Figure II-5 (Salisbury et Ross, 1992). La phase végétative est la phase de production de biomasse (feuilles tiges, système racinaire), la plante peut ainsi produire l'énergie et les éléments nécessaires à sa reproduction par floraison (Karlsson et Méndez, 2005). Durant la floraison la production de biomasse s'arrête et toute la physiologie de la plante est dédiée à ce processus. Puis vient la mort de la plante si c'est une plante annuelle et sa dégradation.

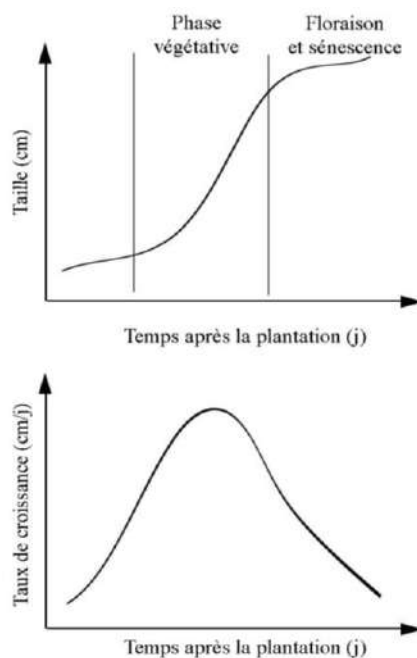


Figure II-5 : Croissance théorique d'une plante.

La période de récolte pour maximiser le prélèvement de biomasse, donc de contaminants absorbés par la plante, correspond à la fin de la phase de croissance

végétative. Tel que discuté ci-dessus, seules les espèces les plus utilisées bénéficient de ce type d'étude. Il faut donc développer ces connaissances pour les plantes halophytes.

2.2.2. Adaptation des plantes halophytes au sel

Les plantes halophytes réagissent de différentes manières face à la salinité. À différents stades de leur cycle de vie (germination, croissance, floraison), la salinité et sa composition auront des conséquences différentes sur la plante. De même, selon l'espèce, la salinité aura des impacts différents (Flowers et Colmer, 2008). Deux formes d'ajustement physiologique existent pour la résistance au sel : l'évitement (absorption sélective) et la tolérance (séquestration vacuolaire, augmentation de la succulence⁴) (Touchette et coll., 2009). La première consiste en la diminution de la perte d'eau dans la plante après la diminution de la respiration (fermeture des stomates, changement de l'orientation des feuilles). Tandis que la deuxième garde la pression osmotique stable grâce à des composées appelé osmolyte (décrit par la suite section 2.2.2.2) ce qui permet de maintenir les fonctions métaboliques (Touchette et coll., 2009). La plupart des plantes combinent les deux formes (Touchette et coll., 2009).

Des changements ont lieu non seulement au niveau global de la plante, mais également dans les cellules. Face à des conditions de salinité élevée, l'acclimatation comprend la réponse :

- 1) au niveau de la plante : la germination, la variation de biomasse, la succulence et l'excrétion de sel;
- 2) au niveau des cellules : la séquestration cellulaire, la production d'osmolytes, l'adaptation osmotique, la réponse enzymatique, le contrôle génétique ainsi que l'absorption et le transport sélectifs d'ions.

2.2.2.1. Acclimatation au niveau de la plante

Les graines de la plupart des plantes halophytes sont connues pour avoir des taux de germination plus importants dans des conditions de faible salinité. Cependant ceux-ci

⁴ Contenue en eau de la plante.

diminuent avec l'augmentation de la salinité (Tableau II-2) (Keiffer et Ungar, 1997a; Khan et Gul, 2006). Exposées à de fortes concentrations en sel, les graines entrent en dormance⁵ et elles pourront ainsi germer lorsque le taux de salinité diminue à nouveau (Ungar, 2001; Khan et Gul, 2006). Cette propriété est spécifique aux plantes halophytes (Ungar, 2001) et leur permet de former des banques de graines dans le sol pouvant germer lorsque les conditions sont propices (Ungar, 2001). Ceci permet à une espèce annuelle de préserver son occupation territoriale malgré les variations de conditions environnementales (eau, salinité) parfois importantes des marais salins (Ungar, 2001).

Tableau II-2 : Taux de germination en fonction de la salinité (tiré de Keiffer et coll., 1997).

Espèces	Taux de germination à différentes salinités (%)			
	0 % NaCl	1 % NaCl	2 % NaCl	3 % NaCl
<i>Atriplex prostrata</i>	98±5	87±3	10±5	0
<i>Hordeum jubatum</i>	63±28	77±20	3±1	0
<i>Salicornia europaea</i>	53±11	39±8	39±8	41±10
<i>Spergularia marina</i>	86±19	38±10	0	0
<i>Sueda calceoliformis</i>	96±6	91±3	86±7	13±8

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type

La croissance des halophytes varie également en fonction de la salinité, et ce, différemment selon l'espèce considérée (Ungar, 1987; Ungar, 1991; Ungar, 1996; Carter et coll., 2003; 2008; Manousaki et Kalogerakis, 2011; Ly et coll., 2012) (Figure II-6). La Figure II-6 présente la croissance d'espèces halophytes sous forme de biomasse sèche relative en fonction de la salinité dans leur milieu de croissance. Cette biomasse sèche relative est égale à celle atteinte pour une salinité donnée, divisée par la biomasse atteinte à une salinité nulle. La Figure II-6 montre les biomasses optimales pour les halophytes monocotylédones exposées à de faibles salinités, soit moins de 2 900 mg de NaCl/l. La plupart des halophytes dicotylédones développent des biomasses maximales avec des

⁵ La dormance des graines est une caractéristique innée qui définit les conditions environnementales dans lesquelles les graines peuvent germer (Finch Savage et Leubner-Metzger, 2006).

salinités élevées, c'est-à-dire de 2 900 à 14 600 mg de NaCl /l. Cependant, leur biomasse diminue avec des salinités supérieures à 14 600 mg de NaCl /l. Telles que présentées dans la Figure II-6, les espèces halophytes s'adaptent à leur exposition à la salinité, ce qui fait varier leur biomasse à cause du coût énergétique entraîné par la gestion du chlorure et du sodium dans leurs tissus.

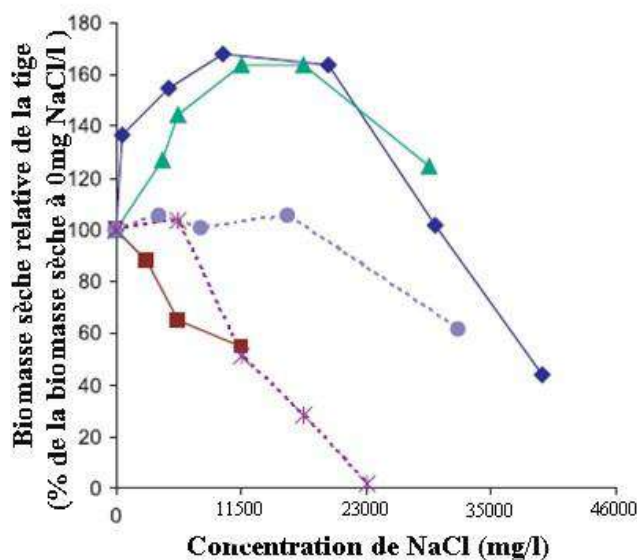


Figure II-6 : Croissance de plantes halophytes en présence de sel.

■ : *Thellungiella halophila* (dicotylédone⁶); ◆ : *Suaeda maritima* (dicotylédone); ▲ : *Disphyme australe* (dicotylédone); ✕ : *Puccinellia peisonis* (monocotylédone⁷) et ● : *Distichlis spicata* (monocotylédone). Tiré de Flowers et coll (2008).

L'acclimatation des plantes se fait aussi par une modification de la succulence. L'absorption d'ions par les plantes halophytes est en effet fortement corrélée avec l'augmentation de la succulence (Seaman, 2003). Cette réaction contrebalance la toxicité ionique. En augmentant la teneur en eau de la plante, la concentration des ions diminue. Cette augmentation est réalisée par la hausse du volume des cellules et de leur vacuole (Shabala et Mackay, 2011). La gestion de l'eau dans la plante se fait par l'augmentation de

⁶ Dicotylédone : plante avec un embryon portant deux cotylédons (feuilles embryonnaires) (Martin, E. et R. Hine, 2008).

⁷ Monocotylédone : plante avec un embryon composé d'un cotylédon (Martin, E. et R. Hine, 2008).

la succulence, mais aussi par la diminution de la conductivité stomatale qui permet de réduire les pertes dues à la transpiration (Shabala et Mackay, 2011).

La Figure II-7 présente les différentes cellules permettant à la plante d'extraire le sel et de le rejeter dans l'environnement. Deux mécanismes sont présentés : l'extraction par les pores d'une cellule appelée « cuticule » ou le stockage dans une cellule appelée vésicule (appelée *bladder* en anglais) contenant un grand espace vacuolaire. Les cuticules sont des glandes salines (Figure II-7 A-B) (Seaman, 2003) présentes à la surface des feuilles. Dans le troisième cas (Figure II-7-C), le sel est expulsé lors de la rupture de la paroi cellulaire de la cellule épidermale appelée vésicule. Il est à noter que seulement 50 % des halophytes possèdent des glandes capables de rejeter jusqu'à 50 % du sel absorbé (Agarie et coll., 2007). Dans les autres cas, la séquestration vacuolaire assure la fonction d'isolement du sodium et du chlorure (Shabala et Mackay, 2011). Ces vacuoles peuvent également servir de réserve d'eau, permettant également une meilleure gestion de l'eau dans la plante (Shabala et Mackay, 2011).

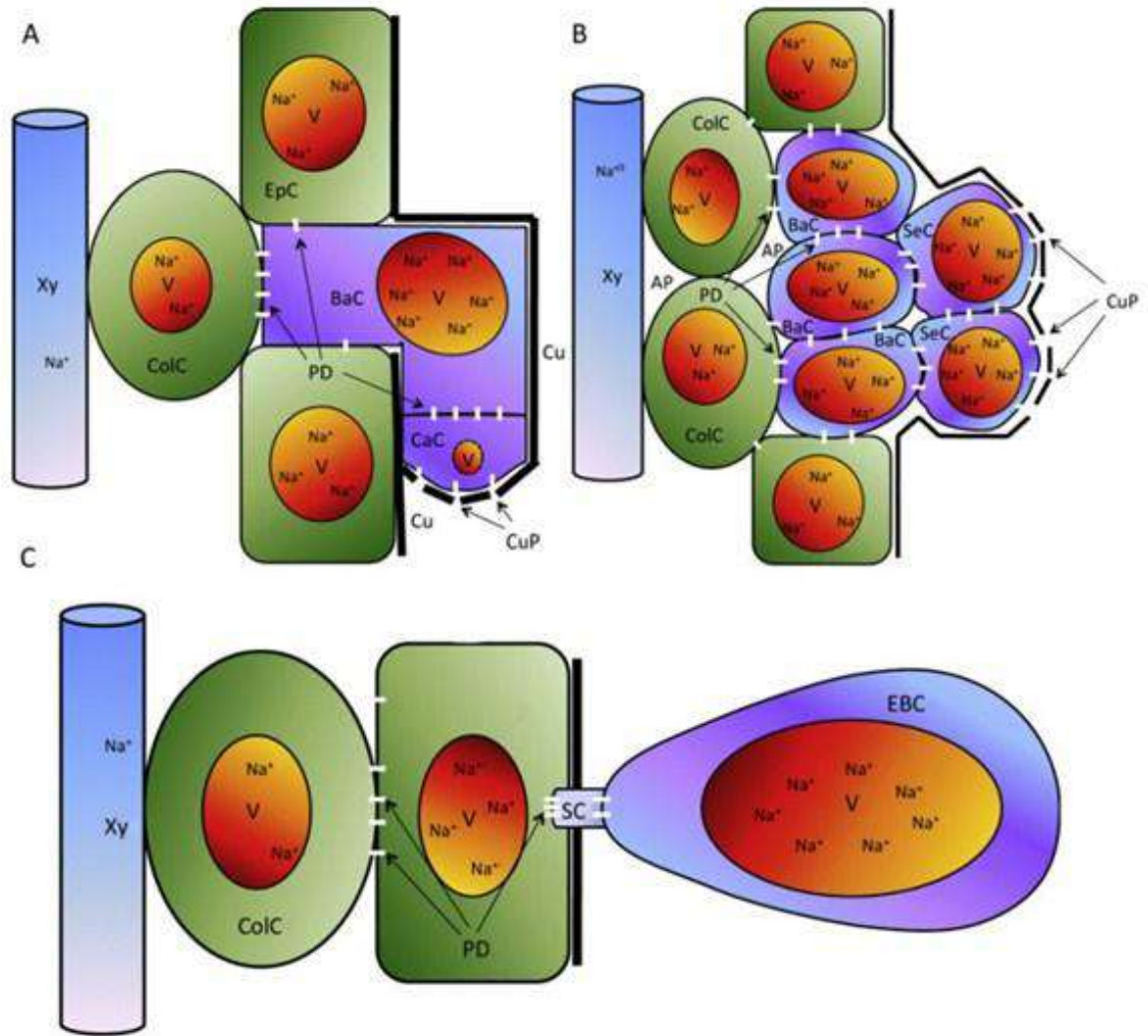


Figure II-7 : Glandes extractrices de sel (tirée de Shabala et Mackay, 2011).

A : Glande présente chez les graminées, B : Glande multicellulaire présente chez des dicotylédones et des graminées, C : Glande présente chez les *Chenopodiaceae*, *Oxalidaceae* et *Mesembryanthemaceae*. ColC : cellules collectrices, Cu : cuticule, CuP : pore de la cuticule, PD : plasmodesmata, SC : cellule de passage, V : vacuole, Xy : Xylème, EBC : vésicule (*bladder*).

Finalement, le sel peut également être acheminé vers les racines au moyen du phloème pour y être excrété.

2.2.2.2. Acclimatation au niveau de la cellule

La Figure II-8 présente la séquestration cellulaire des sels des plantes halophytes. Il s'agit d'un procédé permettant aux plantes de gérer leur concentration de sodium et de chlorure en les isolant dans des vacuoles. Cet isolement éloigne ces composés toxiques des organelles de la cellule. Tel qu'indiqué dans la Figure II-8, le chlorure et le sodium entrent par la racine, puis sont dirigés vers les feuilles par le truchement du xylème. Ils sont ensuite séquestrés dans les vacuoles des cellules. La compartimentation du chlorure et du sodium dans les vacuoles est un procédé reconnu (Shabala et Mackay, 2011; Shabala, 2013). Cependant, comme le font remarquer Flowers et Colmer (2008), les évidences se limitent à six espèces et sont rapportées dans une dizaine d'études. Cependant depuis 2008 de nouvelles études ont identifié de nouvelles espèces (Bonales-Alatorre et coll., 2013; Shabala, 2013).

Les espèces utilisant ce procédé de séquestration des sels accumulent le sel, donc elles sont recherchées pour la phytoabsorption.

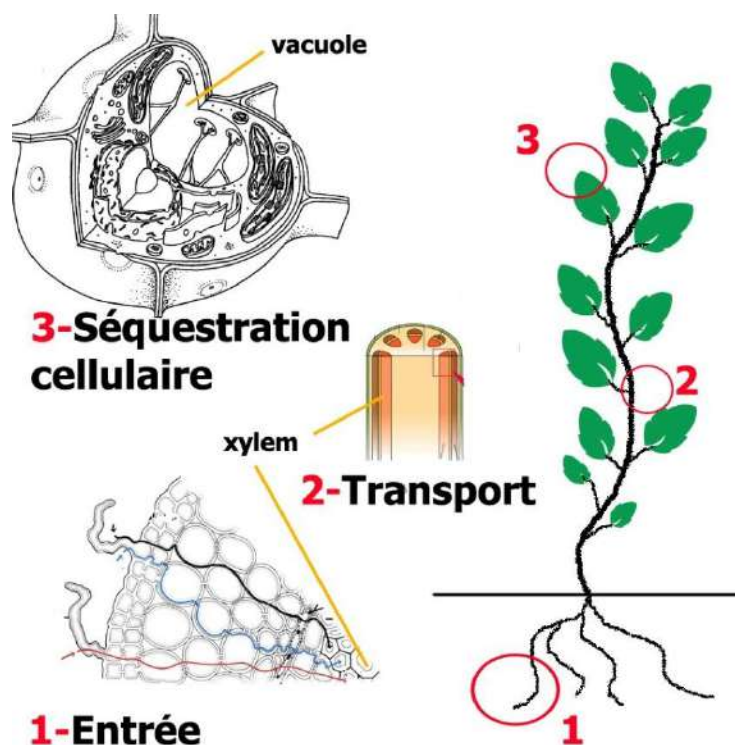


Figure II-8 : Processus de séquestration.

Pour contrebalancer la pression osmotique de la vacuole et éviter le relâchement du chlorure et du sodium, des composés appelés « osmolytes » sont formés et stockés dans le cytoplasme. Flowers et Colmer (2008) citent comme osmolytes : les sucres (*p. ex.*, le sucrose), les alcools (*p. ex.*, le sorbitol), les acides aminés (*p. ex.*, la proline), les composés de proline méthylés (*p. ex.*, le methyl-proline), les bétaines (*p. ex.*, la glycinebétaine) et les composés méthylés soufrés. Les osmolytes protègent les structures cellulaires des dommages dus aux dérivés réactifs de l'oxygène produits par différents stress, dont la salinité (Seaman, 2003; Shabala et Mackay, 2011). Cependant, la protection se fait également grâce à différentes enzymes comme la superoxide dismutase, le glutathione peroxidase, la catalase, l'ascorbate peroxidase, l'ascorbate et la glutathione. L'activité de ces molécules augmente en présence de sel dans la plante (Shabala et Mackay, 2011).

Le Na^+ et le K^+ sont très proches si on compare leurs caractéristiques physico-chimiques. Les variations des concentrations de Na^+ et de K^+ sont inversement proportionnelles pour les glycophytes comme pour les halophytes. Lorsqu'une plante est transférée d'une solution avec un ratio Na^+/K^+ faible à fort, la concentration de sodium de la plante augmente et celle de K^+ diminue (Flowers et Colmer, 2008).

2.2.3. Sélection des espèces

Les critères de sélection des espèces pour le MECA étaient qu'elles : (1) soient adaptées au climat du Québec; (2) absorbent et accumulent le chlorure et le sodium de manière à pouvoir les classer dans les espèces hyperaccumulatrices; (3) soient facilement accessibles; (4) soient adaptées à des variations de niveau d'eau répétées et importantes.

C'est à partir d'une revue de littérature que les plantes halophytes les plus propices à remplir les critères ont été sélectionnées. Elles ont fait l'objet de travaux préliminaires à ce travail de thèse. Différentes expériences d'accumulation de chlorure et de sodium sur les plantes halophytes sélectionnées, telles que présentées au chapitre 4, avaient alors été effectuées.

Les espèces halophytes suivantes ont été présélectionnées à l'aide d'une revue de littérature : *Salicornia depressa* ou *virginica*, *Salicornia rubra*, *Salicornia europaea*,

Salicornia maritima, *Atriplex prostrata*, *Atriplex patula*, *Suaeda rolandii*, *Suaeda calceiformis*, *Hordeum jubatum*, *Spergularia marina* et *Spergularia canadensis*. Les espèces présentant les meilleurs taux d'accumulation de chlorure et de sodium et respectant les 3 autres critères prédéfinis sont les halophytes suivantes : *Atriplex patula*, *Salicornia europaea* et *Spergularia canadensis*. Elles présentaient, de plus, une certaine diversité puisqu'elles croissent à des salinités différentes et possèdent des caractéristiques morphologiques divers. Les trois espèces sont décrites dans les paragraphes 2.2.4, 2.2.5 et 2.2.6. *Suaeda* respectait les critères 1), 2) et 4), mais des spécimens de l'espèce *Suaeda* n'ont pas pu être repérés lors des récoltes sur le terrain. Ainsi, cette espèce ne respectait pas un des critères de sélection des plantes, c'est-à-dire la disponibilité sur le terrain.

Une première recherche dans l'herbier Louis-Marie Victorin de l'Université Laval a été réalisée à propos des plantes sélectionnées afin de déterminer la localisation géographique de ces plantes au Québec. Cette recherche a été menée en vue d'un échantillonnage de plantes pour des travaux expérimentaux et pour obtenir des informations supplémentaires : type de milieu, type de substrat, marais salin ou non. Un premier échantillonnage, fait le 4 septembre 2007 à Rivière Ouelle dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent, nous a permis de récolter des spécimens des trois espèces mentionnées ci-dessus.

Les expériences préliminaires d'exposition de ces plantes de milieux salins ont ensuite été effectuées à des concentrations de 0, 16,5; 164 et 1 648 mg NaCl/l. Les plantes récoltées à Rivière Ouelle dont la taille était inférieure à 10 cm ont été arrosées deux fois par semaine avec les solutions de sel et récoltées après quatre semaines d'exposition. Les conditions de croissance étaient les suivantes : 22 °C, 70 % d'humidité et 4 600 lux. Le substrat de croissance était une tourbe rencontrée sur le milieu d'échantillonnage.

Ces expériences préliminaires nous ont permis d'identifier de nombreux défis méthodologiques, en nous menant à des résultats non analysables (Figure II-9) en raison des tendances opposées à celles rencontrées dans la littérature.

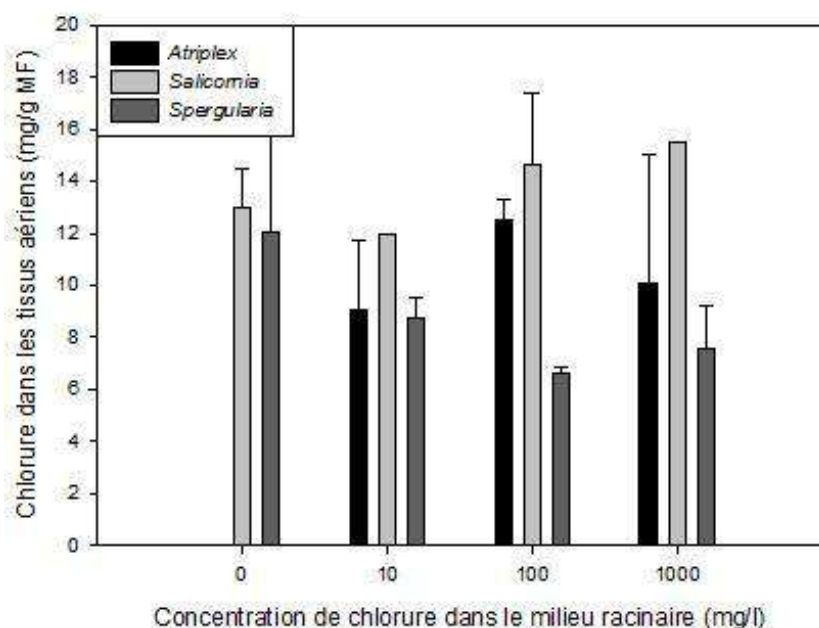


Figure II-9 : Accumulation de chlorure dans la partie aérienne de *Salicornia europaea*, *Atriplex patula* et *Spergularia canadensis*. (tirée d'étude antérieure)

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

Dans la littérature citée dans les paragraphes 2.2.4; 2.2.5 et 2.2.6, le chlorure accumulé augmente avec la concentration présente dans le milieu, et ce, pour toutes les espèces. Nos résultats (Figure II-9) ne suivaient pas ces tendances du fait des problèmes méthodologiques : les plantes avaient été récoltées sur le terrain en conservant le plus possible le substrat autour du système racinaire. Ce substrat contenait du sel, ce qui interférait avec les solutions de NaCl de différentes concentrations auxquelles étaient exposées les plantes. La durée d'exposition trop courte et les conditions de croissance trop basses (luminosité) ne permettaient pas d'atteindre la taille maximale de ces espèces.

Les concentrations de chlorure et de sodium dans les plantes étaient plus faibles que celles rencontrées dans la littérature à des concentrations d'exposition égale. Il est possible

qu'une partie du sel ait été adsorbée par le substrat, diminuant d'autant la concentration disponible pour les plantes (Morteau et coll., 2007).

Des conclusions ont pu être établies sur la base des résultats obtenus, notamment sur la localisation du chlorure et du sodium dans les espèces :

- 1) Les trois espèces sélectionnées avaient des concentrations de chlorure et de sodium plus élevées dans leur tige que dans leur racine (Figure II-10).
- 2) Le chlorure et le sodium étant majoritairement situés dans les parties aériennes de la plante (tige) sa récolte à la fin de sa période de croissance permet d'enlever la majorité du chlorure et du sodium retenue par la plante entière.
- 3) L'accumulation de chlorure dans les plantes était en relation directe avec les concentrations de sodium dans ces mêmes plantes.

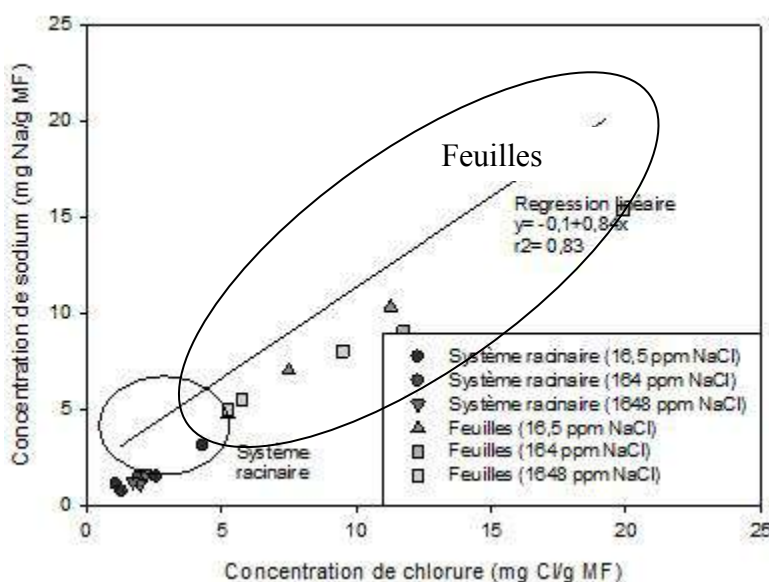


Figure II-10 : Concentration de chlorure et de sodium dans le système foliaire et racinaire d'*Atriplex patula*. (tirée d'étude antérieure)

Lors de l'examen doctoral de cette thèse, M. Sérodes du Département de génie civil de l'Université Laval a proposé d'inclure l'espèce *Typha augustifolia* aux autres espèces sélectionnées. Cette espèce est communément employée dans des MEC, et de nombreuses études sont conduites et publiées sur son emploi et son comportement dans les marais. Les

milieux salins sont favorables à la croissance de cette espèce, et celle-ci a la capacité d'absorber le chlorure et le sodium (Kovacs, 1982; Sèrodes et Taillon, 2003). En outre, elle obéit aux quatre critères de présélection énoncés au début de cette section. C'est pourquoi elle a été incluse dans l'étude.

L'usage d'*Atriplex patula*, *Typha angustifolia*, *Salicornia europaea* et *Spergularia canadensis* dans les MEC traitant des eaux de ruissellement salées n'a aucun antécédent connu en ce qui concerne l'enlèvement du chlorure et du sodium. Les conditions les plus propices à leur emploi doivent donc être étudiées et déterminées.

2.2.4. *Atriplex patula*

L'espèce *Atriplex patula* est une halophyte facultative répandue sur les rivages maritimes de l'Amérique du Nord et quelquefois à l'intérieur des terres, c'est-à-dire dans les lieux cultivés et dans des sols salins allant de 2 000 mg NaCl/l à 13 000 mg NaCl/l (0,2 à 1,3 % pondéral de NaCl). C'est une espèce annuelle dont la floraison est estivale (Marie-Victorin, 2002).

Atriplex patula mesure entre 10 et 80 cm de haut et se caractérise par une tige striée. Les feuilles inférieures sont triangulaires, plus ou moins hastées (en forme de fer de lance), et constituent des grappes spiciformes (en forme d'épi) terminales et axillaires. Les rameaux inférieurs sont très étalés, les feuilles supérieures lancéolées (Figure II-11), et les fleurs sont verdâtres et groupées à l'aisselle de deux feuilles ovales losangées à la base. Les graines mesurent entre 1 et 5 mm et sont enveloppées de bractéoles qui sont de petites poches. Ces graines sont ici la clé de classification de l'espèce puisque les bractéoles sont vertes et triangulaires avec deux petites pointes chaque côté de l'axe de symétrie (Gleason et Cronquist, 1991). L'espèce présente un dimorphisme au niveau des graines, car certaines sont petites et noires, et d'autres sont grandes et grises (Figure II-12). Ces dernières ont une dormance plus prononcée et sont plus sensibles au sel lors de la germination (Katembe et coll., 1998).



Figure II-11 : *Atriplex patula* (photo prise par l’auteur).



Figure II-12 : Graines d’*Atriplex patula* (photo prise par l’auteur).

Cette espèce est un bon exemple de plagiotropisme (étalement des rameaux sur le sable). Pour celle-ci, le plagiotropisme peut être héréditaire, mais peut aussi dépendre de l’environnement de la plante. Par exemple, sur les rivages du fleuve Saint-Laurent, les formes dressées et couchées sont souvent voisines.

Lorsque la salinité augmente, la taille des tiges et des racines diminue, tout comme la germination des graines qui, à partir de 20 000 mg NaCl/l, atteint seulement 20 % des graines germées (Ungar, 1996). Ce phénomène est dû autant à l’effet toxique du NaCl

qu'au potentiel osmotique empêchant l'eau de pénétrer dans les graines. Toutefois, elles ont une certaine tolérance puisqu'entre 0 et 5 000 mg NaCl/l, les taux de germination ne sont pas affectés (Ungar, 1996). L'inhibition de la germination des graines à forte salinité est par contre réversible (Bajji et coll., 2002), comme pour d'autres espèces du genre *Atriplex*.

La capacité des graines à germer diminue tout au long de la saison, mais pas aussi brutalement que pour *Salicornia europaea*. En effet, Egan et Ungar (1999) ont mesuré 164 490 graines/m² en avril, 48 702 graines/m² en juin et 47 420 graines/m² en octobre. La germination des graines est non seulement influencée par la salinité, la photopériode, mais par la température également. Ainsi, des conditions de 25 °C pour le jour et de 5 °C pour la nuit sont optimales (Egan et Ungar, 1999).

Une fois les graines germées, l'accumulation de Na⁺ et de Cl⁻ augmente dans les milieux de salinité élevée. Avec des taux salins de 20 000 mg NaCl/l, Ungar obtient 138 mg de Na⁺/g de matière sèche (Tableau II-3) et 248 mg de Cl⁻/g de matière sèche (Tableau II-4) dans les feuilles et la moitié dans les tiges (Ungar, 1996).

Tableau II-3 : Concentration de Na⁺ mesurée dans les tissus de l'espèce *Atriplex patula*.

Référence	Concentration d'exposition (mg NaCl/l)	Concentration dans les feuilles (mg/g MS)	Concentration dans les racines (mg/g MS)
Ungar (1996)	0	18,4	11,5
Ungar (1996)	5 000	46	16
Ungar (1996)	10 000	110	69
Ungar (1996)	20 000	138	80

MS : matière sèche.

Tableau II-4 : Concentration de Cl⁻ mesurée dans les tissus de l'espèce *Atriplex patula*.

Référence	Concentration d'exposition (mg NaCl/l)	Concentration dans les feuilles (mg/g MS)	Concentration dans les racines (mg/g MS)
Ungar (1996)	0	10,6	21
Ungar (1996)	5 000	106,3	28
Ungar (1996)	10 000	212,7	71
Ungar (1996)	20 000	248	106

MS : matière sèche.

Les inondations fréquentes sont souvent fatales à la plante. Pour régler cette problématique, la plante occupe habituellement les zones limites des marées hautes. De plus, dans ces zones, les concentrations en sel sont moins élevées.

2.2.5. *Salicornia europaea*

L'espèce *Salicornia europaea* est une espèce succulente (avec un contenu en eau élevé), annuelle, halophyte obligatoire. En Amérique du Nord, elle est présente du Québec jusqu'à la Floride, et elle est également trouvée en Europe sur le littoral. Dans la province québécoise, elle croît sur les rivages maritimes du Bas-Saint-Laurent.

Salicornia europaea atteint une taille comprise entre 10 et 50 cm (Figure II-13) `maturité. Elle est verte et peut devenir rouge vers la fin de l'été. Les branches inférieures sont très allongées et décombantes⁸. Les feuilles sont peu apparentes et prennent la forme de plaques fixées contre la tige. La photosynthèse a lieu uniquement sur cette partie de la plante. Les plaques sont un indice important pour déterminer l'espèce de salicorne. Les fleurs sont minuscules et situées sur les bords de la tige (Marie-Victorin, 2002).

⁸ Décombante : Qui, s'élevant d'abord, retombe ensuite vers la terre. Tige décombante.



Figure II-13 : *Salicornia europaea*.



Figure II-14 : Graines de *Salicornia europaea*.

Les graines sont oblongues, de 1 ou deux millimètres de long, enfermées dans la tige et de couleur verte à marron claire (Figure II-14). Le nombre de graines pouvant germer diminue tout au long de la saison. Egan et Ungar (1999) ont mesuré 54 573 graines/m² en avril, 13 253 graines/m² en juin, mais aucune graine en octobre. La température joue également un grand rôle : 25 °C pour le jour et 5 °C pendant la nuit est une combinaison idéale pour la germination (Egan et Ungar, 1999). La photopériode est un facteur influençant la germination ainsi que la qualité de la lumière (Finch-Savage et Leubner-Metzger, 2006).

La salicorne a des particularités partagées avec les autres plantes halophytes, telles que :

- 1) l'accumulation de Na^+ augmente selon la concentration à laquelle est exposée la plante;
- 2) l'ion Na^+ devient prédominant par rapport à K^+ et à Ca^{2+} lorsque la concentration de sel dans l'eau d'arrosage est forte, soit à partir de 4 000 mg/l (Tikhomirova et coll., 2005; Ushakova et coll., 2005).

La germination est influencée par la salinité puisque *Salicornia europaea* a montré 10 % de germination à 50 000 mg de NaCl/l (Ungar, 1967).

La salicorne résiste au sel en maintenant un potentiel osmotique important malgré l'accumulation de cette substance. Moghaieb et coll. (2004) ont observé une corrélation significative entre la sécrétion de bétaine, un osmolyte, et l'accumulation de sel. Les osmolytes sont confinés dans le cytoplasme, mais absents dans les vacuoles (Moghaieb et coll., 2004). Ils permettent à la plante d'avoir un ajustement osmotique et ainsi de croître malgré les fortes teneurs en sel. *S. europaea* a montré une succulence identique de 0 à 9 900 mg NaCl/l, mais celle-ci diminuait à partir de 19 800 mg NaCl/l (Moghaieb et coll., 2004). À titre de référence, l'eau de mer a une concentration de 35 000 mg NaCl/l. Keiffer et Ungar (1997b) précisent que les tissus de *S. europaea* ont des concentrations de 92 à 156 mg de NaCl/g en biomasse sèche pour des concentrations environnementales respectives de 15 000 et 25 000 mg NaCl/l. On constate également une variation de la succulence en fonction de la salinité. Ce phénomène est un mécanisme de protection, car lorsque la teneur en sel augmente, la succulence augmente également, ce qui diminue la concentration de chlorure et de sodium dans les tissus de la plante.

2.2.6. *Spergularia canadensis*

L'espèce *Spergularia canadensis* est présente en Amérique du Nord, surtout près des côtes. De la famille des caryophyllacées, *Spergularia canadensis* est une plante halophyte obligatoire. Elle se trouve dans l'Est du Québec en raison de sa préférence pour les marais saumâtres de bords de mer. On la retrouve ainsi dans la plupart des habitats salins avec plus

de 30 000 mg NaCl/l. Cette espèce peut être temporaire annuelle, bisannuelle ou pérenne selon les conditions édaphiques et climatiques.

Étalée, entièrement glabre⁹, la plante présente des tiges de 5 à 15 cm de longueur. Les feuilles sont linéaires, presque cylindriques, et peuvent mesurées entre 1 et 2 cm. Les stipules¹⁰ sont ovées (la forme ressemble à un œuf) et les fleurs, de couleur rose, nous permettent de différencier *Spergularia canadensis* de *Spergularia rubra*. En effet, les fleurs ont des capsules deux fois plus longues que les sépales dans le cas de la première espèce et sont identiques pour la deuxième. Les fleurs sont lisses et apparaissent pendant l'été. Une floraison continue durant la saison permet la dispersion de nombreuses graines (Figure II-16). La plante a des tiges rampantes avec des feuilles épaisses et des feuilles à stipules ovées (Marie-Victorin, 2002) (Figure II-15).



Figure II-15 : *Spergularia canadensis*.

⁹ Dépourvue de poils, de duvet.

¹⁰ Petit appendice foliacé situé sur la tige, au point d'insertion des feuilles.

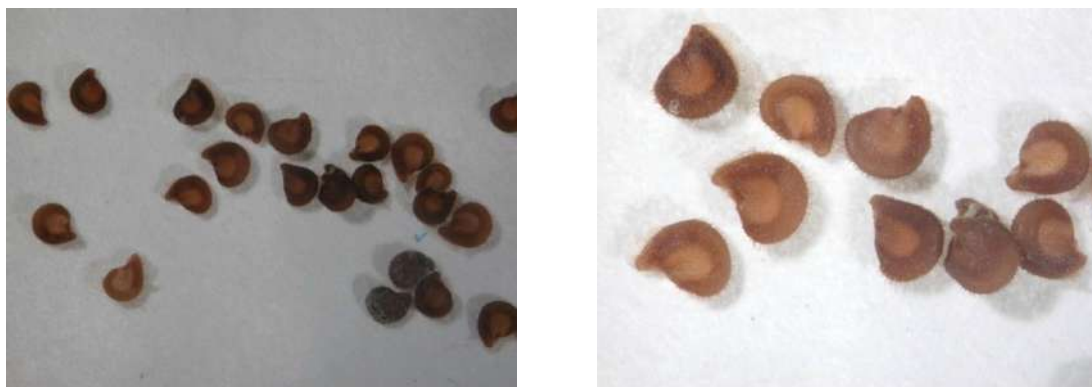


Figure II-16 : Graines de *Spergularia canadensis*.

À notre connaissance, il n'existe pas d'information publiée sur la physiologie de *Spergularia canadensis*. Les remarques suivantes sont donc données à titre indicatif pour *Spergularia marina*, une espèce proche de *Spergularia canadensis*. Pour *Spergularia marina*, la salinité a peu d'influence sur la germination, mais augmente l'accumulation de sel dans la tige avec des valeurs allant jusqu'à 80 mg Na⁺/g MS et 105 mg Cl⁻/g MS pour 25 000 mg NaCl/l (2,5 % pondéral de NaCl) (Keiffer et Ungar, 1997b).

2.2.7. *Typha angustifolia*

Les espèces de *Typha* sont répandues sur l'ensemble de la planète. L'espèce *Typha angustifolia* est une plante aquatique pérenne qui se développe dans les lacs peu profonds, les marais, et sur les bords de rivière et les sites à topographie et hydrographie similaires. Les plantes peuvent croître dans une profondeur allant jusqu'à 100 cm d'eau (Vymazal, 2008).

Typha angustifolia peut mesurer jusqu'à 2,5 mètres de haut, et ses racines, jusqu'à 70 cm de long (Holm et coll., 1996). Dépourvue de branche, la tige est entourée de feuilles plates. L'inflorescence est divisée en deux parties, soit mâle et femelle (Figure II-17). De forme cylindrique, elle est de couleur brune.



Figure II-17 : *Typha angustifolia* (inflorescences et tiges).

Photographies prises (à droite) dans la serre expérimentale du Jardin Botanique de Montréal et (à gauche) tirée de Barnes et coll. (2004).

Contrairement à *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* tolère bien les variations de niveau d'eau, fréquentes dans les MEC traitant des eaux de ruissellement routières (Vymazal, 2008). *Typha angustifolia* s'hybride avec *Typha latifolia* pour donner *Typha x glauca* (Selbo et Snow, 2004; Olson et coll., 2009).

Typha angustifolia vit dans des eaux dont les profondeurs sont comprises entre 20 et 70 cm avec des flux d'eau de 20 cm/s (Wild et coll., 2001; Asaeda et coll., 2005). Si la profondeur d'eau augmente, la plante sacrifie ses parties reproductrices pour conserver son rhizome intact, afin de survivre à cette inondation et reprendre sa croissance par la suite (Holm et coll., 1996). Dans des conditions eutrophes, *Typha angustifolia* a tendance à supplanter *Typha latifolia* à long terme grâce à ses avantages compétitifs, c'est-à-dire les tiges plus hautes et une biomasse aérienne supérieure (Weisner, 1993).

Typha angustifolia pousse en monoculture. La régénération et l'expansion se font grâce à la croissance du rhizome. Ce dernier croît rapidement, car il s'étend sur 1 m de

diamètre en un an (Holm et coll., 1996). Le maintien d'une population stable dans un MEC ne dépend pas de la capacité des graines à germer. Cependant, l'établissement d'une colonie peut se faire par la dispersion des graines. Celles-ci germent dans le milieu aquatique et survivent sous une profondeur maximum de 10 cm d'eau (Keddy et Ellis, 1985). *Typha angustifolia* accumule des nutriments, ainsi que du Na^+ (1,53 % de biomasse sèche) et du Cl^- (4,60 % de biomasse sèche) (Kovacs, 1982). Elle n'est pas considérée comme étant une plante halophyte; elle tolère cependant des concentrations de sel très élevées, proche des concentrations de l'eau marine (Mc Millan, 1959). Cependant les processus lui permettant de résister à de telle concentration ne sont pas traités dans la littérature rencontrée. En outre, les taux de transpiration sont très importants (50 % de plus qu'une eau libre).

Avec le phragmite, cette espèce est la plus employée dans les MEC (Kadlec et Wallace, 2009). Dans ces marais, la granulométrie du substrat considérée comme adéquate pour *Typha angustifolia* se situe entre 1 et 12 mm (Kantawanichkul et coll., 2009). Certains la font également pousser dans de la tourbe pure (Wild et coll., 2001) ou de l'argile (Shutes et coll., 1997). La granulométrie nécessaire à sa croissance est donc très variable. La densité de plantation varie de 0,1 à 16 plantes par m^2 (Grace et Wetzel, 1998; Kadlec et Wallace, 2009; Kantawanichkul et coll., 2009). Une fois les plantes installées dans le MEC, des densités de 78 plantes/ m^2 (Kantawanichkul et coll., 2009) à 89 ± 22 plantes/ m^2 sont trouvées dans la littérature. Les études sur la densité de *Typha angustifolia* se déroulent dans des milieux naturels oligotrophes à eutrophes, dans des marais naturels, des étangs, des lacs et des rivières, et dans des MEC. Le Tableau II-5 présente les différentes densités de *Typha angustifolia* retrouvées dans la littérature.

Tableau II-5 : Densités observées des plantes de l'espèce *Typha angustifolia* dans diverses études et conditions.

Densité plantes/m ²	Substrat	Hauteur d'eau	Contexte de l'étude	Étude
48			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
53			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
70			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
83			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
86			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
156			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
243			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
286			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
189			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
131			Lac eutrophe	Asaeda et coll., 2005
7	Argile sableux	0-30 cm	Monoculture, extérieur, lac	Grace et Wetzel, 1998
23	Argile sableux	30-60 cm	Monoculture, extérieur, lac	Grace et Wetzel, 1998
18	Argile sableux	60-90 cm	Monoculture, extérieur, lac	Grace et Wetzel, 1998
2	Argile sableux	0-30 cm	Cultivé avec <i>Typha latifolia</i> extérieur, lac	Grace et Wetzel, 1998
7	Argile sableux	30-60 cm	Cultivé avec <i>Typha latifolia</i> extérieur, lac	Grace et Wetzel, 1998
13	Argile sableux	60-90 cm	Cultivé avec <i>Typha latifolia</i> extérieur, lac	Grace et Wetzel, 1998
20	N.D.	30 cm	Marais salant naturel	Jordan et coll., 1988
85	N.D.	30 cm	30 cm	Jordan et coll., 1988
95	N.D.	30 cm	30 cm	Jordan et coll., 1988
85	N.D.	30 cm	30 cm	Jordan et coll., 1988

Chapitre II : État des connaissances

Densité plantes/m ²	Substrat	Hauteur d'eau	Contexte de l'étude	Étude
90	N.D.	30 cm	30 cm	Jordan et coll., 1988
60	N.D.	30 cm	30 cm	Jordan et coll., 1988
70	N.D.	30 cm	Marais salant naturel	Jordan et coll., 1988
80	N.D.	30 cm	Marais salant naturel	Jordan et coll., 1988
70	N.D.	30 cm	Marais salant naturel	Jordan et coll., 1988
35	N.D.	30 cm	Marais salant naturel	Jordan et coll., 1988
45	N.D.	30 cm	Marais salant naturel	Jordan et coll., 1988
89			Cultivé dans un MEC à Houghton Lake, au Michigan	Kadlec et Wallace, 2009
16	Gravier et sable grossier	10 cm	Densité de plantation dans le MEC traitant des eaux usées	Kantawanichkul et coll., 2009
78	Gravier et sable grossier	10 cm	Densité dans le MEC traitant des eaux usées après cinq mois	Kantawanichkul et coll., 2009
32			Dans des marais naturels	Selbo et Snow, 2004
34			Dans des marais naturels, New Albany	Selbo et Snow, 2004
43			Dans des marais naturels, Granville	Selbo et Snow, 2004
34			Dans des marais naturels, Powell	Selbo et Snow, 2004
26			Dans des marais naturels, East Columbus	Selbo et Snow, 2004
57			Dans des marais naturels, West Columbus	Selbo et Snow, 2004

N.D. : non disponible

La moyenne des densités qui sont rapportées dans les publications du Tableau II-5 est proche d'une moyenne de 60 plantes par m².

2.3. Lit filtrant

2.3.1. Description générale

Les eaux de ruissellement routier peuvent être filtrées et traitées par adsorption grâce à des lits filtrants (CSIRO, 2006). Dans notre cas, le procédé d'adsorption est favorisé. Les lits filtrants font partie des traitements secondaire et tertiaire appliqués aux eaux de ruissellement routiers (CSIRO, 2006). Ils effectuent donc un traitement aussi bien au niveau particulaire qu'au niveau des contaminants dissous. Les procédés chimiques et physiques sont les suivants : sédimentation, précipitation, adsorption, absorption et réactions de complexation (Fuerhacker et coll., 2011) et on observe également des procédés biologique comme la dégradation par l'activité microbienne. Ceux-ci permettent de retirer les solides en suspension, les métaux, les HAP, les nutriments et les huiles des eaux de ruissellement (Pitcher et coll., 2004; Fuerhacker et coll., 2011). Les lits filtrants sont utilisés au bord des routes en Europe (Lassabatere, 2002; Pitcher et coll., 2004; Verma et coll., 2007; Scholz et Kazemi Yazdi, 2009) ainsi qu'en Australie (CSIRO, 2006) pour traiter les eaux de ruissellement routier.

Les lits filtrants sont constitués d'un milieu poreux, isolé du sol par une couche imperméable (Figure II-18). Un système de répartition des eaux et un drain se situent respectivement à l'entrée et à la sortie du lit. Ces éléments peuvent varier dans leur forme et leur matériau de base. L'écoulement peut être horizontal ou vertical.

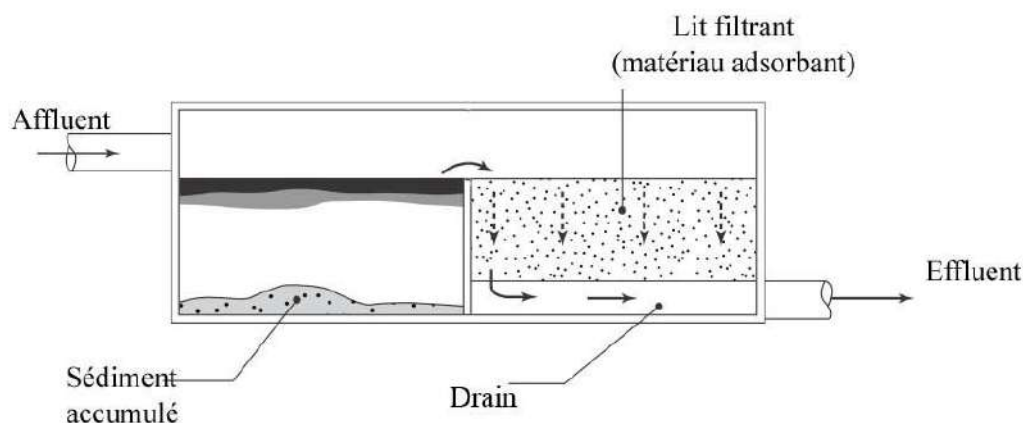


Figure II-18 : Lit filtrant (tirée de CSIRO, 2006).

Le milieu poreux est constitué d'un matériau granulaire dont la composition peut varier. Le sable est employé, mais certaines études présentent des matériaux, tels que le charbon actif, la zéolite, la tourbe, le plastique, les argiles et la calcite (House et Donaldson, 1986; Donnert et coll., 2002; Metcalf and Eddy Inc., 2003; Pitcher et coll., 2004; Song et coll., 2006; Fuerhacker et coll., 2011). Certains matériaux adsorbent des contaminants de manière plus efficace que d'autres. Par exemple, la calcite adsorbe le phosphore, permettant alors une « filtration active » (Berg et coll., 2005). La granulométrie du milieu poreux et la charge hydraulique sont des caractéristiques importantes dans la conception du lit filtrant (Metcalf and Eddy Inc., 2003). Ils conditionnent le débit maximal que pourra recevoir le lit filtrant. De même, si le traitement vise l'adsorption d'un contaminant, l'adsorption du matériau doit être quantifiée pour bien dimensionner le lit filtrant.

Le matériau peut aussi servir de support pour les micro-organismes. En effet, après la mise en fonction du lit filtrant, des micro-organismes peuvent s'y implanter, aidant à la dégradation de la matière organique et des produits azotés. Le matériau filtre également les grosses particules. Dans certains cas, des biofilms peuvent s'installer sur le matériau diminuant sa capacité d'adsorption, surtout dans le cas du traitement d'eaux usées (Fox et Kennedy, 1985; Berg et coll., 2005) et d'eaux présentant des teneurs en DBO élevées, ce qui stimule la croissance du biofilm. Pour limiter ce processus, les lits filtrants sont généralement placés après le passage des eaux par des étangs aérés ou des MEC (Arias et

coll., 2003; Shilton et coll., 2005; Shilton et coll., 2006), diminuant les taux de matières organiques. En effet, cette disposition limite grandement la formation de biofilm, donc la possibilité d'une diminution de la capacité d'adsorption.

Les lits filtrants ont l'avantage, contrairement aux MEC, de nécessiter un espace minimum (Fuerhacker et coll., 2011) où il est possible d'effectuer différents traitements. De plus, le milieu poreux peut être remplacé facilement, et sans destruction du système de traitement. Ce système simple exige peu d'entretien et son coût est modéré (CSIRO, 2006). Cependant, tel que mentionné précédemment, il requiert un traitement préliminaire afin de retenir les sédiments grossiers. Il peut également se boucher avec l'accumulation de matières biologiques ou de sédiments.

Le lit filtrant de notre étude sera constitué d'un adsorbant sélectionné pour adsorber le phosphore en priorité, soit la calcite. C'est un matériau connu, économique et disponible, notamment à proximité du site d'étude. Les sections suivantes présentent cet adsorbant ainsi que les lois régissant l'adsorption qui permettront de fixer les paramètres du lit filtrant.

2.3.2. Adsorption et isothermes

L'adsorption est un procédé pendant lequel une particule est liée à une autre, fournissant ainsi un site d'adsorption (Hendricks, 2005). La première est nommée adsorbat, et la deuxième, adsorbant. L'adsorbat peut être une molécule, une macromolécule, un virus, une bactérie, alors que l'adsorbant sera le sol, des précipités chimiques, des macromolécules, du bois ou du charbon actif, etc. (Hendricks, 2005). L'adsorption peut aussi être définie comme le passage d'espèces chimiques de la phase liquide à la surface d'un solide. C'est donc un procédé physicochimique lié aux propriétés des minéraux.

L'adsorption est employée pour de nombreux procédés industriels, dont la production d'eau potable (odeur, composés chimiques toxiques), le traitement d'eaux usées, la séparation de gaz, le traitement des gaz (odeur, composés chimiques toxiques) et la déshydratation de gaz (Crittenden et Thomas, 1998).

Un adsorbant doit posséder plusieurs caractéristiques : 1) une surface spécifique élevée, c'est-à-dire qu'il possède de nombreux sites de liaison; 2) de bonnes propriétés mécaniques (résistance à la déformation); 3) une cinétique d'adsorption lui permettant d'effectuer un traitement rapide; 4) le coût à son achat et à sa fabrication doivent être faibles pour être économiquement compétitif sur le marché (Crittenden et Thomas, 1998).

La définition de l'adsorption n'implique aucun mécanisme ou aucune nature d'interaction en particulier, mais repose sur la rétention de l'adsorbat à la surface de l'adsorbant. La nature de l'interaction mise en jeu lors du procédé d'adsorption va dépendre des caractéristiques de l'adsorbat et des sites d'adsorption sur l'adsorbant, c'est-à-dire leur polarité, leur hydrophobicité, la présence de groupes fonctionnels réactifs (OH, NH, SH, etc.), etc. Sur les minéraux ou autres surfaces, il existe donc des sites particuliers sur lesquels des espèces chimiques en solution peuvent se lier selon différentes interactions :

- la complexation de surface fait intervenir des liaisons covalentes ou ioniques entre le soluté et les sites de surface des minéraux. Ces liaisons sont relativement stables, et on appelle cette réaction « chimisorption » ou adsorption chimique;
- l'adsorption due aux forces électrostatiques, ioniques ou de Van der Waals, dans la couche diffuse entourant les minéraux, ne forme pas de complexe avec les sites de surface des minéraux. Ces interactions sont souvent moins stables et sont appelées « adsorption physique ».

L'adsorption chimique provient des interactions plus spécifiques entre la surface et l'adsorbant. Ce type d'adsorption se déroule donc en monocouche. L'adsorption physique au contraire est un procédé multicouche (Figure II-19). Elle peut par la suite entraîner une chimisorption.

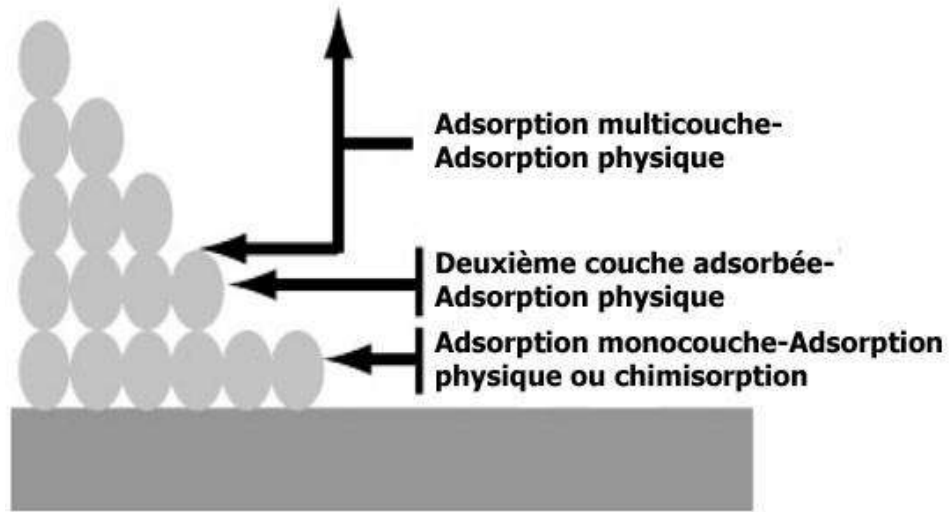


Figure II-19 : Type d'adsorption à l'interface solide-liquide (tirée et traduite de Myers, 1999).

Les interactions à l'interface entraînant une chimisorption ou une adsorption physique sont énergétiquement différentes. En effet, l'enthalpie (ΔH) de la chimisorption est plus faible que celle de l'adsorption physique du fait des forces de liaison plus faibles. Dans les deux cas, les molécules adsorbées perdent leur liberté de mouvement en trois dimensions, ce qui cause la diminution de leur entropie (ΔS). L'énergie nécessaire à la dissociation de la molécule adsorbée chimiquement est $\Delta H\pi$ (Figure II-20). Elle peut permettre aux molécules adsorbées physiquement d'être par la suite chimisorbées.

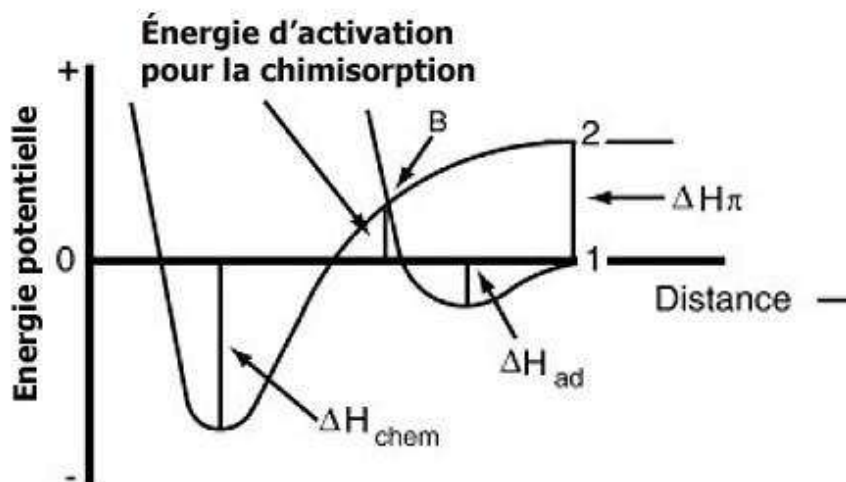


Figure II-20 : Profil énergétique du procédé d'adsorption.

L'interaction entre l'adsorbant et l'adsorbat se situe à une interface. Ce phénomène crée une zone de transition dans laquelle se situe une concentration plus dense d'adsorbat. Ces concentrations entraînent une tension d'interface relativement difficile à mesurer. Grâce à l'équation de Gibbs, la tension permet de calculer la concentration d'adsorbat à la surface, autrement dit, adsorbé. Pour les interfaces solides-liquides, la concentration d'adsorbat dans le liquide après l'adsorption est plus aisée à mesurer. Les isothermes ont été développées à cet effet.

Le procédé d'adsorption dépend de nombreux facteurs, notamment de la température, du temps et du pH du milieu. Ainsi, l'étude de la thermodynamique, de la cinétique et de l'influence du pH sur la réaction d'adsorption est nécessaire pour en savoir plus sur ce procédé.

La courbe d'adsorption tracée en fonction de la concentration en équilibre dans la solution à une température constante (Hendricks, 2005) est une isotherme. Les isothermes permettent de déterminer : 1) la masse de matériel adsorbé par unité de masse d'adsorbant; 2) la concentration de l'adsorbat nécessaire pour produire une adsorption; 3) la concentration de l'adsorbat à laquelle la saturation de la surface se produit. Les points

importants à considérer pour analyser une isotherme d'adsorption sont : 1) la nature de l'interaction; 2) le taux d'adsorption; 3) la forme de la courbe; 4) l'étendue de l'adsorption (simple ou double couche); 5) les effets de l'environnement sur celle-ci. Les interactions adsorbant-adsorbat peuvent être faibles et réversibles ou très fortes et irréversibles, ce qui engendre de nombreuses formes d'isotherme. Celles-ci donnent des indices sur les types de mécanisme d'adsorption (Myers, 1999). Yong (1999) fait une revue des différents types d'isotherme d'adsorption (Figure II-21). La Figure II-21 décrit l'évolution de chaque type de courbe résultant d'une augmentation de la concentration à l'équilibre.

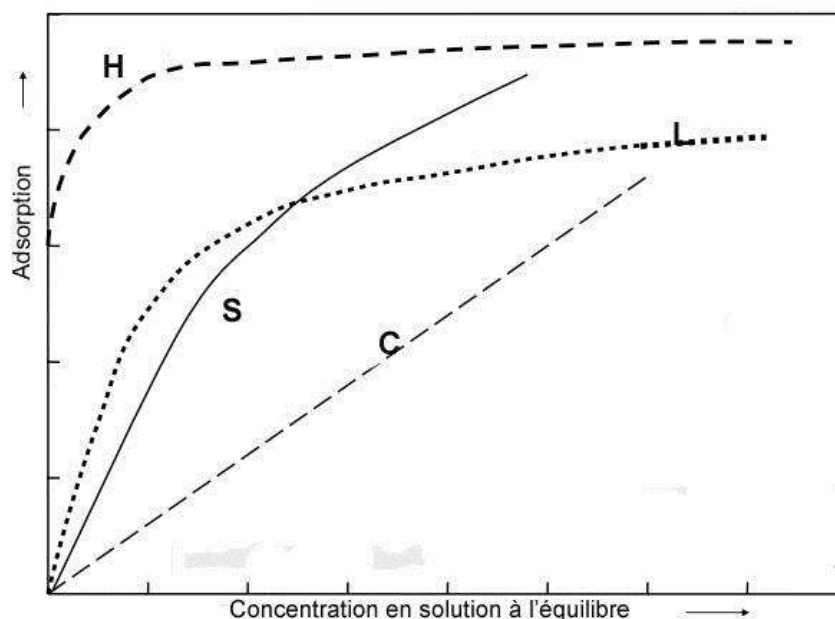


Figure II-21 : Types d'isotherme d'adsorption d'après Yong (2012).

Quatre types d'isotherme d'adsorption sont observés sur l'ensemble des réactions d'adsorption (Figure II-21) : de Langmuir (L), de forme sigmoïde (S), de haute affinité (H) et de partition constante (C) (Giles et coll., 1974; Yong et coll., 2012):

- l'isotherme d'adsorption « L » forme une courbe concave qui atteint un plateau avec l'augmentation de l'adsorption. L'allure de la courbe est attribuable à une grande affinité de l'adsorbat pour la surface de l'adsorbant. Le plateau correspond à une

diminution du nombre de sites d'adsorption lorsque la concentration en adsorbat augmente. Ce type d'isotherme d'adsorption est caractéristique d'une sorption chimiques

- l'isotherme d'adsorption de type « S » présente une augmentation rapide de son adsorption suivie d'un plateau;
- le type « H » est observé dans le cas de haute affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant. L'adsorption est élevée pour de faibles concentrations d'adsorbat et se comporte ensuite comme celle du type « L » ou « S »;
- la classe « C » des isothermes est spécifique aux matériaux microporeux. Ces isothermes dessinent une augmentation constante de l'adsorption jusqu'à l'atteinte d'un plateau.

Bien qu'il en existe d'autres, deux types de modèle serviront à modéliser les isothermes d'adsorption du phosphore sur la calcite : le modèle de Langmuir et celui de Freundlich. Ce sont les plus répandus (Artioli, 2008) et ils ont des approches théoriques différentes (adsorption monocouche ou multicouche) permettant de concorder avec un vaste ensemble d'isothermes d'adsorption obtenus empiriquement.

2.3.3. Modèle d'adsorption de Langmuir

Les hypothèses de base de ce modèle sont : 1) l'adsorption est limitée à une couche; 2) l'adsorption est localisée et elle fait correspondre uniquement un site d'adsorption à une molécule de l'adsorbat; 3) la chaleur dégagée par l'adsorption est indépendante de la masse adsorbée (Myers, 1999). Ce modèle a été développé par Langmuir (1918) pour l'adsorption des gaz sur les surfaces planes.

Selon Masel (1996), si l'on a la réaction d'adsorption suivante :



où S : site libre à la surface de l'adsorbant;

et A : adsorbat.

Alors les taux d'adsorption et de désorption se définissent de la manière suivante :

$$r_{ads} = k_{ads}[A][S] \quad (II-13)$$

$$r_{des} = k_{des}[A_{adsorbée}] \quad (II-14)$$

où r_{ads} : taux d'adsorption de A sur S ($\text{mg.cm}^{-2}.\text{t}^{-1}$);

r_{des} : taux de désorption de A par rapport à S ($\text{mg.cm}^{-2}.\text{t}^{-1}$);

k_{ad} : constante de la réaction d'adsorption (t^{-1});

k_{des} : constante de la réaction de désorption (t^{-1});

S : concentration de sites libres à la surface de l'adsorbant (mg/cm^2);

A : concentration d'adsorbat (mg/cm^2);

et $A_{adsorbés}$: concentration adsorbée (mg/cm^2).

À l'équilibre de la réaction d'adsorption, la constante d'adsorption peut être formulée de la manière suivante :

$$k = \frac{k_{ads}}{k_{des}} = \frac{[A_{adsorbée}]}{[A][S]} \quad (II-15)$$

où k : constante d'adsorption (sans dimension).

La fraction de sites ayant adsorbé une molécule sur la surface est calculée avec l'équation ci-dessous :

$$f = \frac{q_e}{q_m} \quad (II-16)$$

où f : fraction de sites occupés;

$A_{adsorbés} = q_e$: concentration adsorbée ($\text{mg d'adsorbat/g d'adsorbant}$);

et q_m : concentration adsorbée si tous les sites sont occupés ($\text{mg d'adsorbat/g d'adsorbant}$).

Si les trois équations précédentes sont combinées (à l'équilibre $[A] = C_e$), on obtient l'équation suivante, le modèle d'adsorption de Langmuir :

$$q_e = \frac{kC_e}{1+kC_e} \quad (II-17)$$

où C_e : concentration de l'adsorbat à l'équilibre (mg d'adsorbat/l de solution).

L'adsorption est usuellement écrite de la façon suivante pour les systèmes solides-liquides (Slejko, 1985) :

$$q_e = \frac{kq_m C_e}{1+kC_e} \quad (\text{II-18})$$

On peut réarranger l'équation (II-16) comme ceci :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m k} + \frac{C_e}{q_m} \quad (\text{II-19})$$

Cela donne une forme linéaire permettant de déterminer q_m (concentration adsorbée si tous les sites sont occupés) et q_e (capacité d'adsorption) à partir des concentrations mesurées à l'équilibre.

Une deuxième méthode consiste à déterminer les coefficient du modèle se rapprochant le plus des données théorique par itérations successive.

2.3.4. Modèle d'adsorption de Freundlich

Selon ce modèle empirique, l'énergie de liaison décroît avec la saturation de surface. Il permet de modéliser adéquatement les surfaces hétérogènes de façon énergétique (Suzuki, 1990). Le modèle de Freundlich suit l'équation suivante (Freundlich et Hatfield, 1926) :

$$q_e = \frac{x}{m} = K_F C_e^n \quad (\text{II-20})$$

où q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/mg);

C_e : concentration du contaminant à l'équilibre (mg/l);

x : masse du contaminant adsorbé dans la phase solide (mg);

m : masse de l'adsorbant (g);

K_F : coefficient d'adsorption de Freundlich (l/mg);

et n : coefficient empirique (sans dimension).

On peut rendre l'équation linéaire et obtenir la formule ci-dessous :

$$\log q_e = \log K_f + n \log C_e \text{ (II-21)}$$

Cette linéarisation permet de déterminer K_f , coefficient d'adsorption de Freundlich, et q_e , capacité d'adsorption du matériau étudié.

Tout comme le modèle de Langmuir, la méthode de détermination des coefficients par itérations successives est possible.

2.3.5. Cinétique de l'adsorption

Le transport des particules vers leurs sites d'adsorption, et la cinétique de la réaction chimique entre l'adsorbant et l'adsorbat sont les facteurs qui déterminent la cinétique du procédé d'adsorption (Hendricks, 2005). Le déplacement vers l'adsorbant est effectué par advection, c'est-à-dire par l'entraînement de l'adsorbat par le mouvement global de l'eau dans un matériau poreux (sol, substrat, etc.). À travers les macropores et les micropores de l'adsorbant, le transport se fait par diffusion moléculaire (Ho et coll., 2000) : l'adsorbat diffuse dans le matériau selon un gradient de concentration, des plus élevés vers les plus faibles, en empruntant le milieu poreux (Figure II-22).

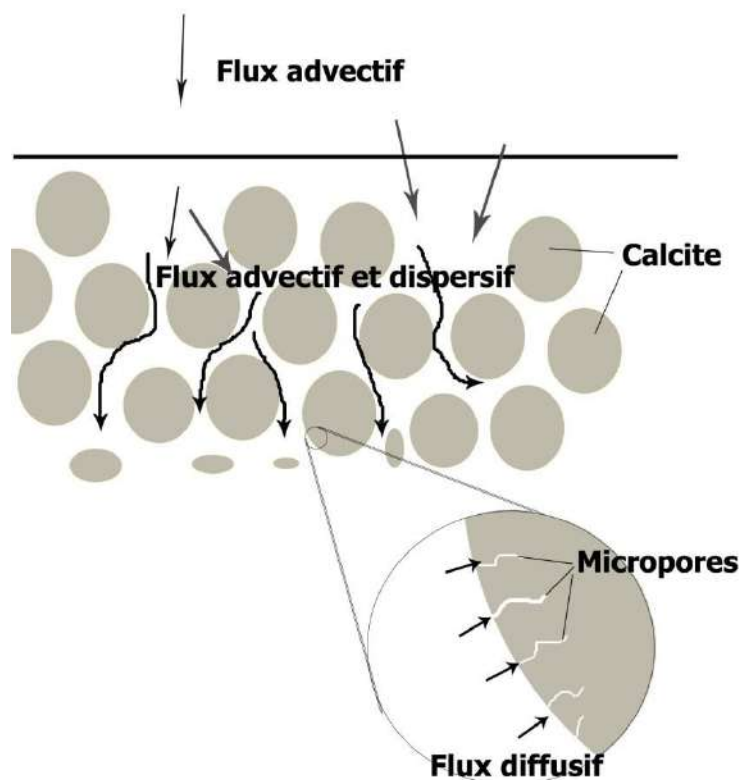


Figure II-22 : Flux contrôlant le transport jusqu'aux sites d'adsorption.

Le transport est influencé par la méthode d'étude du procédé d'adsorption. La plupart des études se font dans des conditions de mélange continu. Dans ce cas, l'adsorbant situé dans un b cher est baigné dans un soluté contenant l'adsorbat maintenu en mouvement permanent. Ceci augmente le transport advectif de l'adsorbat vers l'adsorbant (Figure II-22).

Le transport advectif peut limiter la cinétique d'adsorption dans le cas d'étude de l'adsorption dans un bassin de grande dimension où le transport de l'adsorbat vers l'adsorbant est lent (Ho et coll., 2000). Cependant, il est négligeable dans le cas d'un essai en *batch* et en continu.

Des modèles ont été développés pour traduire la cinétique globale du procédé d'adsorption qui résulte de l'ensemble des facteurs limitant (transport de l'adsorbat vers

l'adsorbant et cinétique de la réaction d'adsorption). Les modèles cinétiques d'adsorption permettent de connaître l'adsorption en fonction du temps. La liste des modèles cinétiques d'adsorption est longue et le choix en est difficile (Ho et coll., 2000). Cependant, pour les réactions d'adsorption limitées par la cinétique de la réaction et non la diffusion des adsorbats jusqu'à l'adsorbant, les modèles de cinétique suivants (Tableau II-6) sont les plus employés (Ho et coll., 2000).

Tableau II-6 : Modèles de cinétiques d'adsorption employés.

	<i>Équation</i>	<i>Solution</i>
Pseudo-premier ordre	$\frac{dq}{dt} = k_1(q_e - q_t)$ (II-22)	$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t$ (II-23)
Pseudo-deuxième ordre	$\frac{dq}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$ (II-24)	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$ (II-25)

Où q_e (mg d'adsorbat/g d'adsorbant) l'adsorption à l'équilibre et q_t (mg d'adsorbat/g d'adsorbant) l'adsorption au temps t ; k_1 (min^{-1}), k_2 ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$) les constantes de sorption. Les données du tableau sont tirées de (Ho et McKay, 1999; Ho et coll., 2000).

Le choix du modèle cinétique peut être fait à partir des données d'adsorption obtenues dans différentes conditions tels que différentes concentrations d'adsorbat (Ho et coll., 2000). Les coefficients de corrélation ainsi que la capacité du modèle à prédire la capacité d'adsorption à l'équilibre seront la base de notre choix de modèle. Les modèles présentés ci-dessus sont également utilisés dans les études d'absorption par les plantes (Espinoza-Quñones et coll., 2009; Khellaf et Zerdaoui, 2012)

2.3.6. Description du procédé d'adsorption en flux continu

Le procédé d'adsorption est souvent quantifié dans des études au moyen de colonnes, de réacteurs ou de lits filtrants dans lesquels l'adsorption se produit en flux continu de liquide ou d'air. Dans ce contexte, les concentrations d'adsorbat diminuent de la concentration initiale (C_0) jusqu'à la concentration minimale (C_b) permise par le procédé d'adsorption (Figure II-23). Au fur et à mesure que le temps passe, les sites d'adsorption se

saturent et l'adsorbant situé plus en avant dans la colonne est sollicité par l'adsorption. Quand la concentration est tracée jusqu'à ce qu'elle atteigne C_b , la ligne est appelée « courbe de percée » (Hendricks, 2005).

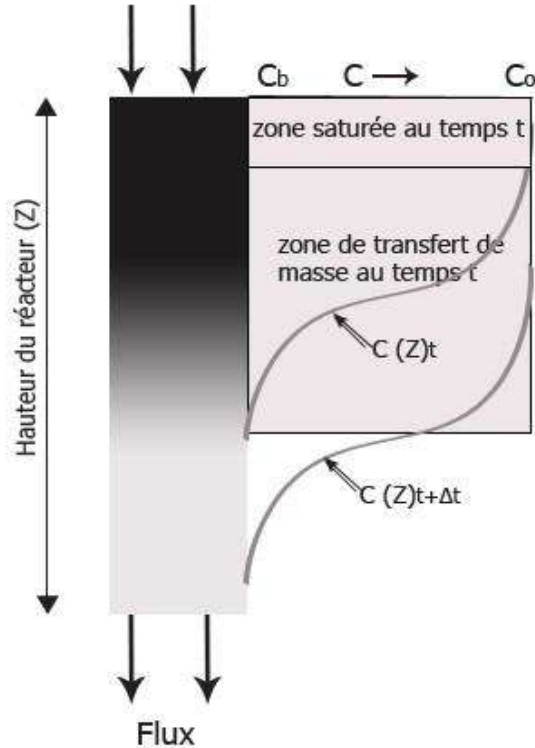


Figure II-23 : Profil de concentration dans une colonne (adaptée de Hendricks, 2005).

Durant l'adsorption, une zone saturée apparaît et s'agrandit par la suite (Figure II-23). Le temps de migration de la zone saturée dépend de la capacité d'adsorption du matériau ainsi que de la concentration de l'affluent. Les profils de concentration représentés dans la Figure II-23 sont nommés « zone de transfert de masse » (Hendricks, 2005). La courbe de percée peut être modélisée par l'équation suivante :

$$\frac{dC}{dt} = v_{wf} * \frac{\partial Z}{\partial t} \quad (\text{II-26})$$

où v_{wf} : vitesse d'avancée de la zone de transfert de masse ou du point d'inflexion de la courbe de concentration à la hauteur Z et au temps t .

La façon de configurer un lit filtrant peut prendre deux formes : 1) résoudre le modèle mathématique du bilan de masse; 2) fixer les paramètres de la colonne en fonction de la vitesse d'avancée de la zone de transfert (Hendricks, 2005).

(1) Bilan de masse :

$$V_t \cdot C_0 = 1000 \cdot [\rho \cdot A_c \cdot (1-\varepsilon)] \cdot L_{\text{sat}} \cdot \bar{X}^* + 1000 \cdot [\rho \cdot A_c \cdot (1-\varepsilon)] \int_{L_{\text{sat}}}^Z \bar{X}(Z) dZ \quad (\text{II-27})$$

où V_t : volume de solution ayant traversé la colonne au temps t (l);

C_0 : concentration initiale de l'effluent traité (mg/l);

ρ : masse volumique de l'adsorbant (g/cm^3);

A_c : aire de la colonne dans le sens de la largeur (cm^2);

ε : porosité (sans dimension);

L_{sat} : longueur de la zone saturée (cm);

$\bar{X}^*$: sites occupés lorsque le soluté atteint la saturation (mg d'adsorbat/g d'adsorbant);

$\bar{X}$: nombre de sites occupés (mg d'adsorbat/g d'adsorbant);

Z : hauteur atteinte (cm).

(2) La démonstration de Hendricks (2005) pour la configuration d'un lit filtrant repose sur la connaissance de l'isotherme d'adsorption. En effet, sa démonstration relève de l'approximation dans le cas où la longueur de la zone de saturation est supérieure à la longueur de la zone de transfert de masse. Cette approximation est valable pour un temps d'utilisation dans la colonne suffisamment long et une colonne suffisamment grande. Sous ces conditions, il conclut que :

$$v_{\text{wf}} \approx \frac{\text{HLR} \cdot C_0}{\bar{X}^* \cdot \rho \cdot (1-\varepsilon) \cdot 1000} \quad (\text{II-28})$$

où v_{wf} : vitesse d'avancée de la zone de transfert (m/s);

ρ : masse volumique de l'adsorbant (g/cm^3);

C_0 : concentration initiale de l'effluent traité (mg/l);

$\bar{X}^*$: sites occupés lorsque le soluté atteint la saturation (mg d'adsorbat/g d'adsorbant);

ε : porosité (sans dimension);

et HLR : taux de charge hydraulique (m/s).

La vitesse d'avancée de la zone de transfert est ensuite placée dans l'équation suivante qui, selon le temps d'utilisation de la colonne et la longueur de la zone de transfert de masse, nous donne la longueur nécessaire du lit filtrant.

$$L(\text{réacteur}) \approx v_{wf} \cdot t + L_{wf} \quad (\text{II-29})$$

où $L(\text{réacteur})$: longueur du réacteur nécessaire (m);

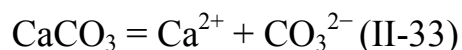
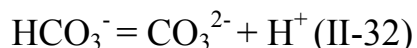
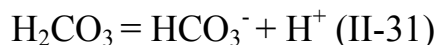
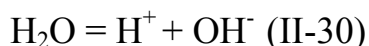
et L_{wf} : longueur de la zone de transfert (m).

L_{wf} est considérée pour des concentrations comprises entre 5 et 95 % de la concentration entrante.

2.3.7. Présentation de l'adsorbant du lit filtrant : la calcite

En plus de ses capacités d'adsorption, la calcite CaCO_3 peut être aussi employée, dans certains cas, comme barrière pour empêcher le relargage de phosphore à partir des sédiments d'un lac (Berg et coll., 2005; Boillot et coll., 2010). D'autres auteurs s'en servent pour des lits filtrants (Hylander et coll., 2006) ou comme substrat de MEC (Drizo et coll., 1999). Ainsi, la calcite possède des capacités d'adsorption du phosphore et des orthophosphates, de l'ordre de 60 à 80 % pour des concentrations allant de 6 à 50 mg P/l (House et Donaldson, 1986; Donnert et coll., 2002; Kamiya et coll., 2004; Berg et coll., 2005; Song et coll., 2006; Karageorgiou et coll., 2007).

Dans l'eau, la réaction d'adsorption phosphore-calcite s'intègre au système calco-carbonique faisant intervenir les éléments principaux suivants : l'acide carbonique H_2CO_3 , les bicarbonates HCO_3^- , les carbonates CO_3^{2-} , le calcium Ca^{2+} , l'hydrogène sous forme d'ion H^+ et les ions hydroxydes OH^- . Voici les réactions de base que l'on obtient :



Les réactions ci-dessus montrent que le pH ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$) et l'équilibre entre CaCO_3 , Ca^{2+} et CO_3^{2-} contrôlent le comportement de la calcite dans l'eau (Figure II-24).

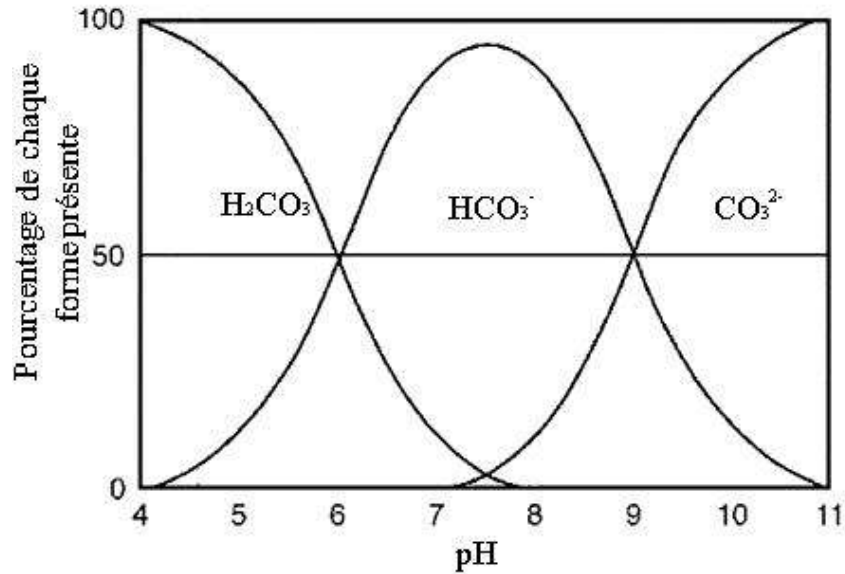


Figure II-24 : Relation carbonate-pH.

L'équilibre entre les différentes espèces nommées est exprimé par l'indice de saturation de la calcite SI_{CaCO_3} :

$$SI_{\text{CaCO}_3} = \log \left(\frac{a(\text{Ca}^{2+}) * a(\text{CO}_3^{2-})}{L} \right) \quad (\text{II-34})$$

où a : activité des ions (mg/l);

et L : produit de solubilité $\text{mg}^2 \cdot \text{l}^{-2}$.

Le produit de solubilité « L » peut être déterminé à l'aide de l'équation suivante :

$$L = a(\text{Ca}^{2+})_{\text{GI}} * a(\text{CO}_3^{2-})_{\text{GI}} \quad (\text{II-35})$$

où $a(\text{X})_{\text{GI}}$: l'activité de X à l'état de saturation (mg/l).

Pour l'adsorption des orthophosphates, trois cas sont possibles :

- a. le SI est inférieur à 0, ce qui signifie que l'eau est sous-saturée en Ca^{2+} et CO_3^{2-} . La calcite se dissout en formant des molécules ca-phosphates (famille de minéraux composés de Ca^{2+} et de PO_4^{3-});
- b. le SI est égal à 0, alors le phosphore est adsorbé par la calcite;
- c. le SI est supérieur à 0. L'eau est donc sursaturée en Ca^{2+} et CO_3^{2-} . Une co-précipitation de ca-phosphate et de calcite a lieu à la surface de la calcite (Donnert et coll., 2002; Berg et coll., 2005; Song et coll., 2006; Karageorgiou et coll., 2007).

Ces trois cas sont illustrés par la Figure II-25.

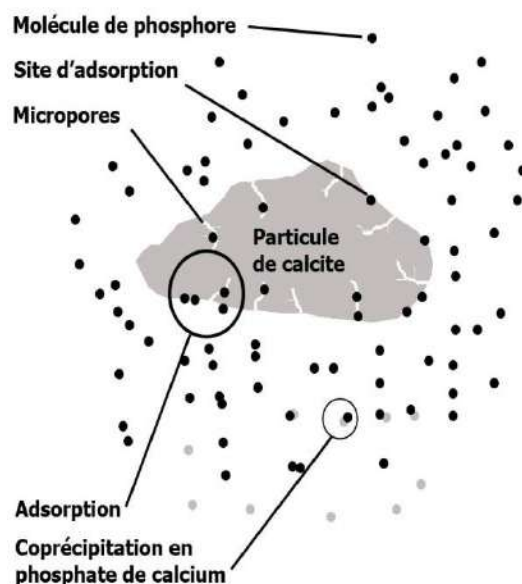


Figure II-25 : Mécanismes d'adsorption du phosphore par la calcite.

Cette réaction d'adsorption est contrôlée par la cinétique des réactions et la concentration des espèces chimiques présentes dans l'eau (Karageorgiou et coll., 2007).

Sur le terrain, toutes les données relevant du lit filtrant et du MEC doivent être adaptées à celles de notre site de l'étude : le bassin versant du lac Saint-Augustin. Ce dernier est un bon exemple de la problématique des eaux de ruissellement routier contaminées par les sels de déglacage.

2.4. Présentation du site de l'étude : le lac Saint-Augustin et son bassin versant

Le bassin versant du lac Saint-Augustin est le site de l'étude de ce projet. Ce lac est depuis longtemps étudié pour ses problèmes environnementaux. De nombreuses études ont été entreprises depuis une dizaine d'années, autant par des bureaux de génie-conseil et différents organismes gouvernementaux que par des chercheurs de l'Université Laval (Sanfaçon, 1978; Ministère des Richesses Naturelles, 1979; Bergeron et coll., 2002; Bouchard-Valentine et coll., 2002; Brin et Dominguez, 2002; Lefebvre et Harvey, 2002; Pilote et coll., 2002; Nault et Bolduc, 2005; Galvez-Cloutier et coll., 2006; Pienitz et coll., 2006; Saint-Augustin-de-Desmaures, 2013). Plusieurs techniques de restauration ont été envisagées pour le rétablissement de la qualité des eaux du lac Saint-Augustin (Nault et Bolduc, 2005). Un des objectifs de cette étude est non seulement de diminuer le phosphore présent dans la colonne d'eau, mais également de traiter les sédiments dans lesquels se trouvent des métaux et du phosphore. Une technique de restauration suggérée par Mme Galvez (2007) est un traitement en trois étapes :

- a) Précipitation du phosphore présent dans la colonne d'eau par ajout d'alun (sulfate d'aluminium);
- b) Recouvrement du phosphore précipité avec une couche de calcite;
- c) Recouvrement de l'ensemble par une couche de sable.

Afin de rendre complet ce traitement, il faut, une fois le lac traité, empêcher l'arrivée de nouveaux contaminants dans le lac par l'intermédiaire des eaux de ruissellement. La proposition est de traiter ces eaux au moyen d'un MEC suivi d'un lit filtrant. Cette thèse porte non seulement sur cette partie du projet, mais également sur le traitement des eaux de ruissellement provenant des autoroutes dont les concentrations en phosphore vont jusqu'à 0,07mg/l et qui reçoivent, pendant l'hiver, du sel de déglacage.

Mais avant tout, nous présenterons le site à l'étude. La partie suivante dresse le portrait du site, de l'ensemble de ses caractéristiques environnementales aujourd'hui et de leur évolution historique dans le temps.

2.4.1. Historique du lac et de sa contamination

Le lac Saint-Augustin, comme de nombreux lacs à proximité des grandes villes, s'est grandement dégradé au fil de l'implantation des infrastructures urbaines sur ses rives. Les premières habitations sont relativement anciennes, mais l'agrandissement de la ville de Québec et l'augmentation de ses échanges avec l'extérieur ont apporté des changements structuraux causant une dégradation de la qualité des eaux arrivant dans le lac et, par conséquent, celle des eaux du lac et de ses sédiments.

L'histoire écrite du lac Saint-Augustin commence en 1647 par la création de la seigneurie de Jean Juchereau de Maur et de Noël Juchereau Deschatelets (Saint-Augustin-de-Desmaures, 2001). En 1949, les alentours du lac sont occupés par les activités agricoles de culture et d'élevage (Figure II-26). Les plus grands changements ont lieu durant les dernières décennies. Ainsi, les changements surviennent avec la construction de l'autoroute 40 en 1977, ce qui a marqué le début de la construction d'habitations sur le bord sud du lac (Pienitz et coll., 2006) et son emploi comme hydro-port (Daviau, 2009).

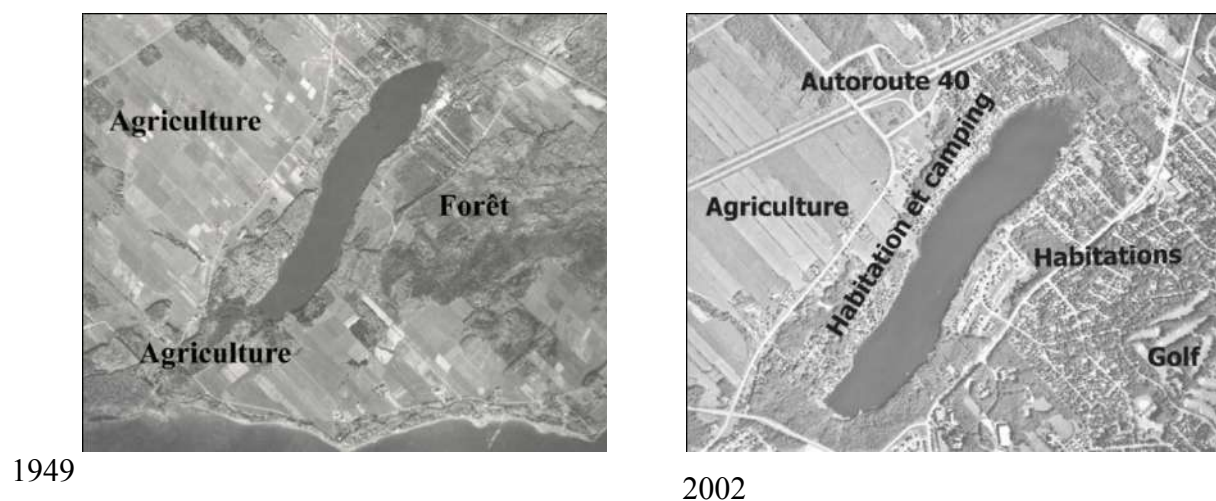


Figure II-26 : Évolution du lac durant les 60 dernières années.

Avec le développement urbain, les concentrations en phosphore et la conductivité électrique ont augmenté. L'eutrophisation du lac a débuté par l'apport en phosphore dû à l'activité agricole et aux écoulements sanitaires non raccordés au réseau des eaux usées. À

cette époque, le lac serait passé de mésotrophe à eutrophe-hypereutrophe (Bergeron et coll., 2002; Pienitz et coll., 2006).

L'épandage des sels de déglacage sur le réseau routier contribue à la pollution du bassin versant non seulement par le chlorure, le sodium, le calcium, mais également par des contaminants à l'état de trace (métaux, phosphore) (Environnement Canada et Santé Canada, 1999; Galvez-Cloutier et coll., 2006). Les conditions environnementales s'aggravent d'année en année. En effet, la conductivité électrique de l'eau du lac est passée de 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 1976, à 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2000, et 790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2001 (Galvez-Cloutier et coll., 2006). Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) considère qu'un lac est affecté à partir de 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La qualité des eaux arrivant dans le lac s'est donc détériorée au fil du temps. La taille relativement faible du lac a augmenté l'impact de la pollution avec les différents aménagements (autoroute, maison, camping) qui se sont réalisés au cours de l'histoire de l'occupation humaine du bassin versant.

2.4.2. Description du lac et de son bassin versant

Le lac Saint-Augustin est situé au Canada dans la province du Québec, plus précisément dans la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures, près de la ville de Québec et de son agglomération urbaine (Figure II-27).



Figure II-27 : Localisation du lac Saint-Augustin.

(Global Internet, 2009)

Le bassin versant comprend deux secteurs consacrés à différents usages. Le secteur nord sert à l'agriculture, tandis que celui du sud est résidentiel. L'occupation du bassin versant est répartie entre des zones urbaines (38 %), des terres agricoles (34 %), des boisés (16 %) et des zones marécageuses (12 %) (Nault et Bolduc, 2005) (Figure II-28).

Le bassin versant est traversé par l'autoroute 40, appelée Félix Leclerc. Cette autoroute relie Québec à Montréal et a un débit journalier moyen annuel (DJMA) de 37 000 à 70 000 véhicules par jour dans la zone à l'étude (Dessau-Soprin/Tecsult, 2004). Les eaux de ruissellement d'un tronçon de 2 km de cette autoroute s'écoulent en totalité à l'intérieur du bassin versant, vers le lac.

Les caractéristiques géomorphologiques du lac sont présentées dans le Tableau II-7. L'aire du bassin versant (BV) est de 7,46 km² et celle du lac (AL), de 0,6 km² (Bergeron et coll., 2002) donnant un rapport BV/AL de 12,4.

Tableau II-7 : Caractéristiques du lac Saint-Augustin et de son bassin versant.

Paramètres	Valeurs
Longueur maximale (km)	2,10*
Largeur maximale (km)	0,30*
Largeur moyenne (km)	0,29*
Superficie du lac (km ²)	0,60* 0,67**
Périmètre du lac (km)	4,50*
Profondeur maximale (m)	6,10*
Profondeur moyenne (m)	3,50*
Volume (x10 ⁶ m ³)	2,31*

Tiré de Bergeron et coll., 2002* et de Nault et Bolduc, 2005**

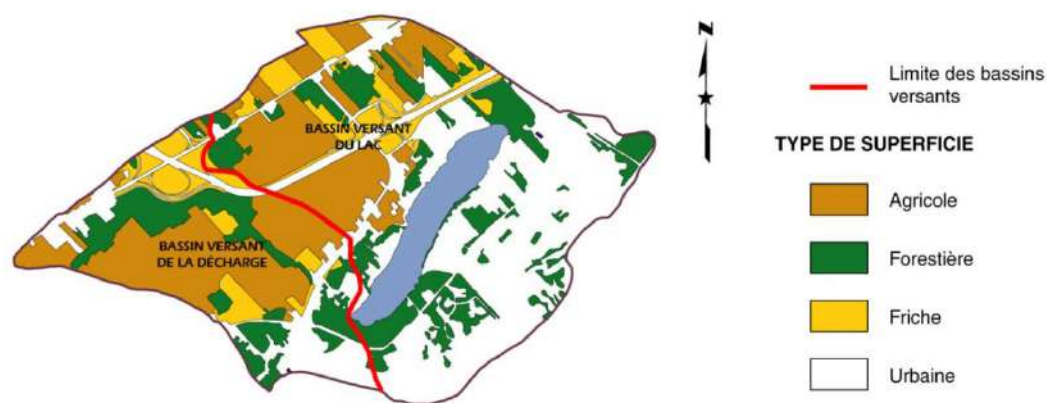


Figure II-28: Lac Saint-Augustin et ses alentours (tirée de Pilote et coll., 2002).

2.4.3. Description hydrologique

Le lac Saint-Augustin est un lac de tête, alimenté par les eaux souterraines et les eaux de différents tributaires. L'apport en eau s'effectue majoritairement par l'écoulement souterrain (Bergeron et coll., 2002; Galvez-Cloutier et coll., 2006).

Le temps de renouvellement moyen des eaux de ce lac est compris entre 0,44 et 0,49 fois par an (Bergeron et coll., 2002; Nault et Bolduc, 2005). Les eaux se renouvelleraient donc à peu près deux fois par an, ce qui est relativement rapide. L'étude plus récente de Daviau (2009) estime le renouvellement des eaux à 47 % par le ruissellement, entre 14 % et 16 % par les précipitations, et entre 37 et 39 % par les eaux souterraines. Les eaux de ruissellement, les eaux souterraines et les précipitations représentent respectivement 1 907 553 m³/an, 1 525 755 m³/an et 670 140 m³/an (Daviau, 2009).

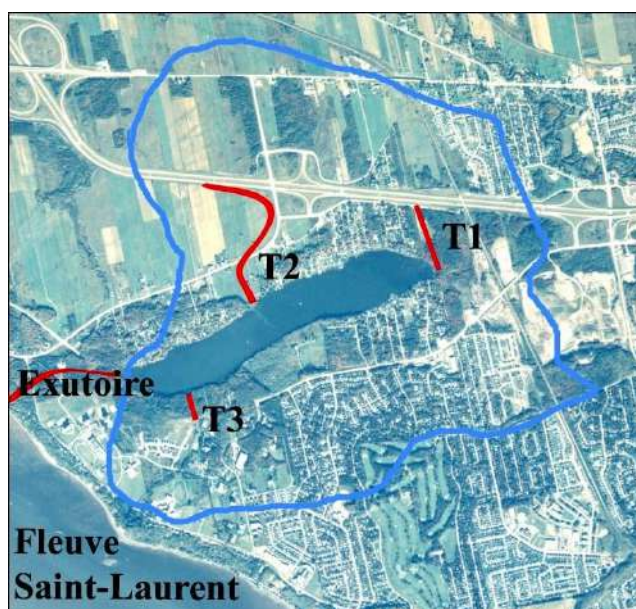


Figure II-29 : Localisation des trois tributaires (T1, T2 et T3), de l'exutoire et du bassin versant (trait) du lac Saint-Augustin.

Les eaux de surface rejoignent le lac par trois tributaires. Les débits moyens sur l'année de ces tributaires (T1, T2 et T3 à la Figure II-29) sont de 0,056 m³/s, 0,031 m³/s et 0,029 m³/s respectivement. Cela représente des moyennes annuelles de 1 769 800 m³/an, de

963 800 m³/an et de 840 500 m³/an. Les débits des tributaires varient de 0 m³/s à 0,244 m³/s avec des pics au printemps, puis diminuent durant l'été (Daviau, 2009). L'exutoire rejoint le fleuve Saint-Laurent à 1,5 km du lac.

Les précipitations moyennes de neige et de pluie sont respectivement de 3 150 mm/an et de 923 mm/an, donnant un total de précipitation annuelle de 1 230 mm d'eau/an, selon les archives nationales d'information et de données climatologiques (Environnement Canada). Ces données proviennent d'une moyenne effectuée entre les années 1971 et 2000. L'évapotranspiration est de 544 mm/an, ce qui correspond à un peu moins de la moitié des précipitations reçues (Pilote et coll., 2002).

La portion d'autoroute située dans le bassin versant est longue de 2 500 m et large de deux voies de 16 m. La surface couverte par la route est donc de 80 000 m². Ces informations nous permettent d'estimer l'écoulement provenant de l'autoroute à 80 000 m² × 1,230 m d'eau/an = 98 400 m³ d'eau/an.

2.4.4. État de santé du lac et de ses tributaires

2.4.4.1. Qualité des eaux arrivant dans le lac

2.4.4.1.1. *Eaux de ruissellement routières et tributaires*

Les tributaires sont constitués en partie des eaux de ruissellement des routes et de l'eau provenant de l'ensemble du bassin versant. L'autoroute 40 est l'objet d'un entretien régulier de la part du ministère des Transports du Québec. Des sels de déglacage et des abrasifs sont épandus lors des chutes de neige ou lors d'évènements de verglas. Ces produits se retrouvent dans les eaux de ruissellement routier, dans les tributaires, puis dans le lac. La qualité des eaux des tributaires est aussi le résultat de l'agriculture environnant le lac. La différence entre les eaux de ruissellement routier et celles des tributaires n'est pas claire dans les rapports publiés. Les caractéristiques de qualité des eaux de ruissellement routiers et des tributaires sont donc présentées ensemble.

La plupart des mesures de concentrations des contaminants dans les tributaires du lac Saint-Augustin sont contenues dans quatre rapports d'étude : Bergeron et coll. (2002), Galvez-Cloutier et coll. (2006), Lefebvre et Harvey (2002) et Daviau (2009).

La première étude (Bergeron et coll., 2002) montre la présence de nitrate (entre 0,01 et 2,4 mg/l), de phosphore (entre 0,01 et 0,24 mg/l), de matières en suspension (MES) (jusqu'à 16 mg/l) et une turbidité non négligeable (entre 1,4 et 16 UTN) dans les tributaires. La conductivité électrique des eaux des différents tributaires se situe entre 684 et 1 632 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Bergeron et coll., 2002). Les concentrations maximales et moyennes de phosphore total mesurées sont respectivement de 0,24 mg/l et de 0,08 mg/l, ce qui est bien supérieur au seuil entraînant des problèmes d'eutrophisation (0,03 mg/l selon les critères du MDDEP). Cependant, les deux concentrations de phosphore citées dans cette étude et dépassant la norme du MDDEP proviennent de mesures effectuées dans deux MEC entourant le lac qui ne sont plus entretenus depuis des années. Ces données ne sont donc pas nécessairement représentatives des concentrations en phosphore pouvant être mesurées dans les tributaires du lac Saint-Augustin. Par ailleurs, les données présentées dans cette étude sont issues de six échantillonnages répartis sur deux ans, ce qui projette une image partielle des teneurs en phosphore présentes dans ces eaux tout au long de l'année. En effet, ces teneurs peuvent varier en fonction de l'utilisation des sols (labourage, culture) et des précipitations (Liu et Chen, 2008).

La deuxième étude (Galvez-Cloutier et coll., 2006) présente des concentrations de chlorure, de sulfate, de calcium et de sodium mesurées sur 14 sites d'échantillonnage, où des échantillons d'eau ont été prélevés chaque semaine durant l'été 2006. Ces sites sont situés dans le bassin versant du lac. Il y en a cinq avec des piézomètres, trois dans des puits résidentiels, quatre dans les fossés de l'autoroute 40 qui se déversent dans le lac, un dans le tributaire principal (T1) et un dernier dans le lac. Selon ce rapport, les concentrations les plus élevées en chlorure, sodium et calcium correspondent aux fossés, aux tributaires et à quelques puits résidentiels. Elles vont respectivement jusqu'à 1 000 mg Cl^-/l , 350 mg Na^+/l et 200 mg Ca^{2+}/l . Ces données dépassent largement les concentrations naturelles des eaux de surface (lacs, rivières) du Bouclier canadien qui sont comprises pour les trois ions cités entre 1 et 10 mg/l (Jeffries, 1997).

Dans l'étude de Lefebvre et Harvey (2002), les métaux (Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn) sont quantifiés dans les eaux des tributaires du lac sur cinq sites. Seul le manganèse dépasse de 0,05 mg/l le critère de prévention de la contamination du MDDEP. Les résultats de deux sites dépassent ce seuil, dont l'un d'eux a une concentration en Mn de 0,46 mg/l. Il n'y a cependant qu'une seule date d'échantillonnage, ce qui ne permet pas de connaître la variation des concentrations pour l'année entière. Enfin, cette étude a mis en évidence une contamination des eaux des tributaires du lac par des coliformes fécaux. De fait, les concentrations étaient comprises entre 3 et 14 000 coliformes fécaux/100 ml, les normes pour les zones récréatives étant de 200 coliformes fécaux/100 ml.

L'étude plus récente de Daviau (2009) couvre les aspects de l'hydrologie du lac ainsi que de son alimentation en sodium, calcium et phosphore entre juillet 2008 et juillet 2009 à raison d'un échantillon toutes les deux semaines. Les sites d'échantillonnage sont situés dans les trois tributaires du lac (T1, T2 et T3, voir Figure II-29). Les concentrations de sodium oscillent entre 37 et 241 mg Na⁺/l. Les plus fortes concentrations sont mesurées au début du printemps, lors du dégel. Le calcium est présent à des concentrations allant de 28 à 267 mg Ca/l, et les concentrations de phosphore étaient toutes en dessous des 0,030 mg/l au cours de l'été 2009.

Parmi les quatre études citées ci-dessus, seules celles de Bergeron et coll. (2002), de Galvez et coll. (2006) et de Daviau (2009) font état des concentrations dans les eaux de ruissellement routier des contaminants concernés par cette thèse, soit le chlorure, le sodium et le phosphore. Les points d'échantillonnage sont illustrés à la Figure II-30.

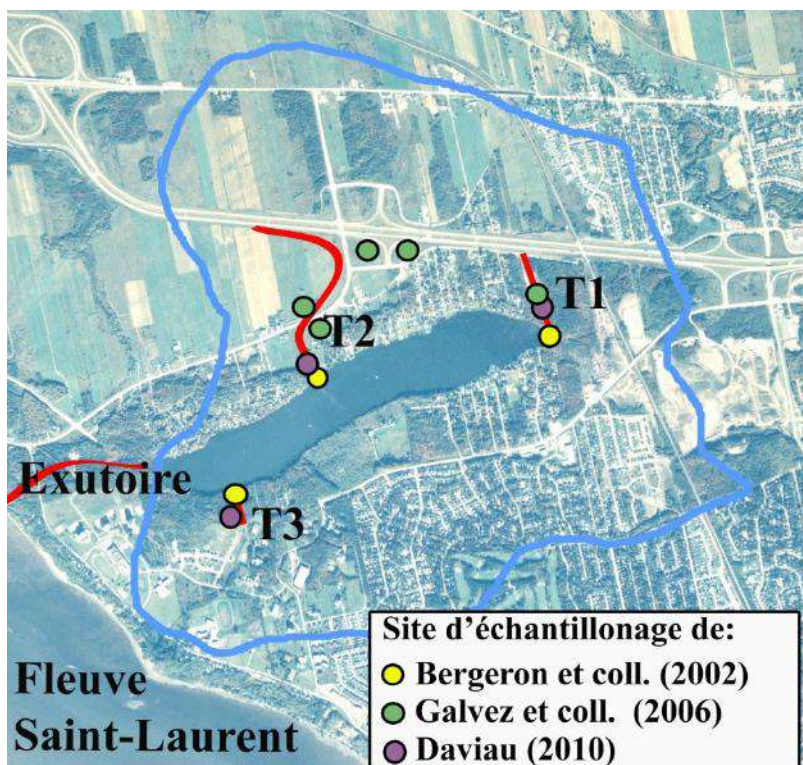


Figure II-30 : Sites d'échantillonnage des tributaires des études antérieures.

À partir de ces études, les masses de contaminants engendrées par les concentrations provenant des eaux de ruissellement routières de l'autoroute 40 et les débits d'eau théoriques ont été calculées et mesurées (multiplication du débit par la concentration). Elles sont montrées dans le Tableau II-8.

Il s'agit, ici, de faire une évaluation des masses de contaminants en jeu afin de compléter l'évaluation des paramètres de conception des unités de traitement. Les débits publiés dans l'étude de Bergeron et coll. (2002) sont indiqués dans le Tableau II-8. Ils n'ont été mesurés qu'une fois durant toute l'année, soit le 24 août 2001. L'extrapolation d'une donnée unique pour l'estimation de débits annuels est impossible, et ces valeurs ne sont pas prises en compte dans les calculs. L'étude de Galvez et coll. (2006) ne présente aucune mesure de débit. Pour ces deux études, les masses de contaminants calculées à partir de débits mesurés sont évaluées grâce aux débits tirés de l'étude de Daviau (2009).

Les masses de contaminants provenant de l'autoroute 40 calculées à partir de débits théoriques sont obtenues grâce aux données météorologiques présentées à la section 2.4.3. Les débits des eaux venant de cette autoroute sont de 98 400 m³/an et se divisent entre T1 et T2 (Figure II-30). Une moyenne des deux concentrations est donc effectuée pour calculer les masses de contaminants s'écoulant de l'autoroute, sauf pour l'étude de Galvez et coll. (2006). Dans cette étude, les concentrations mesurées dans les fossés de l'autoroute sont employées, car elles sont considérées comme plus représentatives des concentrations de contaminants provenant de l'autoroute.

Tableau II-8 : Concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement routier et masses de contaminants apportés au lac.

Contaminant	Tributaires	Débits mesurés (10 ⁶ ×m ³ /an)			Concentrations (g/m ³)			Masses de contaminants provenant de l'autoroute 40 (10 ³ ×kg/an)			Masses de contaminants provenant de l'autoroute 40 calculées à partir de débits théoriques (données météorologiques) (10 ³ ×kg /an)		
		(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Cl ⁻	T1	26,28	N.D.	1,77	N.D.	488	N.D.	N.D.	1 885	N.D.	N.D.	104,3	N.D.
	T2	1576,8	N.D.	0,96	N.D.	1060	N.D.						
	T3	0,021	N.D.	0,84	N.D.	N.D.	N.D.						
P	T1	26,28	N.D.	1,77	0,01	N.D.	0,006	0,027	N.D.	0,004	0,0009	N.D.	0,0007
	T2	1576,8	N.D.	0,96	0,01	N.D.	0,01						
	T3	0,021	N.D.	0,84	0,04	N.D.	0,07						
Na ⁺	T1	26,28	N.D.	1,77	N.D.	249	120	N.D.	766	123	N.D.	33,2	11,8
	T2	1576,8	N.D.	0,96	N.D.	338	120						
	T3	0,021	N.D.	0,84	N.D.	N.D.	80						

N.B. : (1) Valeurs pour l'étude de Bergeron et coll. (2002); (2) valeurs pour l'étude de Galvez et coll. (2006); (3) valeurs pour l'étude de Daviau (2009). N.D : Non déterminé. Cl⁻ : chlorure, P : phosphore, Na⁺ : sodium.

Les résultats sont très variables, et nous obtenons des masses de contaminants allant de 11,8 à 766 tonnes de sodium par an, de 0,0007 à 0,027 tonne de phosphore total par an et de 104 à 1 885 tonnes de chlorure par an.

Si nous prenons comme base les masses de contaminants provenant de l'autoroute 40 calculées à partir de débits mesurés ($10^3 \times \text{kg/an}$) présentés par Daviau (2009) et du Tableau II-8, les masses de sodium provenant de l'autoroute 40 sont de 123 000 kg de sodium par an. La masse de chlorure n'est pas précisée mais on peut la calculer. En ce qui concerne le sodium et le chlorure provenant du chlorure de sodium épandu sur l'autoroute, la masse de chlorure est proportionnelle à la masse de sodium (le CaCl_2 est négligé car son utilisation est considérée comme minimale).

$$\frac{m_{\text{Cl}^-}}{m_{\text{NaCl}}} = \frac{M_{\text{Cl}^-}}{M_{\text{Cl}^-} + M_{\text{Na}^+}} \quad (\text{II-36})$$

$$\frac{35,45}{58,43} = \frac{M_{\text{Cl}^-}}{M_{\text{Cl}^-} + 123000} \quad (\text{II-37})$$

$$M_{\text{Cl}^-} = \frac{74625}{0,394} = 189400 \text{ kg} \quad (\text{II-38})$$

Il est à noter que l'étude de Daviau est la plus récente, et ses données couvrent l'ensemble d'une année. Pour ces raisons, les valeurs de masses totales provenant de l'autoroute 40 sont les plus précises, ce qui nous a encouragés à les utiliser pour ces calculs.

Chapitre III Matériel et méthodes

3.1. Schéma méthodologique

Pour atteindre les buts et objectifs fixés, le projet de recherche a été divisé en quatre phases présentées à la Figure III-1.

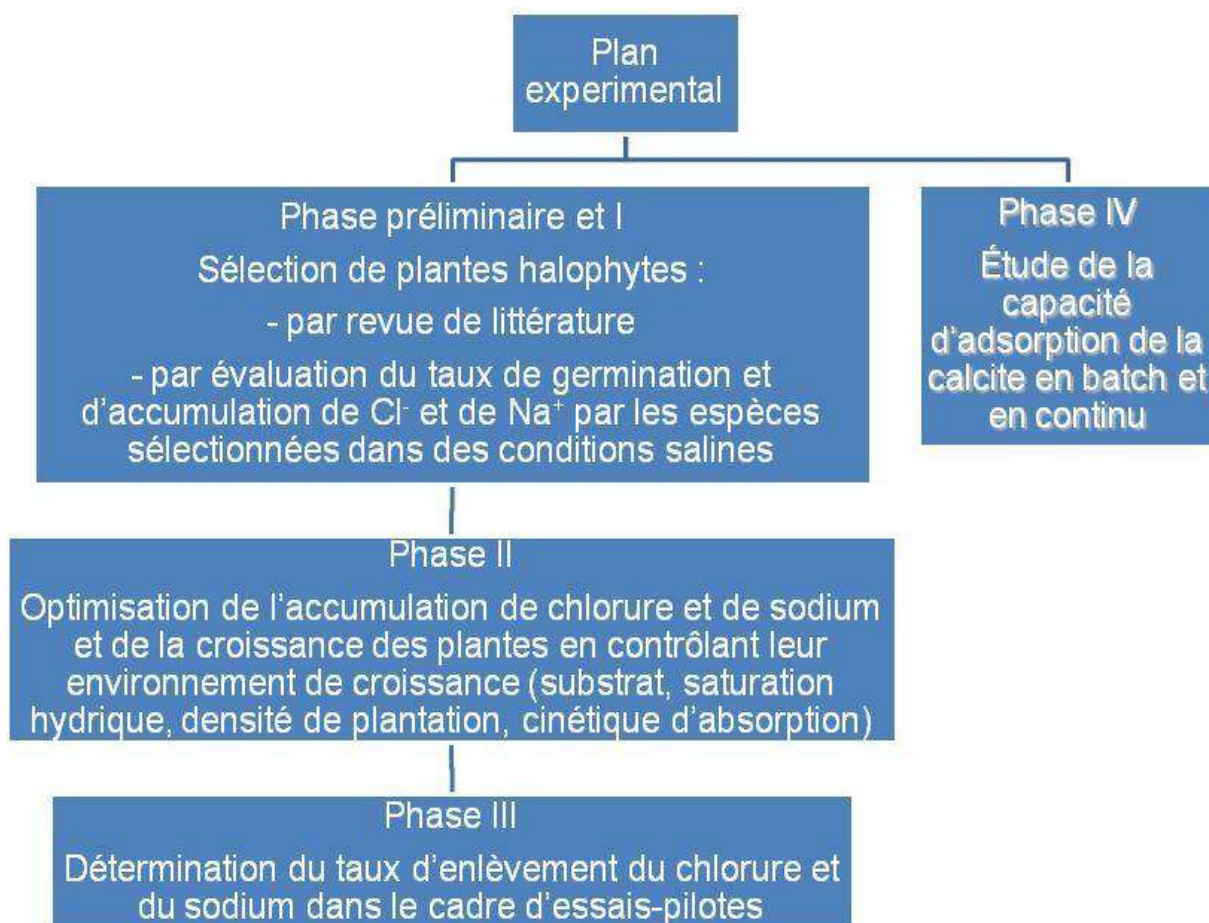


Figure III-1: Plan expérimental global de la thèse.

La phase préliminaire consistait à la sélection d'espèces halophytes par revue de littérature. Cette phase de l'étude a été décrite au 2.2.3. La phase I en était la continuité puisqu'elle nous permettait, par nos propres expériences, de confirmer ou d'infirmer l'intérêt des espèces présélectionnées.

La phase II a permis de déterminer les meilleures conditions pour obtenir une croissance des plantes et une accumulation de Cl^- et de Na^+ maximales. Les résultats obtenus lors de cette phase nous ont permis de fixer les paramètres des essais-pilotes de la phase III.

La phase III concernait les essais-pilotes du MECA. Nous avons alors évalué les capacités des essais-pilotes à retenir le chlorure et le sodium dans des conditions d'écoulement continu.

La phase IV traitait de l'adsorption du phosphore par la calcite en batch et en continu. Elle avait pour but de définir les paramètres d'un lit filtrant sur le terrain.

3.2. Protocole expérimental pour les essais portant sur la physiologie des plantes halophytes sélectionnées (Phase I)

Les méthodes de remédiation proposées consistent à enlever les sels contenus dans les eaux de ruissellement routier à l'aide de plantes dans un MECA. *Spergularia canadensis*, *Atriplex patula*, *Salicornia europaea* et *Typha angustifolia* ont été sélectionnées par une revue de littérature comme étant des plantes possédant un bon potentiel pour la phytoremédiation des sels. Les critères suivants ont permis leur sélection : accumulation de chlorure et de sodium satisfaisante, plantes locales et adaptées aux conditions de saturation hydrique du substrat se produisant dans un marais.

Les expériences de la phase I permettaient de déterminer des valeurs témoins de germinabilité et d'absorption de chlorure et de sodium en conditions salines afin de confirmer ou non le potentiel des espèces sélectionnées.

3.2.1. Germination dans des conditions salines

Selon les espèces, les graines des plantes halophytes et leur germination sont variablement affectées par la salinité de leur environnement (Ungar, 1991). Pour la plupart des plantes, le taux de germination varie inversement au taux de salinité. Les premières expériences ont donc consisté à déterminer les plages de salinité assurant la germination des graines. Pour s'assurer que les graines n'ont pas été endommagées par la salinité environnante, des expériences de « récupération » ont ensuite été conduites. Ces expériences consistent à transférer les graines non germées dans des conditions non salines, plus propices à la germination. La méthodologie suivie est celle du D^r Carter, professeure assistante à la Tennessee Tech University, au Tennessee, É.-U.

3.2.1.1. Expérience de germination en présence de sel

Dans un premier temps, les conditions optimales de salinité pour la germination des plantes ont été évaluées. Quatre réplicats de 25 graines des quatre espèces sélectionnées (*Spergularia canadensis*, *Atriplex patula*, *Salicornia europaea*, *Typha angustifolia*) ont été placées dans des boîtes de Pétri de 47 mm de diamètre, sur un papier-filtre de cellulose humidifié par cinq solutions de chlorure de sodium (NaCl) de 0, de 150, de 1 500, de 10 000 et de 20 000 mg NaCl/l.

Les graines d'*Atriplex patula* et de *Salicornia europaea* présentent un dimorphisme : les graines sont de deux tailles différentes, et seront nommées ci-après « petites graines » et « grandes graines ». Plus de détails sur ces graines sont disponibles dans la revue de littérature (sections 2.2.4 et 2.2.5). Elles ont des caractéristiques de germination différentes. Elles ont donc été séparées durant cette expérience, et les effets de la salinité sur leur germination ont été analysés séparément.

Les graines ont été exposées à une période de dormance de 21 jours dans le noir, à 4 °C. Cette période de dormance est nécessaire à la graine pour germer et améliore les taux de germination (Finch-Savage et Leubner-Metzger, 2006). Elle simule la période hivernale

pendant laquelle la graine est en contact avec la terre humide et froide. Elles ont par la suite été exposées pendant 20 jours, à des températures optimales pour chaque espèce dans des chambres environnementales : 5 °C/15 °C (nuit/jour) pour *Spergularia canadensis*, et 5 °C/25 °C (nuit/jour) pour *Salicornia europaea* (Ungar, 1977), *Atriplex patula* (Ungar, 1996) et *Typha angustifolia*, et ce, avec une lumière de 1 000 lx. La photopériode était de 12 h de nuit et 12 h de jour.

La germination des graines a été observée tous les jours. Une graine était considérée germée lorsque sa radicule apparaissait. Le taux de germination des graines est déterminé de la façon suivante :

$$\text{Taux de germination} = \left(\frac{\text{Nombre de graines germées}}{\text{Nombre de graines total}} \right) * 100 \text{ (III-1)}$$

3.2.1.2. Expérience de « récupération »

Cette expérience est effectuée pour les graines n'ayant pas germées dans les conditions salines adoptées lors de l'expérience précédente (Section 3.2.1.1) pour évaluer la cause de cette absence de germination, c'est-à-dire le fait que la salinité empêche la germination ou bien que les graines sont non viables. Ainsi, les graines issues de l'expérience précédente (Section 3.2.1.1) n'ayant pas germé après 20 jours, ont été placées dans de nouvelles boîtes de Pétri (Ø : 47 mm) sur un papier-filtre imbibé d'eau déionisée, sans NaCl. Les conditions de température, de photopériode et d'intensité lumineuse étaient les mêmes que précédemment. Pendant 20 jours, la germination a ensuite été observée tous les jours pour les différentes salinités. Le taux de germination des graines est déterminé grâce à l'équation III-1.

3.2.2. Évaluation de l'impact de la salinité sur la croissance et l'accumulation de sel par les plantes

Les graines des quatre espèces sélectionnées sont mises à germer de la même manière que celle décrite au paragraphe 3.2.1.1, quatre semaines avant la réalisation de cette expérience. Les plantules ont ensuite été transférées dans des contenants (Ø : 10 cm, h : 12 cm, 942 cm³) ayant comme substrat un sable de silice (granulométrie : 0,21 mm)

jusqu'à la hauteur de 10 cm (masse de silice approximative : 1250 g). Elles ont été exposées, pendant un mois et demi à une solution nutritive Hoagland 1/2 (0) enrichie en sel. Celle-ci contient les nutriments nécessaires au bon développement de la plante et est composée principalement de 506 mg/l KNO₃, de 136 mg/l, de 1361 mg/l KH₂PO₄, de 1180 mg/l Ca(NO₃)₂.4H₂O, de 493 mg/l MgSO₄.7H₂O et de micronutriments (Hewitt, 1966). Du sel (NaCl) a été ajouté à cette solution pour obtenir quatre solutions ayant des concentrations de 0, de 15, de 150 et de 1 500 mg NaCl/l et représentant l'ensemble des concentrations de Na⁺ et de Cl⁻ mesurées dans les eaux de ruissellement routier de l'autoroute 40 traversant le bassin versant du lac Saint-Augustin (Galvez-Cloutier et coll., 2006). Six réplicats pour chaque concentration de NaCl ont été obtenus pour cette expérience. Des conditions environnementales proches de celles du site du lac Saint-Augustin durant l'été ont été appliquées, période durant laquelle la croissance de ces plantes est maximale : température de 15°C/25°C (nuit/jour), photopériode de 9 h de nuit et 15 h de jour, humidité de 65 % et luminosité de 25 200 lx.

L'évolution de la taille des plantes a été suivie chaque semaine, et le taux de croissance a été calculé de la manière suivante :

$$\textbf{Taux de croissance} : \frac{T_j - T_{j-k}}{k} \text{ (III-2)}$$

où T_j : taille de la plante au jour j;

et T_{j-k} : taille de la plante à k jours avant le jour j.

Les plantes ont été récoltées après un mois et demi d'exposition au NaCl. Les caractéristiques morphologiques des plantes (taille, biomasse fraîche et sèche de la tige et de la racine) ont été évaluées. Notons que seulement la partie aérienne de la plante a été mesurée, car elle seule sera récoltée dans le MECA.

Les concentrations de Na⁺ et de Cl⁻ dans la partie aérienne des plantes ont également été analysées. Pour ce faire, la partie aérienne a été séchée pendant 48 h à 60 °C, puis broyée finement (broyeuse GM300, Retsch, Allemagne). Un demi-gramme a été mélangé

avec 35 ml d'eau déionisée et porté à 100 °C pendant deux heures dans un bain-marie thermostaté (Khan et coll., 2001). L'extrait a ensuite été filtré (934-AH filtre Whatmann en microfibre de verre, rétention de particule de 1,5 µm), puis analysé. Le chlorure a été dosé par chromatographie ionique avec détecteur conductivimétrique (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2006; Dionex DX500, colonne Dionex IonPac AS14A, 4×250 mm, Dionex, É.-U.). Le sodium a été analysé par spectrométrie d'émission au plasma d'argon, avec une méthode habituellement employée pour doser les métaux dans les eaux (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2005; Optima 3 000 DV ICP-OES, Perkin-Elmer, É.-U.). Les limites de détection de ces méthodes sont de 0,06 mg/l pour le chlorure et de 0,02 mg/l pour le sodium.

Les résultats sont montrés sous la forme de concentration de Cl^- ou de Na^+ en mg par g de matière sèche ou sous la forme de taux d'accumulation de Cl^- et de Na^+ en mg par plante (partie aérienne seulement). L'accumulation de chlorure et de sodium dans la plante est calculée en multipliant la concentration de chlorure ou de sodium par la biomasse aérienne de la plante.

À la suite de cette expérience, l'espèce *Spergularia canadensis* a été éliminée des expériences suivantes, car son efficacité à accumuler le sel était faible. Les résultats complets sont présentés à la section 4.1.2.

3.3. Optimisation de l'accumulation de chlorure et de sodium, et de la croissance des plantes (Phase II)

Le bon fonctionnement du MECA dépend des capacités des plantes à absorber le chlorure (Cl^-) et le sodium (Na^+), et à atteindre une biomasse élevée à maturité. Ces capacités peuvent varier selon les facteurs contrôlables dans le MECA, soit : 1) la nutrition du substrat; 2) la saturation en eau du substrat; 3) la densité des plantes et 4) le temps de séjour dans le MECA. Ces différents aspects font l'objet des expériences décrites dans les sections suivantes, selon le plan expérimental présenté au Tableau III-1.

Les expériences avaient pour objectif de définir les caractéristiques environnementales apportant une croissance optimale des plantes dans le cadre des essais-pilotes. Les caractéristiques des milieux de croissance pour *Typha angustifolia* et *Salicornia europaea* ont largement été documentées dans la littérature (Sections 2.2.7 et 2.2.5). Les valeurs de ces paramètres ont donc été recherchées dans la littérature lorsqu'elles étaient disponibles. Dans le cas contraire, elles ont été déterminées de manière empirique grâce aux expériences. L'origine des données utilisées pour la construction des essais-pilotes est présentée dans le Tableau III-1.

Tableau III-1 : Origine des données.

Facteurs étudiés	<i>Atriplex patula</i>	<i>Typha angustifolia</i>	<i>Salicornia europaea</i>
Nutrition du substrat	Exp.	Exp.	R.L.
Saturation hydrique	Exp.	R.L.	R.L.
Densité de plantation	Exp.	Exp.	R.L.
Cinétique	Exp.	Exp.	R.L.

Exp. : Données obtenues par expérience; R.L. : données provenant d'une revue de littérature.

3.3.1. Substrat et nutrition des plantes

Le substrat est le milieu de support pour la croissance des plantes et une source d'éléments nutritifs pour les plantes. Cela a été étudié à travers les expériences suivantes portant sur la croissance des plantes dans différentes solutions nutritives.

La croissance des plantes dans différentes solutions nutritives a été étudiée dans le cadre de l'expérience suivante. Des plantules en phase végétative faisant 15 cm de haut et appartenant aux espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia* germées depuis quatre semaines, ont été placées dans un substrat de gravier de silice de granulométrie 5-8 mm (masse approximative 1 250 g) avec des contenants de 1l identiques à ceux de la Section 3.3.1. Les plantes ont été arrosées de deux solutions nutritives distinctes contenant différentes concentrations de nutriments. La première solution est celle de Hoagland

(N 210 ppm, K 235 ppm, Ca 200 ppm, P 31 ppm; Annexe A) et les concentrations sont divisées par quatre (Hoagland $\frac{1}{4}$). La deuxième est une solution synthétique représentative des eaux de ruissellement routier (tributaires) du site du lac Saint-Augustin. La solution Hoagland $\frac{1}{4}$ fournit tous les nutriments nécessaires au développement de la plante. C'est une des compositions de solution nutritive la plus utilisée en Amérique du Nord (Parker et Norvell, 1999). Au contraire la solution synthétique de ruissellement routier possède des concentrations proches de celles rencontrées sur le terrain (Tableau III-2). L'avantage des solutions synthétiques est de pouvoir contrôler complètement les concentrations durant l'expérience et notamment les concentrations de sel. Toutes les composantes chimiques connues par les études antérieures sont représentées chimiquement dans cette solution synthétique représentant les eaux de ruissellement routier.

Six plantes, constituant six réplicats, ont été arrosées avec les solutions nutritives auxquelles a été ajouté du NaCl pour atteindre deux concentrations : 0 et 150 mg NaCl/l pour chaque solution. La solution était renouvelée chaque semaine dans les bacs de croissance des plantes pour maintenir les concentrations de nutriments stables et la saturation hydrique du substrat à 30 % (Tableau III-2).

Ces expériences ont été réalisées avec les conditions suivantes : température de 15 °C (nuit)/25 °C (jour), photopériode pendant 9 h de nuit et 15 h de jour, humidité à 65 % et luminosité à 25 200 lx. Elles ont été effectuées dans les serres de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) à Québec.

L'évolution de la taille de chaque plante a été suivie pendant deux mois à chaque semaine. Puis, les plantes ont été récoltées, mesurées (taille de la tige et de la racine), pesées et séchées dans un four à 60 °C pendant 48 h (tige et racine, biomasse fraîche et sèche). L'accumulation de chlorure et de sodium par les plantes dans la partie aérienne a été calculée (méthodes décrites à la Section 3.2.2).

Tableau III-2 : Composition des solutions nutritives.

Composé chimique	Hoagland ¼ (mg/l)	Tributaire (solution synthétique) (mg/l)	Eau de ruissellement routier (Lac Saint-Augustin) (mg/l)
K ⁺	58,7	0,05	N.D.
NO ₃ ⁻	232,5	1,0	0,01 à 2,4
PO ₄ ³⁻	23,7	0,1	0,01 à 0,24
SO ₄ ³⁻	48,1	50,2	24,7 à 76,6
Fe ²⁺	0,5	0,9	0,13 à 2,4
Mn ²⁺	0,4	0,8	0,03 à 0,46
NH ₄ ⁺	0	0,1	0,05 à 0,15
Cl ⁻	0,5	1,0	Jusqu'à 1 060
Na ⁺	0,2	0,4	Jusqu'à 338

3.3.2. Taux de saturation hydrique du substrat

Des plantules en phase végétative de 15 cm de haut de l'espèce *Atriplex patula*, germées depuis quatre semaines, ont été transférées dans des contenants de 1 l identiques à ceux présentés à la Section 3.2.2. Ces derniers contenaient du gravier de silice de granulométrie de 5 à 8 mm (masse approximative 1 250 g par contenant). Les plantes étaient exposées à un taux de saturation (pourcentage d'occupation de la porosité totale par de l'eau, mesuré par le niveau d'eau dans le contenant) de 60 %, puis à trois niveaux de saturation du substrat : saturation à 100 %, à 60 % ou à 30 %, et à deux niveaux de salinité, soit 0 et 1 500 mg NaCl/l pendant deux mois. Ces expériences ont été conduites à deux stades de croissance végétative¹¹, c'est-à-dire 8 et 16 feuilles dans le but de connaître l'influence du stade de développement de la plante sur sa résistance au changement de taux de saturation. Six réplicats (six plantes) ont été réalisés pour chaque condition de croissance. La solution était renouvelée chaque semaine pour maintenir les concentrations de nutriments stable. La solution était versé jusqu'à atteindre le niveau d'eau dans les contenants amenant au taux de saturation désiré. Il convient de noter que le niveau d'eau ne

¹¹ La croissance végétative fait référence à la croissance de la plante avant sa phase de floraison (Karlson et Mendez, 2005).

dépassait pas le niveau du substrat, car les plantes halophytes absorbent les contaminants par ses racines. Le marais serait donc moins efficace si de l'eau se déplaçait rapidement à la surface, sans être traitée.

Cette expérience a été faite dans une serre de l'IRDA, dans des conditions contrôlées de température (15 °C la nuit/25 °C le jour), de photopériode (9 h de nuit et 15 h de jour), d'humidité (65 %) et de luminosité (25 200 lx). La taille et la croissance des plantes ont été mesurées tout au long de l'expérience, c'est-à-dire pendant 1 mois et demi. Une fois les plantes arrivées au terme de leur croissance végétative, soit un mois et demi (tel que présenté dans les résultats de l'expérience présentée à la section 3.2.2), elles ont été récoltées. La fin de la croissance végétative coïncide avec la fin de l'expérience car la biomasse n'augmentant plus les masses accumulées par les plantes atteignent leur maximum. La taille (tige et racine), et les biomasses fraîches et sèches (60 °C pendant 48 h) des tiges et des racines ont été déterminées.

La succulence a été calculée de la façon suivante : Succulence = biomasse fraîche – biomasse sèche.

Les données concernant la croissance de *Typha angustifolia* et de *Salicornia europaea* par rapport au taux de saturation hydrique du substrat ont été trouvées dans la littérature. Ces espèces n'ont donc pas été employées pour cette expérience.

3.3.3. Densité des plantes

Cette expérience visait à étudier l'influence de la densité (une, trois et six plantes par contenant équivalent à 30, 90 et 190 plantes par m²) sur la croissance des plantules d'*Atriplex patula* et de *Typha angustifolia* exposées à deux concentrations de NaCl (0 et 1500 mg/l). Ces concentrations représentent la gamme des concentrations observées dans les eaux de ruissellement routier du bassin versant du lac Saint-Augustin (Galvez et coll., 2006). Des plus les densités représentent l'ensemble des densités présentées dans la revue de littérature.

Des plantules en phase végétative mesurant 15 cm de haut des espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*, germées depuis quatre semaines, ont été transférées dans des contenants identiques à ceux présentés à la Section 3.2.2. Ceux-ci contenaient 1 l de gravier de silice de granulométrie de 5 à 8 mm (masse approximative 1 250 g). Les plantes ont été arrosées d'une solution Hoagland $\frac{1}{2}$. Cette dernière était renouvelée chaque semaine pour maintenir les concentrations de nutriments stables et la saturation hydrique du substrat à 30 %. Six réplicats ont été réalisés pour chaque condition de croissance.

Cette expérience a été conduite dans une serre de l'IRDA, dans des conditions contrôlées de température (15 °C la nuit/25 °C le jour), de photopériode (9 h de nuit et 15 h de jour), d'humidité (65 %) et de luminosité (25 200 lx). À la fin de la période de croissance végétative, un mois et demi, les plantes ont été récoltées et leurs caractéristiques morphologiques ont été évaluées, soit la taille, et la biomasse fraîche et sèche (48 h à 60 °C) des tiges et des racines.

3.3.4. Cinétique d'absorption

Cette expérience a été réalisée dans une serre de l'IRDA dans des conditions contrôlées de température (15 °C la nuit/25 °C le jour), de photopériode (9 h de nuit et 15 h de jour), d'humidité (65 %) et de luminosité (25 200 lx). Des plantules en phase végétative de 15 cm de haut des espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*, germées depuis quatre semaines, ont été transférées dans des contenants (identiques à ceux présentés à la Section 3.2.2) remplis de 1 l de gravier de silice de granulométrie de 5 à 8 mm (masse approximative 1 250 g par contenant). Ces plantes ont par la suite été arrosées chaque semaine à l'aide d'une solution Hoagland $\frac{1}{2}$ pour maintenir les concentrations de nutriments stables et la saturation hydrique du substrat à 30 %. Ceci a duré trois semaines pour un premier lot de 18 plantes et un mois et demi pour un deuxième lot du même nombre de plantes.

Au bout de trois semaines (lot 1) ou d'un mois et demi (lot 2), les plantes ont été arrosées avec la solution nutritive, enrichie par une concentration de 1 500 mg NaCl/l de chlorure de sodium, concentration maximale constatée sur le terrain. À partir de cet

arrosage les plantes ont été récoltées après 0 h, 6 h, 24 h, 3 jours, 5 jours et une semaine d'exposition à la solution pour estimer la cinétique d'absorption. Trois réplicats (trois plantes) ont été récoltés à chaque fois. L'exposition des plantes au sel a atteint une semaine. De plus longues périodes d'exposition auraient été irréalistes au vue des temps de résidences des eaux de ruissellement routier dans un MEC (section 2.1.7) (Kadlec et Wallace, 2009).

Les caractéristiques morphologiques des plantes, en l'occurrence la taille, et la biomasse fraîche et sèche (60°C, 48 h) des tiges et des racines ont été mesurées. Les parties aériennes des plantes ont ensuite été analysées pour déterminer le temps nécessaire pour l'absorption et la séquestration du NaCl dans les tissus des plantes. Tel que décrit à la Section 3.2.2, elles ont été séchées et broyées, puis le chlorure et le sodium ont été extraits des parties aériennes et leurs concentrations déterminées.

Les taux cinétiques de l'absorption ont été déterminés en se servant des modèles cinétiques de pseudo-premier et pseudo-deuxième ordre présenté à la section 2.3.5. Les courbes théoriques se rapprochant le plus des données expérimentales ont été déterminées par itérations successives en utilisant le logiciel Origin 8 décrit à la section 2.3.5.

3.3.5. Statistiques

Les analyses statistiques sur les données recueillies ont été effectuées avec le logiciel SAS 9.1 (SAS Institute Inc., Caroline du Nord, É.-U.). L'analyse statistique a été réalisée à l'aide d'analyses de variance (ANOVA). L'homogénéité de la variance et la normalité des données ont été évaluées. Le test vérifiant le postulat de normalité a été celui de Shapiro-Wilk. Lorsque la normalité n'était pas respectée les données étaient transformées par logarithme, racine carrée et arcsin. Le test postérieur à l'anova était le test de LSD (*least significant difference*) avec un $\alpha = 0,05$. Si les données transformées ne satisfaisaient toujours pas à la normalité un test de Kruskal-Wallis était effectué.

3.4. Protocole expérimental pour les essais-pilotes (Phase III)

Les espèces halophytes absorbent le chlorure et le sodium. Sous certaines conditions, l'absorption peut être maximisée. À la suite des essais réalisés en chambre environnementale et en serre (exposés au chapitre précédent et tel que précisé dans la méthodologie) avec les espèces *Typha angustifolia*, *Salicornia europaea* et *Atriplex patula*, les conditions environnementales optimales pour l'absorption de chlorure et de sodium, et la croissance des plantes ont été déterminées. Cependant, la capacité d'absorption des espèces a été déterminée à des concentrations stables, dans de petites enceintes d'essais. Les concentrations des éléments nutritifs disponibles ainsi que les concentrations de NaCl en contact avec le système racinaire des plantes étaient fixes, et l'eau ne subissait pas d'écoulement car le système était en régime stationnaire. Le substrat n'apportait pas d'interaction chimique de par sa nature siliceuse. En conséquence, la décision de réaliser des essais-pilotes de MECA en serre a été prise.

Les MEC sont des milieux complexes dans lesquels de nombreuses interactions ont lieu entre le substrat, l'eau et les plantes. Les composantes chimiques et biologiques sont à prendre en compte pour évaluer les capacités d'enlèvement du chlorure et du sodium dans les MEC par les espèces sélectionnées. Il est donc nécessaire d'estimer les capacités d'absorption des différentes espèces dans des conditions plus proches de celles du milieu. Dans cet objectif, des essais-pilotes en serre nous ont permis d'étudier l'absorption dans des conditions plus réalistes par rapport au milieu et aux conditions de croissance des plantes et aux interactions ayant lieu entre les plantes, le substrat et l'effluent. Les résultats obtenus avec ces essais-pilotes permettront de connaître de manière plus approfondie le fonctionnement du MECA et d'émettre des recommandations quant à la conception *in situ*.

3.4.1. Eaux à traiter

L'affluent (l'eau entrant dans les pilotes) était composé d'eaux de ruissellement routier prélevées dans les fossés de la sortie 300 de l'autoroute 40. Le point de collecte était

situé à la sortie de cette autoroute, dans un fossé communiquant directement avec celui de l'autoroute (Figure III-2). L'eau était récoltée à l'aide de seaux de 0,018 m³ en polyéthylène. Les collectes d'eau de ruissellement se faisaient toutes les deux semaines entre les mois de mai et d'août. Un peu plus de 1 000 litres d'eau étaient recueillis à chaque fois.



Figure III-2 : Site d'échantillonnage de l'eau de ruissellement (tirée de Google Earth).

Arrivée dans les serres, l'eau était conservée dans des réservoirs de 0,189 m³ en polyéthylène haute densité (PEHD) à la température des serres, à l'abri de la lumière pour éviter la multiplication des algues. Les unités-pilotes étaient alimentées par ces réservoirs au moyen d'une pompe péristaltique.

3.4.2. Unités-pilotes

Les unités-pilotes ont été réalisées dans des bacs en PEHD contenant le substrat et les plantes. Ces bacs étaient de forme rectangulaire et d'une capacité de 0,077 m³ (56 cm×46 cm×30 cm). À l'intérieur, le substrat était constitué (Figure III-3) de trois matériaux disposés en couches :

(1) le matériau permettant une homogénéisation du flux d'eau de l'affluent du MECA est composé d'une couche verticale de 6 cm de gravier de granulométrie de 1,27 cm. Ce matériau est disposé dans les parties du bac correspondant à l'arrivée et à la sortie de l'eau;

(2) le matériau facilitant l'enracinement des plantes est une couche de 20 cm d'un gravier de granulométrie de 0,635 cm et est déposé dans le fond de la partie centrale;

(3) le matériau apportant les nutriments est une couche de 6 cm composée d'un mélange en volume de 50 % de gravier à granulométrie de 0,635 cm et de 50 % d'un compost de crevettes non compacté (voir section 4.2.1). Il est disposé dans la partie supérieure de la partie centrale du bac. Le compost de tourbe et de crevettes Fafard® (azote/phosphore/potassium = 15/10/10 mg/g; 0,41 g/cm³ et 412 mg/g de matière organique) composé de fumier composté, de tourbe, de sphaigne et de farine de crevettes.

Le gravier de granulométrie de 0,635 cm présentait une porosité de 47 % et une densité de 2,56 g/cm³, tandis que le gravier de granulométrie de 1,27 cm avait une porosité de 48 % et une densité de 2,68 g/cm³.

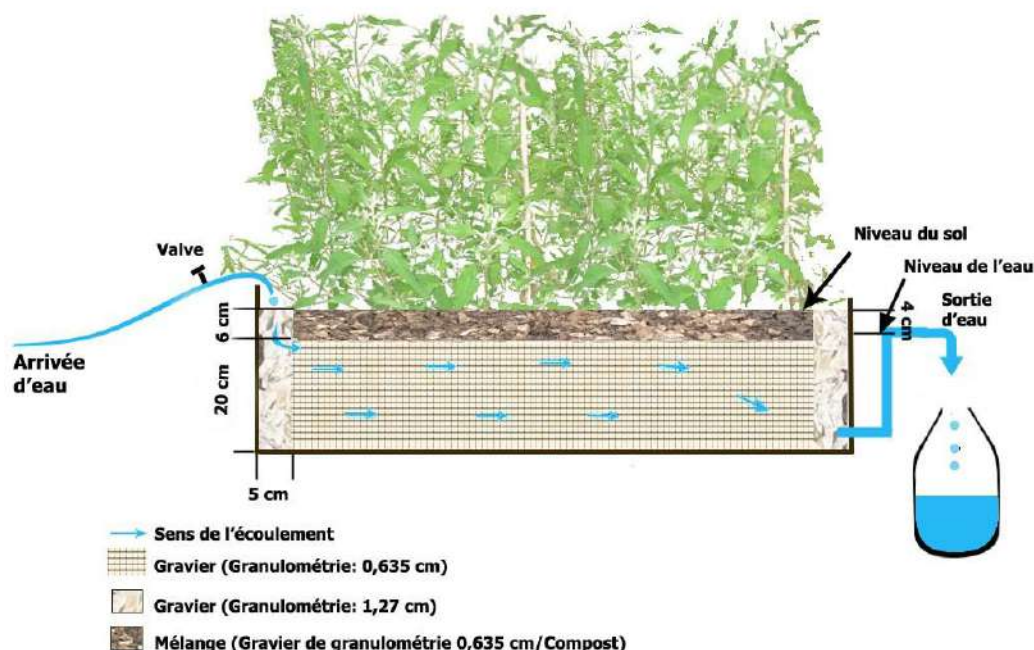


Figure III-3 : Schéma du bac d'essai.

Les fournisseurs des différents matériaux et matériels nécessaires au montage des essais-pilotes sont spécifiés dans l'Annexe B.

3.4.2.1. Conditions expérimentales

Les plantes des trois espèces sélectionnées, soit *Typha angustifolia*, *Atriplex patula* et *Salicornia europaea*, ont été implantées dans les unités-pilotes en monoculture. Des témoins sans plante ont également été mis en place. Quatre réplicats de chaque type de plantation (*Typha angustifolia*, *Atriplex patula*, *Salicornia europaea* et sans plante) ont été réalisés. Au total, 16 unités-pilotes étaient donc disposées dans la serre de l'IRDA (Figure III-4).

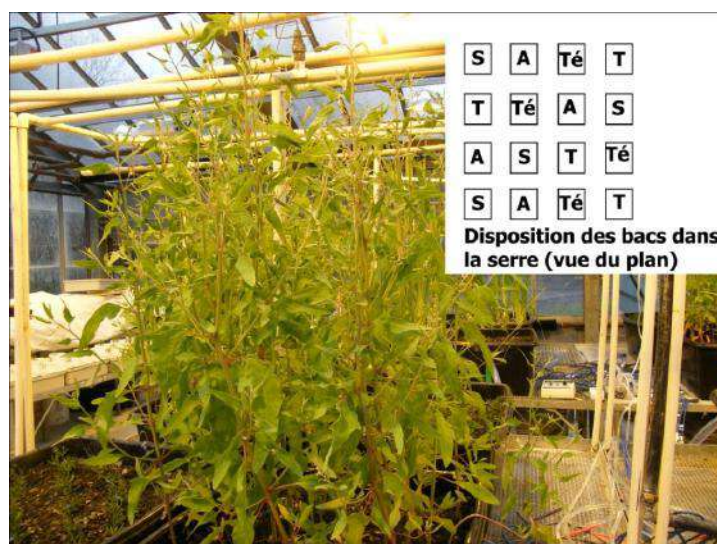


Figure III-4 : Photo de la serre et des unités-pilotes (S : *Salicornia europaea*, T : *Typha angustifolia*, Té : témoin, A : *Atriplex patula*).

Les conditions environnementales étaient les suivantes : une photopériode 15 h/9 h (jour/nuit), une température de 25 °C/15 °C (jour/nuit) et une luminosité minimale de 25 200 lx générée par des lampes en cas de journées peu ensoleillées. Ces conditions climatiques correspondent à celles du Québec entre les mois de mai et d'août (Environnement Canada).

L'expérience a été conduite en deux parties, nommées « partie 1 » et « partie 2 ». La première s'est déroulée durant les mois d'avril et de mai 2009, et la deuxième durant les mois de juillet et d'août la même année. Les deux parties ont été réalisées avec les mêmes bacs contenant le même substrat, mais de nouvelles plantes ont été ajoutées lors de la deuxième partie afin d'observer l'évolution du substrat sur deux saisons de croissance. La partie 1, représente la saison 1 (1^{re} année), et la partie 2, la même saison l'année suivante (2^e année). L'expérience a été effectuée sur deux saisons seulement, car cela était suffisant pour que l'on puisse observer et quantifier les procédés d'accumulation du chlorure et du sodium par le substrat et sa saturation.

À la fin de la partie 1, les plantes ont été récoltées. Le substrat a été vidé de son contenu en eau et du maximum de racines pouvant être enlevé sans perturber le substrat. Puis, la partie 2 a commencé en installant de nouvelles plantes avec les mêmes espèces dans les mêmes bacs et dans le substrat de l'expérience 1 (Figure III-5). Les mesures effectuées et le dispositif expérimental pour les deux parties de l'expérience sont identiques.

Durant la partie 1, les eaux de ruissellement routier échantillonnées ne subissaient pas de prétraitement, ce qui a engendré un problème de variation des concentrations de sodium et de chlorure, et de la conductivité électrique des eaux entrant dans les unités-pilotes (Tableau III-3). Au cours de la deuxième partie, la conductivité électrique des eaux de ruissellement était systématiquement ramenée à 3200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ par l'ajout d'une solution de 40 g/l de sel de déglacage fournie par le Ministère des Transports du Québec (MTQ). Les caractéristiques de l'affluent sont présentées ci-dessous (Tableau III-3).

Tableau III-3 : Moyennes des caractéristiques de l’affluent lors de l’expérience.

Caractéristique de l’affluent	Partie 1	Partie 2
pH	8,1 ± 0,18	8,2 ± 0,11
Conductivité électrique (µS/cm)	2 369 ± 1 147	3 207 ± 129
Concentration de sodium (mg/l)	460,7 ± 157	664,7 ± 25
Concentration de chlorure (mg/l)	505 ± 100	1 048 ± 71

Les eaux de ruissellement routier contenaient des MES. Pour limiter leur présence dans l’affluent des pilotes et limiter ainsi le colmatage du substrat et des tuyaux d’alimentation, l’eau était entreposée dans les réservoirs. Ce stockage permettait la sédimentation des MES et a permis de simuler la présence d’un bassin de sédimentation. Seul le chlorure et le sodium ont été analysés dans les eaux de ruissellement. L’eau était ensuite employée pour l’approvisionnement des essais-pilotes. Les réservoirs, au nombre de huit, étaient divisés en deux groupes de quatre. Un groupe fournissait l’approvisionnement pour une semaine et l’autre groupe, pour la deuxième semaine. Chaque réservoir servait à alimenter un réplicat de chaque type de plantation (*Typha angustifolia*, *Atriplex patula* et *Salicornia europaea* ou sans plante). Pendant la partie 1, les eaux de ruissellement ont été introduites directement dans les unités-pilotes. Cependant, des variations brusques de salinité (± 31 % pour les concentrations de sodium et ± 20 % pour les concentrations de chlorure) ont été constatées d’une récolte d’eau de ruissellement à l’autre, ce qui nous a amené, durant la partie 2, à ajouter du chlorure de sodium (NaCl) à cette eau pour atteindre une conductivité électrique stable aux alentours de 3 200 µS/cm. Cette conductivité permettait d’avoir un meilleur suivi des variations de conductivité électrique et de concentrations entre l’affluent et les effluents (considérés ici comme les eaux sortant des pilotes) des pilotes sans subir la contrainte des variations de la qualité des eaux entre les échantillonnages d’eaux de ruissellement routier.

Le débit initial permettait un temps de séjour théorique de l’eau dans les essais-pilotes de sept jours, comme il avait été déterminé par les expériences préalables (Section

3.3.4). La pompe ajoutait 0,004 m³ d'eau de ruissellement par jour (4 028 ml/j). Le niveau de l'eau dans le bac restait aux alentours de 4 cm en dessous de la surface du substrat. Le réglage et la vérification des débits pour l'alimentation des essais-pilotes se faisaient deux fois par semaine. Durant les essais-pilotes de la partie 1, l'alimentation des unités a été réalisée manuellement et au moyen d'une pompe lors de la partie 2.

3.4.2.2. Germination des plantes

Les graines des trois espèces sélectionnées (*Atriplex patula*, *Salicornia europaea*, *Typha angustifolia*) ont été placées dans des boîtes de Pétri de 47 mm, sur un papier-filtre humidifié par de l'eau distillée, dans les chambres environnementales (BDR16, Conviron, Manitoba, Canada). Les graines ont subi une période de dormance de 21 jours dans l'obscurité, à 5 °C, pour augmenter leur taux de germination. Elles ont par la suite été placées dans des conditions de températures optimales pour leur germination, c'est-à-dire 5 °C/25 °C (nuit/jour). La photopériode était de 12 h de nuit et 12 h de jour.

Les graines ont ensuite été transplantées dans des contenants de 4 cm de diamètre sur 6 cm de hauteur remplis d'un substrat de silice (granulométrie : 0,21 mm) et placées dans les serres de l'IRDA avec une photopériode 9 h/15 h (nuit/jour), une température de 15 °C /25 °C (nuit/jour) et une luminosité minimum de 25 200 lx. Au terme d'un mois de croissance (au début de la phase de croissance végétative), les plantes étaient introduites dans les unités-pilotes à des densités de 60 plantes par m² pour *Typha angustifolia* et de 90 plantes par m² pour les autres espèces.

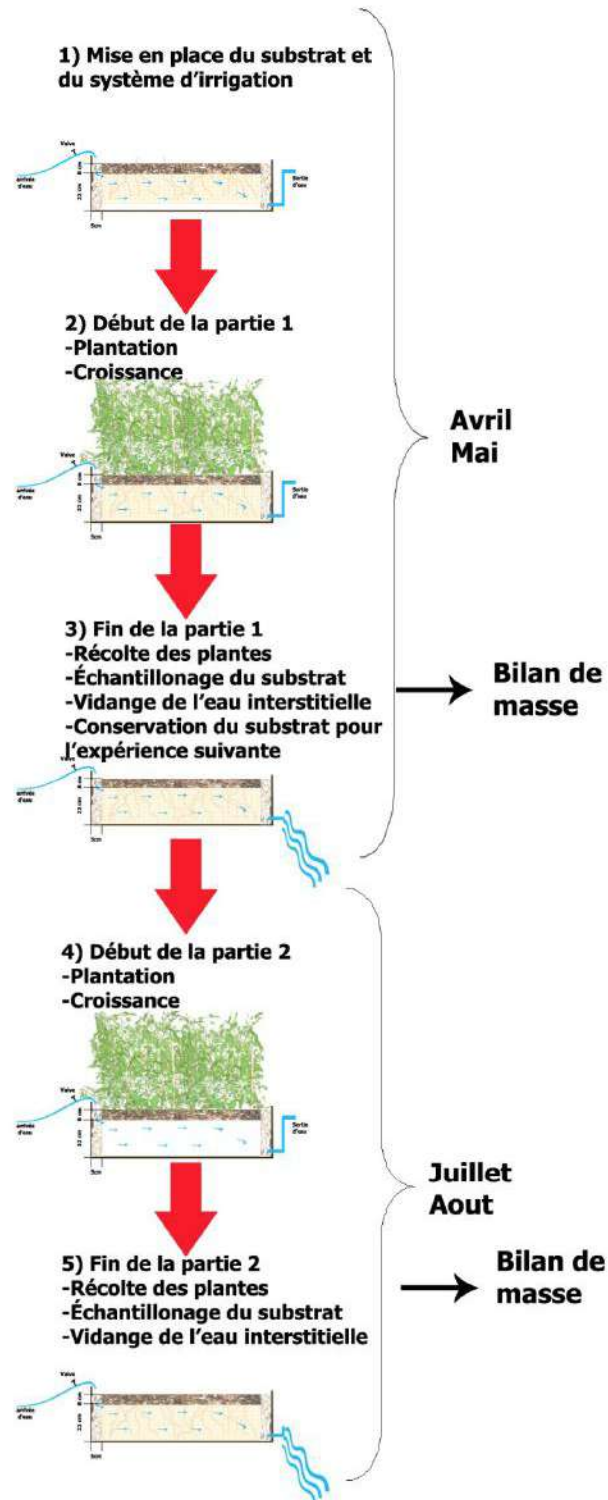


Figure III-5 : Déroulement de l'expérience.

3.4.3. Suivi des essais-pilotes en serre

3.4.3.1. Mesures effectuées durant l'expérience

Le volume des effluents des unités-pilotes a été mesuré deux fois par semaine pour connaître le volume d'effluent et calculer le débit journalier. L'eau était récoltée dans des bidons en polycarbonate de 0,019 m³ positionnés à la sortie des unités-pilotes.

La conductivité électrique et le pH de l'eau de l'affluent et de l'effluent de chaque essai-pilote ont été évalués deux fois par semaine à l'aide d'un appareil de terrain (HACH, modèle HQ40d multi, Colorado, É.-U.), calibré à chaque usage. La précision de ce dernier était de $\pm 0,5$ % pour la conductivité électrique et de $\pm 0,002$ unité pour le pH.

L'échantillonnage de l'affluent et de l'effluent de chaque essai-pilote était effectué une fois par semaine afin de mesurer les concentrations en chlorure et en sodium. Les échantillons étaient prélevés pendant que l'effluent s'écoulait par la sortie d'eau de l'essai-pilote. L'échantillon de l'effluent était collecté, puis filtré à l'aide de porte-filtres Millipore Swinnex de 25 mm de diamètre et de filtres de 0,45 μ m de cellulose (Millipore HAWP02500). Le filtrat était conservé dans des tubes coniques en propylène de marque BD (Becton, Dickinson and Company) de 50 ml, à 4 °C, dans l'obscurité. Les échantillons destinés à l'analyse du sodium étaient acidifiés avec de l'acide nitrique concentré à un pH inférieur à 2,0.

Les analyses de chlorure ont été faites à l'aide d'une sonde Orion Chloride Model 96-17B et de l'appareil Orion Model EA 940 Specific ion meter. Les sondes à ions spécifiques fonctionnent grâce à une membrane permettant le seul passage de l'ion mesuré. La différence de potentiel entre l'intérieur et l'extérieur de la sonde est proportionnelle à l'activité de l'ion. La mesure nécessite donc deux sondes : l'une dite « de référence » mesurant le potentiel dans la solution, et l'autre qui correspond à la sonde spécifique de l'ion mesuré. Cette mesure consiste à mettre en contact les deux sondes avec le liquide,

dont les concentrations de Cl^- sont mesurées, et à évaluer la différence de potentiel électrique (mV) (Orion research incorporated, 1999). Les données sont reportées sur une courbe de calibration. La méthode a donné des résultats avec un seuil de détection de $2 \text{ mgCl}^-/\text{l}$.

L'analyse du sodium a été effectuée par spectrophotométrie d'émission atomique (Varian AA240FS Fast Sequential, Ontario, Canada). Le principe d'analyse fonctionne sur l'excitation des atomes en leur fournissant une énergie thermique. Les concentrations d'atomes dans leur état fondamental sont proportionnelles à celles des atomes excités par la loi de Maxwell-Boltzman. Les atomes excités reviennent à cet état par différents niveaux énergétiques en émettant de la lumière qui est mesurée et liée aux concentrations dans le liquide évaluées par la loi de Maxwell-Boltzman (Welz et coll., 1999). Les concentrations de sodium ont été mesurées en émission avec une flamme mélangée d'acétylène (2 l/min) et d'air (14 l/min), à une longueur d'onde de 589 nm et avec une fente de $0,5 \text{ nm}$. La mesure était la moyenne de quatre réplicats pris sur une durée de cinq secondes. La méthode donne un seuil de détection de $4 \text{ mg Na}^+/\text{l}$.

Enfin, la taille de six plantes par bac ont été mesurées sans être coupées, et ce, une fois par semaine pour connaître l'évolution de la croissance (taille de la partie aérienne des plantes). Elles étaient choisies de manière aléatoire.

3.4.3.2. Mesures effectuées à la fin de chaque partie

À la fin de chaque partie, les plantes ont été récoltées et séchées pendant 48 h , à 60°C , puis broyées. Le broyage a été fait au moyen d'un broyeur à couteau (GM 300, Retsch, Allemagne). Pour l'extraction du chlorure et du sodium, un demi-gramme de plantes séchées et broyées a été mélangé avec 35 ml d'eau déionisée dans un tube Falcon[®] en propylène à fond conique, et le tout a été porté à 100°C pendant deux heures dans un bain-marie thermostaté (méthode adaptée de (Khan et coll., 2001). L'extrait a ensuite été filtré (934-AH filtres Whatmann en microfibre de verre de $1,5 \mu\text{m}$) et le filtrat a été conservé dans des tubes coniques en propylène de marque BD de 50 ml , à 4°C , sans lumière. Les

concentrations de chlorure et de sodium ont été analysées selon les protocoles décrits précédemment.

Les échantillons de substrat sont également analysés pour le sodium et le chlorure solubles et échangeables. Les modalités d'extraction des chlorures solubles dans le substrat sont détaillées dans l'ouvrage de Pansu (2006). Dans un Erlenmeyer de 100 ml, 25 ml d'une solution d'acétate d'ammonium à 77,08 g/l est mise en contact avec 10 g de substrat tamisé à 2 mm, ce qui correspond à la partie du substrat la plus susceptible de retenir le sodium et le chlorure selon les justifications présentées ci-dessous. Le tout est laissé reposer toute la nuit. Le lendemain, le tout est filtré à l'aide d'un filtre Whatman n°2 de pore 8 μ m. Le volume de filtrat est complété avec de l'eau déionisée jusqu'à 100 ml. Il est par la suite analysé selon les mêmes techniques que celles présentées ci-dessus pour le chlorure et le sodium.

La rétention du sodium comme dans le cas du chlorure peut avoir lieu au moyen de trois processus : l'adsorption, le dépôt par évaporation et l'intégration dans la matière organique. Ces processus ont lieu en surface et dans le substrat organique composé de compost. Pour cela, seul le substrat de granulométrie inférieure à 2 mm a subi une analyse de chlorure et de sodium.

Les raisons suivantes nous ont encouragés dans ce choix :

1. Vengosh (2007) précise que le dépôt de sel par évaporation a lieu en surface, et non en profondeur où se trouve la calcite. Il se produit par évaporation de l'eau remontant à la surface par capillarité.
2. La taille des particules est l'un des facteurs influençant l'adsorption (Ruthven, 2001). Le compost a des tailles de particules bien inférieures à celles de la calcite. De plus, nos expériences montrent que la calcite adsorbe une masse négligeable à non détectable de chlorure ou de sodium (Section 4.5.7)

3. La masse des cations adsorbés dépend de la composition du sol (Levy et Shainberg, 2005). L'adsorption par la calcite est faible et l'adsorption par la matière organique est forte. Dans les sols contenant une grande proportion de calcium, le sodium se fixe sur les acides humiques (Bolan et coll., 2005). Le sodium et le calcium sont des concurrents pour les sites d'adsorption dans le sol à un point tel que le calcium est utilisé pour améliorer la salinité des sols salinisés agricoles (Qadir et coll., 1996) en desorbant le sodium.

4. Le Cl est considéré comme étant une substance inerte chimiquement et hydrologiquement (Chen et coll., 2002; Oberg et Sanden, 2005). Cependant, des études ont montré que la dégradation de la matière organique engendre la formation de chlorure liée aux structures organiques par des structures aromatiques et aliphatiques (Oberg et Sanden, 2005). Des concentrations allant de 0,15 à 3 mg Cl org/g C org ont été mesurées (Hjelm et coll., 1996; Oberg et Sanden, 2005). En outre, le chlorure peut être adsorbé par le sol, mais avant tout par la fraction organique (Vengosh, 2007).

Tableau III-4 : Résumé des mesures effectuées.

Paramètres mesurés	Nombre de mesures par semaine pour l'effluent	Mesures des plantes (partie aérienne) à la fin de chaque partie
Conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2	
pH	2	
Volume d'effluent (ml)	2	
Concentration de Cl^- (mg/l)	1	*
Concentration de Na^+ (mg/l)	1	*
Taille (cm)		*
Poids (g)		*

3.4.4. Description des résultats

Les débits massiques (D_m) du chlorure et du sodium dans l'affluent et les effluents ont été calculés en multipliant les concentrations (C , mg/l) par le débit (Q , ml/j), et en divisant le tout par 10^6 pour obtenir le débit massique en g/j.

$$D_m = Q \cdot C \text{ (III-3)}$$

Avec les unités présentées ci-dessous, l'équation est transformée comme suit :

$$\frac{g}{j} = \frac{mg}{l} * \frac{ml}{j} * \frac{1}{10^6} \text{ (III-4)}$$

Le calcul de l'évapotranspiration a été effectué en évaluant la différence entre le flux de l'affluent Q_i (ml/j) et le flux de l'effluent Q_o (ml/j) une fois le système en marche et en tenant compte de la variation du volume d'eau dans les plantes et dans les bacs. L'équation présentée par Kadlec et Wallace (2009) et modifiée a servi à effectuer ce calcul :

$$\frac{dV}{dt} = Q_i + Q_c + Q_{sm} + (P/1000 \cdot A) - (ET/1000 \cdot A) - Q_o - Q_b - Q_{gw} \text{ (III-5)}$$

où A : Aire du MEC (m^2);

ET : Évapotranspiration (mm/j);

P : Précipitation (mm/j);

Q_b : Perte par les berges du MEC (m^3/j);

Q_c : Débit provenant du ruissellement du bassin versant du MEC (m^3/j);

Q_{gw} : Débit des infiltrations par de l'eau souterraine (m^3/j);

Q_i : Débit d'affluent (m^3/j);

Q_o : Débit de l'effluent (m^3/j);

et Q_{sm} : Débit provenant de la fonte des glaces (m^3/j).

Étant donné le faible intervalle de temps entre deux mesures, c'est à dire deux ou trois jours, on peut faire l'hypothèse que la variation du volume d'eau contenu dans les bacs et dans les plantes est nulle entre deux mesures. De plus, le débit provenant du ruissellement du bassin versant du MEC (Q_c), la perte par les berges du MEC (Q_b), le débit des infiltrations par de l'eau souterraine (Q_{gw}), le débit provenant de la fonte des glaces (Q_{sm}) et les précipitations (P) dans les bacs des unités-pilotes sont nuls ici, puisque les

essais ont été réalisés en laboratoire. L'équation se simplifie de la manière présentée par Pedescoll (2013) ou Chazarenc et coll. (2010) suivante :

$$ET/1000 \cdot A = Q_{\text{evap}} = Q_i - Q_o \quad (\text{III-6})$$

L'évapotranspiration est ramenée à la surface (A) (m²) du bac des essais-pilotes par :

$$ET = \frac{Q_{\text{evap}}}{A} \times 1000 \quad (\text{III-7})$$

Cependant, en ce qui concerne le calcul de l'évapotranspiration sur l'ensemble de l'expérience le volume d'eau interstitielle et la succulence à été prise en compte et a été calculé avec l'équation suivante :

$$\frac{ET}{1000} \cdot A = \frac{V_{\text{evap}}}{t_2 - t_1} = \frac{V_i - V_o - V_{\text{eau interstitielle}} - V_{\text{succ}}}{t_2 - t_1} \quad (\text{III-8})$$

où $t_2 - t_1$ est le temps entre le début et la fin de l'expérience :

V_i : Volume de l'affluent (m³);

V_o : Volume de l'effluent (m³);

$V_{\text{eau interstitielle}}$: Volume de l'eau interstitielle (m³);

V_{succ} : Volume de la succulence (m³);

Le taux d'enlèvement (%) de masse pour le chlorure et le sodium a été calculé avec l'équation ci-dessous, issue de Gottschal et coll. (2007) :

$$\text{Efficacité (\%)} = \frac{[(C_i \cdot Q_i) - (C_o \cdot Q_o)]}{(C_i \cdot Q_i)} \cdot 100 \quad (\text{III-9})$$

où C_i : moyenne de la concentration de l'affluent (mg/l);

Q_i : débit moyen de l'affluent (l/j);

C_o : concentration moyenne de l'effluent (mg/l);

et Q_o : débit moyen de l'effluent (l/j).

La répartition des masses de sodium et de chlorure entre le substrat, les plantes et l'effluent est calculée en ramenant les différentes masses à un pourcentage. Par exemple, pour les plantes, on fera le calcul suivant :

$$\left(\frac{M_p}{M_a} \right) \cdot 100 = \% \text{ de la masse retenue par les plantes} \quad (\text{III-10})$$

où M_p : masse dans les plantes (g);

et M_a : masse dans l'affluent (g).

3.4.5. Statistiques

Les statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SAS 9.0 (2002, SAS Institute Inc., NC, É.-U.). Les données ont été comparées grâce à des analyses de variance (ANOVA). L'homogénéité de la variance et la normalité des données a été évaluées. La normalité des données a été testée grâce au test de Shapiro-Wilk. Ce test détermine la probabilité qu'un échantillon soit issu d'une population ayant une distribution normale. Si les données n'étaient pas normales, elles étaient transformées par une racine carrée ou par une transformation au carré des données. Les mesures des paramètres étant répétées, les mesures n'étaient pas indépendantes. Les analyses faites par ANOVA ont donc pris en compte l'effet de mesures répétées pour les concentrations, le pH, la conductivité, et les débits de l'affluent et des effluents.

Le test de post-hoc (post-expérience et analyse de variance), en cas d'ANOVA significatives, était le test de Bonferroni avec un $\alpha = 0,05$.

Une analyse de covariance de Pearson a été effectué pour déterminer la relation entre l'évapotranspiration la biomasse et les concentrations de sodium et de chlorure retenu dans le substrat.

3.5. Protocole expérimental pour les essais d'adsorption du phosphore par la calcite (Phase IV)

La calcite a la capacité d'adsorber le phosphore. Son utilisation dans un lit filtrant a été proposée pour traiter les apports de contaminants provenant des eaux de ruissellement routier telle que décrite dans la revue de littérature, en particulier le phosphore. Le lit filtrant devrait être installé en série avec le MECA, et celui-ci devrait en éliminer une partie de l'effluent. Cependant, nous évaluerons la capacité de la calcite à traiter le phosphore au niveau des concentrations évaluées dans les eaux de ruissellement dans le cas où le choix sur le terrain sera de mettre le lit filtrant en premier dans la série de traitements ou seul.

La calcite est une matière à usage multiple. Elle peut être employée comme substrat du MEC. En effet, elle a constitué la majorité du substrat dans les essais-pilotes de MECA décrits dans le chapitre précédent. Les résultats, présentés ici, peuvent donc également être appliqués au substrat des essais-pilotes de MECA.

L'étude de l'adsorption du phosphore par la calcite est divisée en deux étapes : 1) les essais d'adsorption du P par la calcite en batch dans des béchers; 2) les essais d'adsorption du P par la calcite en continu grâce à des colonnes. La première étape permet de déterminer les facteurs (les concentrations initiales de phosphore, le pH, le temps de contact (étude de la cinétique), la température et les concentrations des métaux (Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) faisant varier l'adsorption), tandis que la deuxième simule l'adsorption dans un lit filtrant. L'expérience d'adsorption en colonnes permettait essentiellement de déterminer le temps de percée.

3.5.1. Les caractéristiques de la calcite

Cette section présente les caractéristiques de la calcite utilisée dans cette étude, telles que connues avant le début de ce travail de thèse.

La roche calcaire provient de la carrière Union Ltée, située dans la ville de Québec. Elle est constituée principalement de calcite. Cependant, la présence de quartz a également été décelée dans la roche grâce à une analyse diffractométrique aux rayons X (Figure III-6).

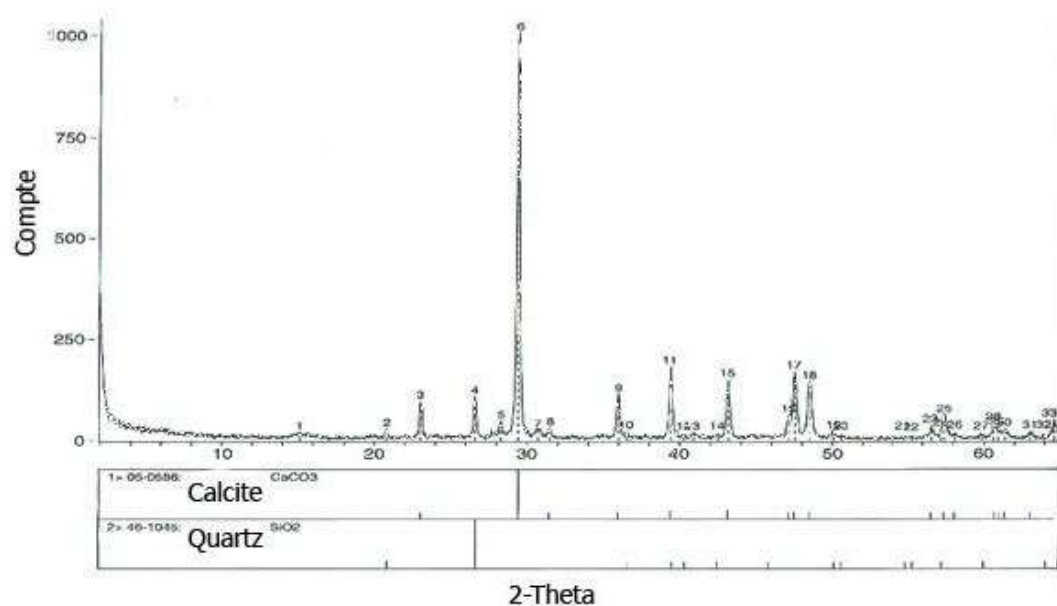


Figure III-6 : Analyse diffractométrique aux rayons X de la calcite (Dominguez, 2005).

Dominguez (2005) a également détecté des traces de métaux et de phosphore après l'analyse de la roche calcaire (Tableau III-5). Dans ces travaux, Dominguez (2005) a procédé à l'analyse du phosphore de la façon suivante : le phosphore a été extrait par la méthode de phosphore extractible au bicarbonate de sodium. Le principe de cette méthode est d'extraire le phosphore du sol avec 0,5 M de NaHCO_3 , à un pH constant de 8,5 (Dane et Topp, 1982). Différents lavages à l'aide d'acide chlorhydrique 0,1 M mise en présence de la roche calcaire et agité durant 24 h n'ont pas induit de relargage de métaux (Cd, Cu, Pb, Zn).

Les métaux adsorbés sur la calcite sont en effet peu solubles dans les conditions acides de l'essai effectué (pH : 8,5). La calcite a par contre des concentrations de métaux, mais ces dernières sont extractibles dans des conditions très agressives (broyage et digestion selon la méthode développée par le Centre Saint-Laurent d'Environnement

Canada (1993). En conséquence, la calcite peut être employée comme barrière de rétention du phosphore sans apporter de contamination.

Tableau III-5 : Analyse chimique de la roche calcaire.

Matériau	Concentration mg/kg				
	Cd	Cu	Pb	Zn	P _(extractible au NaHCO₃)
Roche calcaire	2,0	0,5	0,5	1,5	6,1

Les graviers de calcite étudiés dans cette partie de la thèse sont issus de la roche calcaire présentée ci-dessus. Il s'agit de la même roche mais avec deux granulométries différentes (0,317 et 0,635 cm). Leurs caractéristiques sont présentées, ci-dessous, dans le Tableau III-6.

Tableau III-6 : Masse volumique apparente et perméabilité de la calcite.

Granulométrie (cm)	Masse volumique apparente (g/cm ³)	Perméabilité (x10 ⁻⁴ m/s)
0,317	1,41±0,06	1,5
0,635	1,36±0,02	1,5

Le volume des vides, la masse volumique apparente et la perméabilité de la calcite ont été obtenus grâce aux équations présentées ci-dessous.

Le volume des vides de la calcite (Daviau, 2008) se calcule comme ceci :

$$M_{\text{calcite}} = M_{\text{colonne+calcite}} - M_{\text{colonne}} \quad (\text{III-11})$$

$$V_{\text{calcite}} = V_{\text{colonne}} - V_{\text{eau dans la porosité}} = (\pi * r^2 * h) - M_{\text{eau}} * \rho_{\text{eau}} \quad (\text{III-12})$$

où M_{calcite} : masse de la calcite (g);

$M_{\text{colonne+calcite}}$: masse de la colonne plus celle de la calcite (g);

M_{colonne} : masse de la colonne (g);

h : hauteur de calcite dans la colonne (cm);

r : rayon de la colonne (cm);

V_{calcite} : volume de la calcite (cm³);

V_{colonne} : volume de la colonne (cm³);

La masse volumique de la calcite est déterminée à l'aide de la formule ci-dessous :

$$\rho_{\text{calcite}} = \frac{M_{\text{calcite}}}{V_{\text{calcite}}} \quad (\text{III-13})$$

où ρ_{calcite} : masse volumique de la calcite (g/cm³);

M_{calcite} : masse de la calcite (g);

et V_{calcite} : volume de la calcite (cm³).

La perméabilité de la calcite est évaluée comme suit :

$$q = B \cdot A \cdot \frac{\Delta h}{h} \quad (\text{III-14})$$

$$\text{d'où } B = \frac{q \cdot h}{A \cdot \Delta h} \quad (\text{III-15})$$

où q : débit volumique (m³/s);

B : conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité du milieu poreux (m/s);

A : surface de la section étudiée (m²);

et $\Delta h/h$: gradient hydraulique où Δh est la différence des hauteurs piézométriques en amont et en aval de l'échantillon et h est la longueur de l'échantillon.

3.5.2. Étude de l'adsorption en batch de l'adsorption du P par la calcite

Les essais réalisés ont consisté à mélanger de l'adsorbant et de l'adsorbat dans un ensemble de béchers. Différents essais ont eu lieu au niveau de l'adsorption, chacune permettant d'étudier une variable différente à la fois (temps, température, concentration de métaux).

3.5.2.1. Détermination des isothermes d'adsorption du P

3.5.2.1.1. *Essais d'adsorption en batch*

L'adsorption en batch consiste à mettre en présence une masse d'adsorbat avec une concentration d'adsorbants fixes et d'étudier l'évolution de l'adsorption jusqu'à équilibre dans un volume fixe, tel qu'il est illustré à la Figure III-7. L'adsorption en batch par *jar test* recrée les conditions d'un réacteur en batch dans lequel aucun flux de la solution à travers l'adsorbant n'est présent, mais auquel est appliqué un simple mélange de la solution (Hendricks, 2005). Elle permet d'arriver à un équilibre entre les concentrations adsorbées et celles restées dans la solution, et de déterminer ainsi le comportement de la réaction d'adsorption sous différentes conditions chimiques et physiques. Après l'équilibre atteint, la solution est prélevée et filtrée grâce à des filtres 0,45 μm fixé sur des portes filtre en silicone et polypropylène, et sa concentration en adsorbat est mesurée. Des méthodes de référence existent, notamment ASTM D3860 – 98, ASTM D 5919-96 (ASTM International, 2001; ASTM International, 2008), et portent sur l'adsorption du charbon actif.

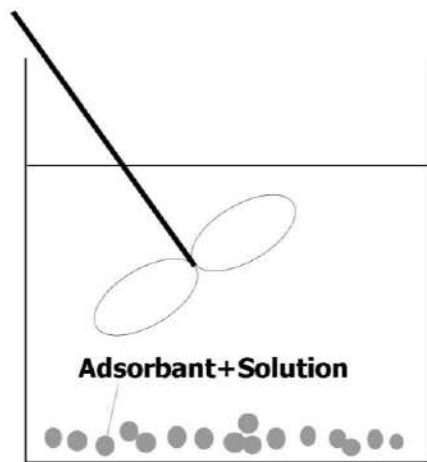


Figure III-7 : Expérience d'adsorption en batch par *jar test*.

Le *jar test* (Figure III-8) sert à l'étude de l'adsorption en batch. Il permet de contrôler six contenants de manière simultanée. En fait, il contrôle la vitesse de rotation de pales

permettant d'homogénéiser la solution présente dans les contenants. Il est utilisé pour de nombreux tests, dont ceux de coagulation ou d'adsorption (Hendricks, 2005).



Figure III-8 : Photographie de l'appareil de *jar test*.

Avant la réalisation des essais, la calcite était lavée avec de l'eau distillée sur un tamis de 1 mm pour éliminer les impuretés et les poussières qui auraient pu être variables d'un échantillon à l'autre, donc faire varier l'adsorption. Une fois séché pendant 24 h dans un four à 110 °C, 100 g de calcite étaient disposés dans un bécher de 1 l contenant 500 ml de solution de phosphore préparée à partir de KH_2PO_4 . Les solutions de phosphore contenaient des concentrations de 1 mg P/l, de 0,25 mg P/l, de 0,1 mg P/l, de 0,05 mg P/l et de 0,025 mg P/l. De plus, les pH étaient fixés à 7,5. Les quatre dernières concentrations évaluées sont observées sur le site de l'étude. Les essais en batch étaient conduits dans des béchers disposés dans un système de *jar test* permettant de mélanger la solution avec une vitesse de mélange de 50 tours par minute (Figure III-8) pendant 2 h à la température de la pièce (25 °C).

Une fois l'expérience terminée, des échantillons d'eau ont été prélevés dans les béchers et filtrés grâce à des filtres Millipore Swinnex® ($\varnothing$: 25 mm; pores : 0,45 μm), fixés sur des supports à filtre Swinnex® en polypropylène de même diamètre. Ces échantillons étaient ensuite analysés pour la concentration en P dissous. Les résultats obtenus permettaient de déterminer les isothermes d'adsorption selon les modèles de Freundlich et de Langmuir.

Les résultats d'une expérience préliminaire obtenue dans les mêmes conditions mais avec une calcite de granulométrie 0,317 cm et des masses allant de 2 à 75 g de calcite sont également présentées.

3.5.2.1.2. *Analyse du phosphore dans l'eau*

Toutes les analyses de phosphore en solution ont été réalisées par la méthode colorimétrique par acide ascorbique (APHA et coll., 1989). Le filtrat obtenu à la suite des essais d'adsorption en batch était mélangé avec un mélange de réactifs (décrit dans le paragraphe suivant) complexant le phosphore présent dans la solution. Ce complexe se colore en bleu en présence d'orthophosphate. Plus la couleur est intense, plus la concentration est élevée. À partir de concentrations connues en P pour lesquelles l'absorbance est mesurée, on trace une courbe de calibration qui donne l'équation permettant de transformer les données d'absorbance en concentration. Les échantillons sont introduits dans le spectrophotomètre (modèle DR5000, 2005, Hach Company®) à l'aide de cuvettes en verre aux parois sont transparentes.

Les réactifs sont les suivants (APHA et coll., 1989) : une solution de 34,3 g/l d'acide sulfurique (H_2SO_4), une solution de 3,42 g/l de tartrate d'antimoine et de potassium ($\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6$), une solution de 10 g/l molybdate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) et une solution de 17,6 g/l d'acide ascorbique ($\text{H}_2\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_6$). Ils ont respectivement été préparés de la manière suivante :

- Dilution de 70 ml d'acide sulfurique concentré dans 500 ml d'eau pure;
- Dissolution de 1,37 g tartrate d'antimoine et de potassium dans 400 ml d'eau pure;
- Dissolution de 20 g de molybdate d'ammonium dans 500 ml d'eau pure;
- Dissolution de 1,76 g d'acide ascorbique dans 100 ml d'eau pure.

Pour la préparation de 100 ml du réactif combiné, les réactifs déjà préparés ont été mélangés dans l'ordre comme suit : 50 ml d'acide sulfurique, 5 ml d'antimonyle tartrate de

potassium, 15 ml de molybdate d'ammonium et 30 ml d'acide ascorbique. Après chaque ajout, le mélange a été remué.

Pour l'analyse, 12,5 ml du surnageant filtré et 2 ml du réactif colorimétrique combiné ont été mélangés dans des fioles jaugées. Le tout a été agité pendant une minute à l'aide d'un agitateur Fisher Vortex Genie 2 (Fisher scientifique, Bohemia, N.Y., É.-U.). Une coloration bleue dont l'intensité dépend de la concentration d'orthophosphates libres en solution apparaît. L'absorbance du mélange a été mesurée à 880 nm dans le spectrophotomètre. La mesure doit se faire entre 10 et 30 minutes après le mélange du surnageant avec le réactif. Cette méthode a une marge d'erreur de 3 %, et une limite de quantification et de détection de 0,01 mg/l et de 0,003 mg/l respectivement.

3.5.2.2. Cinétique d'adsorption du P

Cinq cents millilitres de solution avec des concentrations proches de celles observées sur le terrain (Tableau III-7) sont mélangés dans un b cher de 1 l avec 100 g de calcite préalablement lavée pour éliminer les impuretés (section 3.5.2.1.1). Les solutions sont portées à un pH proche de celui mesuré sur le terrain, à savoir 7,5. Les béchers sont ensuite positionnés dans le *jar test*, la vitesse de mélange étant de 50 tours/minute. Cette expérimentation a été réalisée une fois.

Deux réplicats sont retirés à 0 min, 30 min, 120 min et 240 min. Des échantillons d'eau sont ensuite filtrés grâce à des filtres Millipore Swinnex® (  : 25 mm; pores : 0,45  m), fixés aux supports à filtre Swinnex® en polypropylène de même diamètre, puis conservés à 4  C, dans l'obscurité avant analyse. Le taux de P total dans l'eau filtrée est déterminé selon la méthode décrite à la section 6.3.1.1.2.

Tableau III-7 : Concentrations de phosphore lors de l'expérience.

Concentrations au site de l'étude (mg P/l)	Concentrations obtenues lors de l'expérience (mg P/l)
0,01 � 0,24	0,025; 0,05; 0,1; 0,25

Les concentrations choisies sont plus faibles que celles de l'isotherme, car ce sont deux cas différents. Dans le cas de l'isotherme, les concentrations doivent permettre d'atteindre la saturation pour connaître la capacité d'adsorption maximale de l'adsorbant; les concentrations d'adsorbat augmentent donc jusqu'à atteindre cette valeur. Par contre l'étude de la cinétique nous donne la possibilité de connaître les vitesses de la réaction d'adsorption. Dans ce cas-là, nous recherchons la valeur théorique de la constante cinétique avec des valeurs de concentration proches de celles du site de l'étude.

Les courbes cinétiques représentant l'adsorption en fonction du temps sont tracées pour chaque concentration. La constante de sorption est déterminée en fonction des courbes cinétiques et des différents modèles (pseudo-premier ordre et pseudo-deuxième ordre), décrits à la section 2.3.5. La constante de sorption permet de connaître la vitesse à laquelle se déroule la réaction d'adsorption. Les modèles suivants nous donnent le moyen de déterminer les coefficients cinétiques et le meilleur modèle cinétique : pseudo-premier ordre et pseudo-deuxième ordre. Les équations sont présentées à la section 2.3.5 de cette thèse dans la revue de littérature. Les courbes théoriques ont été déterminées par itérations successives grâce au logiciel Origin 8 permettant de déterminer les constantes cinétiques.

3.5.2.3. Détermination de l'influence du pH sur l'adsorption

La calcite a tendance à faire varier le pH des eaux avec lesquelles elle entre en contact. Afin de connaître les variations du pH dans le système sans en modifier le pH initial, l'expérience suivante a été effectuée. L'évolution du pH pendant le contact entre une solution de phosphore et la calcite a été mesurée avec des concentrations de 0,1 mg P/l, de 0,05 mg P/l, et des masses de calcite de 10 g et de 100 g. Les pH ont été mesurés à 0, 30 min, 120 min, 240 min et 720 min. L'adsorption se faisait en *jar test* à 25 °C et avec une agitation de 50 tours/minute.

L'expérience qui suit vise à déterminer les variations des isothermes en fonction du pH. Cinq cents millilitres de solution avec des concentrations de 1 mg P/l; de 0,25 mg P/l; de 0,1 mg P/l; de 0,05 mg P/l et de 0,025 mg P/l sont mélangés dans un bécher de 1 l avec 100 g de calcite préalablement lavée pour éliminer les impuretés (section 3.5.2.1.1). Le pH

des différentes solutions de phosphore est fixé à 6,5, 7,5 et 8,5 par l'ajout de NaOH avant la mise en contact avec la calcite. Le pH est contrôlé à l'aide d'un pH-mètre (Accumet® 25, Fisher Scientific, É.-U.) qui avait une précision de 0,002 unité de pH. Les béchers sont ensuite positionnés dans le *jar test*, la vitesse de mélange étant de 50 tours/minute, pendant quatre heures en contact avec l'adsorbant/adsorbat à température ambiante (25 °C). L'expérimentation est réalisée une fois.

Le pH des solutions est suivi pendant les quatre heures d'essais. Enfin, au terme de l'essai, des échantillons d'eau sont filtrés grâce à des filtres Millipore Swinnex® (Ø : 25 mm; pores : 0,45 µm), fixés aux supports à filtre Swinnex® en polypropylène de même diamètre, puis conservés à 4 °C, dans l'obscurité avant analyse. Le taux de P total dans l'eau filtrée est déterminé selon la méthode décrite à la section 3.5.2.1.2.

3.5.2.4. Influence des métaux sur l'adsorption du phosphore par la calcite

Cette expérience a pour objectif de déterminer l'absorption de phosphore par la calcite en présence de métaux dans la solution. Les métaux employés sont ceux présents sur le site de l'étude, à savoir le Cu, le Mn, le Ni, le Pb et le Zn. Ils sont tous testés un par un en mettant 500 ml d'une solution contenant du phosphore dissous (0,1 mg/l, ce qui est légèrement supérieur aux concentrations maximales obtenues sur le terrain) et les métaux cités avec 100 g de calcite, et en observant leur influence sur l'adsorption du phosphore par la calcite. Différentes concentrations de métaux (0,05 mg/l; 0,1 mg/l; 0,5 mg/l à 1 mg/l) sont tour à tour mis en présence de phosphore et de calcite. Les métaux ont été ajoutés en solution d'ion dissous dans un acide fort grâce à des solutions-mères de concentration de 1 000 mg/l.

Les solutions (500 ml) de P et de métaux sont mélangées dans un bécher de 1 l avec 100 g de calcite préalablement lavée pour éliminer les impuretés (section 3.5.2.1.1). Le pH des différentes concentrations de phosphore mis en présence de la calcite est fixé à 7,5 par l'ajout de NaOH avant l'ajout de la calcite. Les béchers sont ensuite positionnés dans le *jar test*, la vitesse de mélange étant de 50 tours/minute, pendant quatre heures.

Au terme de l'essai, des échantillons d'eau sont ensuite filtrés grâce à des filtres Millipore Swinnex® ($\varnothing$: 25 mm; pores : 0,45 μm), fixés aux supports à filtre Swinnex® en polypropylène de même diamètre, puis sont conservés à 4 °C, dans l'obscurité avant analyse. L'analyse du P en solution présent dans l'eau filtrée est réalisée selon la méthode décrite à la section 6.3.1.1.2.

3.5.3. Étude par des essais d'adsorption en continu du P par la calcite en colonnes

Un lit filtrant a pour but de filtrer l'eau, mais également d'adsorber le phosphore et une partie du chlorure et du sodium. En plus des variations de l'adsorption, il convient de prendre en compte les données de l'hydrodynamique du système. C'est ce qui explique le choix des essais d'adsorption en continu qui reproduisent plus fidèlement les conditions de terrain que les essais d'adsorption en batch.

L'adsorption en continu grâce à une colonne met en présence une masse d'adsorbant avec une solution contenant l'adsorbat sans cesse renouvelée à l'aide d'un flux descendant ou ascendant de cette solution (Hendricks, 2005). Les colonnes constituent le moyen le plus simple d'étudier l'adsorption de manière continue. Cette expérience peut suivre le standard ASTM D 6586 – 03 permettant de déterminer la courbe de percée et d'établir ensuite les paramètres d'un système d'adsorption pour le traitement des eaux. Ces tests par colonnes, appelés « test par colonnes à faible échelle », permettent de diminuer les coûts des études et de respecter les paramètres permettant la réalisation d'un traitement à grande échelle. Cependant, ils ne permettent pas d'évaluer les changements d'adsorption à long terme, dû à la croissance de micro-organismes (ASTM international, 2011). Les objectifs de l'expérience sont d'observer les taux d'adsorption, la durée de vie de la calcite, le pH sortant et l'évolution des concentrations au fur et à mesure du passage de l'eau chargée en P dans la calcite.

Le dispositif expérimental de l'expérience est présenté à la Figure III-9.

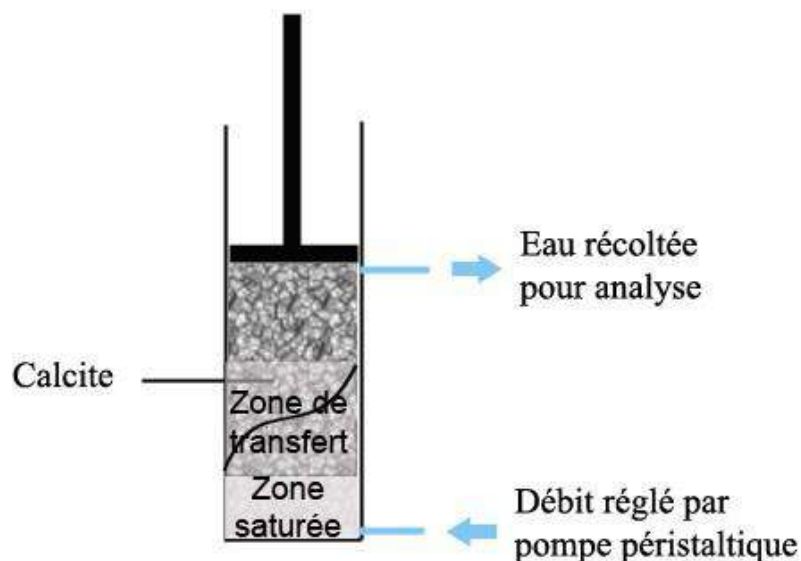


Figure III-9 : Dispositif expérimental des essais d'adsorption en continu par colonne.

La colonne reçoit un flux allant de bas en haut qui est réglé par une pompe péristaltique, ce qui permet de contrôler le débit à la valeur désirée (Cooney, 1998).

La colonne a un rayon interne de 6 cm et 32 cm de hauteur. Elle est transparente et est composée de plexiglas. Une couche de calcite (granulométrie de 0,635 cm) prélavée de 12,5 cm de hauteur est placée à l'intérieur de la colonne.

Les concentrations de phosphore dans l'affluent sont réajustées à 0,1 mg P/l (valeur proche du maximum observé sur le terrain) par l'ajout d'une solution de 1 000 mg P/l réalisée à partir de KH_2PO_4 . L'affluent a été récolté près de l'autoroute 40, au même endroit que pour les essais-pilotes de MECA. Cette eau est conservée à 4 °C dans la noirceur pour diminuer le développement biologique. Les essais ont été réalisés deux fois avec deux vitesses d'écoulement différentes et un flux ascendant. La vitesse d'écoulement de la pompe péristaltique (modèle 7553-80, 2001, Cole Parmer Instrument Company, IL, É.-U.) était de 4,5 ml/min et de 13,5 ml/min (respectivement des flux de 0,4 et de 1,1 mm/min).

Des échantillonnages de 40 ml d'eau se font tous les 24 h sur une durée de 600 h par le tuyau situé dans la partie haute de la colonne et directement dans le réservoir d'alimentation de la colonne pour les eaux entrant dans la colonne. Les échantillons sont conservés dans des fioles en verre de 50 ml à 4 °C. Les mesures effectuées sont :

- les concentrations de phosphore de l'affluent et de l'effluent;
- le pH;
- le débit de l'effluent en ml/mn.

Chapitre IV Résultats et discussion

4.1. Essais portant sur la physiologie des plantes halophytes sélectionnées (Phase I)

Les résultats sont présentés dans le même ordre que dans le 0. Les expériences de germination sont suivies d'expériences de croissance en conditions salines.

Dans la suite de cette thèse, les données montrées dans les différentes figures différencient les espèces en les représentant par les symboles présentés contenus dans le Tableau IV-1.

Tableau IV-1 : Symbole des espèces.

Espèce	Symbole
<i>Atriplex patula</i>	
<i>Typha angustifolia</i>	
<i>Spergularia canadensis</i>	
<i>Salicornia europaea</i>	

4.1.1. Germination et salinité

4.1.1.1. Expérience de germination au contact du sel

Le Tableau IV-2 présente les taux de germination obtenus au cours de l'expérience présentée au paragraphe 3.2.1.1. Les taux de germination des graines de l'ensemble des espèces vont de 63 à 100 % pour les trois concentrations les plus faibles (0, 150 et 1500 mg NaCl/l) (Tableau IV-2). Les taux de germination obtenues pour ces concentrations n'ont présentés aucune différence significative quelle que soit l'espèce considérée. Cependant, une exception est à noter car les petites graines d'*Atriplex patula* présentent des taux de germination qui diminuent de manière significative ($p < 0,05$) entre le contrôle (72 %) et la concentration de 1 500 mg NaCl/l (63 %) (Tableau IV-2).

Tableau IV-2 : Taux de germination (%).

Concentration des solutions (mg NaCl /l)	<i>Atriplex patula</i>		<i>Spergularia canadensis</i>	<i>Typha angustifolia</i>	<i>Salicornia europaea</i>	
	Grande	Petite			Grande	Petite
0	82,0 ^a	72,0 ^a	96,0 ^a	89,0 ^a	91,0 ^a	82,0 ^a
150	84,0 ^a	69,0 ^{a,b}	100,0 ^a	85,0 ^a	97,0 ^a	92,0 ^a
1 500	85,0 ^a	63,0 ^b	98,0 ^a	78,0 ^a	85,0 ^a	82,0 ^a
10 000	1,0 ^b	1,0 ^c	59,0 ^b	43,0 ^b	59,0 ^b	69,0 ^b
20 000	0,0 ^b	0,0 ^c	1,0 ^c	0,0 ^c	28,0 ^c	42,0 ^c

N. B. : Les valeurs notées d'une même lettre en exposant ne sont pas significativement différentes. ($P \leq 0,05$). Les comparaisons sont intraspécifiques. Les valeurs sont des moyennes.

Les concentrations élevées, soit 10 000 et 20 000 mg NaCl/l, entraînent pour les quatre espèces une diminution significative ($p < 0,05$) des taux de germination. Par exemple, les taux de germination des graines d'*Atriplex patula* ont démontré une diminution lorsque les concentrations d'exposition étaient augmentées de 1 500 à 10 000 mg NaCl/l. De même, à 10 000 mg NaCl/l, les graines de *Spergularia canadensis* et de *Typha angustifolia* ont des taux de germination respectifs de 59 % et de 43 %. Cela représente une diminution de 40 et 44 % des taux de germination par rapport aux valeurs obtenues pour 1 500 mg NaCl/l.

À 20 000 mg NaCl/l, aucune graine de *Typha angustifolia* n'a germé. À cette même concentration, 1 % des graines de *Spergularia canadensis* ont germé. Au contraire, les graines de *Salicornia europaea* ont germé lorsqu'exposées à 10 000 et 20 000 mg NaCl/l.

Le chlorure de sodium, même pour ces plantes halophytes, influence négativement la germination des graines. Ceci étant, Des taux de germination de 63 à 100 % ont été observés pour les graines exposées à 0, 150 et 1 500 mg NaCl/l. Les concentrations évaluées sur le site de l'étude sont situées entre 0 et 1 500 mg NaCl/l. En conséquence, à

l'exception des graines d'*Atriplex patula* les graines des espèces sélectionnées n'auront pas de difficulté à germer dans le MECA malgré les conditions de salinité.

Le Tableau IV-3 présente le nombre de graines non germées sur les 4 boîtes de Petri (sur 100 graines) utilisées durant l'expérience précédente. Ces graines ont par la suite été mises en présence d'eau sans NaCl dans les conditions décrites à la section 3.2.1.2.

Tableau IV-3 : Nombre de graines non germées utilisées pour cette expérience.

Salinité (mg NaCl /l)	Nombre de graines non germées					
	<i>Atriplex patula</i>		<i>Spergularia</i>	<i>Typha</i>	<i>Salicornia europaea</i>	
	Grande	Petite	<i>canadensis</i>	<i>angustifolia</i>	Grande	Petite
0	26	17	0	22	9	18
150	31	16	0	11	8	8
1 500	37	16	2	15	15	18
10 000	99	96	44	57	41	31
20 000	100	100	98	100	72	58

Par la suite pour plus de commodités, l'ensemble des graines exposées à 0, 150, 1 500, 10 000 et 20 000 mg NaCl/l n'ayant pas germées lors de cette expérience ont été nommées respectivement groupe S1, S2, S3, S4 et S5.

4.1.1.2. Expérience de récupération

Le Tableau IV-4 présente les taux de germination obtenus avec les graines non germées de la précédente expérience lorsqu'elles sont mises en présence d'eau sans NaCl.

Les taux de germination des graines *Atriplex patula* et *Spergularia canadensis* des groupes S1, S2, et S3 sont compris entre 25 et 66 % (Tableau IV-4). Pour les groupes S4 et S5, les graines *Atriplex patula* et *Spergularia canadensis* sont caractérisées par des taux de germination élevés. Ces taux étaient en effet compris entre 80 et 95 %.

Les graines des groupes S1, S2 et S3 de *Typha angustifolia* et *Salicornia europaea* n'ont pas germé (0 %) après l'arrêt de l'exposition au NaCl (Tableau IV-4). Les groupes S4 et S5 ont présenté des taux de germination compris entre 2 et 56 % lors de la présente expérience.

Tableau IV-4 : Taux de germination des graines lors de l'expérience de récupération.

Groupe de graines	Taux de germination (%)					
	<i>Atriplex patula</i>		<i>Spergularia canadensis</i>	<i>Typha angustifolia</i>	<i>Salicornia europaea</i>	
	Grande	Petite			Grande	Petite
S1	45,7 ^{ab}	53,1 ^a	*	0 ^a	0 ^a	0 ^a
S2	30,8 ^a	51,2 ^a	*	0 ^a	0 ^a	0 ^a
S3	65,8 ^{ab}	50,5 ^a	25,0 ^a	0 ^a	0 ^a	0 ^a
S4	80,4 ^b	82,9 ^b	95,0 ^b	10,7 ^b	3,2 ^a	2,4 ^a
S5	81,0 ^b	80,0 ^b	95,8 ^b	56,0 ^c	46,6 ^b	29,2 ^b

N. B. : * Toutes les graines ont germé durant l'expérience de germination. En conséquence, les données ne sont pas disponibles. Les valeurs notées d'une même lettre en exposant ne sont pas significativement différentes. ($P \leq 0,05$). Les comparaisons sont intraspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Pour toutes les espèces des différences significatives ($p < 0,001$) ont été constatées entre les taux de germination des groupes S1, S2, et S3 et des groupes S4 et S5. Plus la concentration d'exposition a été élevée durant l'expérience de germination en présence de sel, plus les graines ont germé durant l'expérience de récupération.

Le groupe S4 des graines de *Typha angustifolia* et *Salicornia europaea* présentait des taux de germination allant de 2,4 à 10,7 et le groupe S5 de 29 à 56 %. Ces taux de germination sont bien inférieurs aux taux de germination mesurés pour le control (0 mg NaCl/l) durant l'expérience de germination au contact de sel. Les graines ont donc été endommagées par le chlorure de sodium. Par contre, pour les groupes S1, S2, et S3, les

taux de germination étaient nuls. Les graines n'ayant pas germé aux concentrations S1, S2 et S3 durant l'expérience de germination n'étaient pas viables et n'ont pas été endommagées par le chlorure de sodium.

Spergularia canadensis et *Atriplex patula* présentent des taux de germination allant de 30,8 à 82,9 % pour toutes les concentrations. Ces taux indiquent qu'une part importante (30 à 80 %) des graines n'a pas germé en présence de sel, mais a germé lorsque les conditions n'étaient plus salines. Durant l'expérience de germination au contact du sel, les graines sont vraisemblablement entrées en dormance pour les salinités allant de 150 à 20 000 mg NaCl/l, et ce, pour les deux espèces. Cependant, l'expérience a mis en évidence que ces graines ne sont pas endommagées par une exposition à des concentrations de sel plus importantes que 1 500 mg NaCl/l. Elles pourront donc résister à des pics de concentrations de sel et germer par la suite. Ceci permettra de préserver un nombre de graines dans le substrat malgré les conditions de salinité.

Les résultats obtenus concernant le taux de germination des graines sont similaires aux études précédentes concernant *Atriplex patula* (Ungar, 1996; Katembe et coll., 1998). Ungar (1996) et Katembe et coll. (1998) ont étudié l'influence de la salinité sur la germination et ont observé les mêmes tendances, c'est-à-dire une diminution de la germination en lien avec une augmentation de la concentration de NaCl. Cependant, les taux de germination étaient plus élevés dans leurs études. Les valeurs présentées dans l'étude d'Ungar (1996) étaient de 98, 90 et 46 % respectivement à 0, 5 000 et 10 000 mg NaCl/l alors que dans notre étude, le taux de germination était de 82 et 72 % à la concentration d'exposition 0 mg NaCl/l, et seulement de 1 % à la concentration d'exposition de 10 000 mg NaCl/l. De nombreux facteurs peuvent expliquer ces différences : l'âge des graines, la température et la lumière (intensité et spectre) pendant la germination. Les valeurs de ces facteurs ne sont pas précisées dans l'étude de Katembe et coll. (1998), mais ils étaient identiques aux nôtres dans l'étude d'Ungar (1996). La génétique des plantes récoltées ainsi que l'environnement de maturation des graines, possiblement différents dans l'étude de Ungar (1996) et la nôtre, peuvent avoir également influencé le taux de germination (Finch-Savage et Leubner-Metzger, 2006).

Salicornia europaea a fait l'objet de plusieurs études pour lesquelles les taux de germination étaient plus faibles que les nôtres. Keiffer et Ungar (1997a) ont obtenu des taux de germination de 53 % à 0 mg NaCl/l et de 39 % à 10 000 et 20 000 mg NaCl/l. Ungar (1977) indique des taux de germination de 65 % à 0 mg NaCl/l, 53 % à 10 000 mg NaCl/l et 32 % à 20 000 mg NaCl/l. Les facteurs explicatifs évoqués pour *Atriplex patula* peuvent également être évoqués pour *Salicornia europaea*. Cependant, dans ces études, les taux de germination cités sont plus faibles que ceux de notre étude. Cela pourrait être dû au fait que les graines avaient subi une période de dormance à 5 °C dans la noirceur moins longue que dans notre expérience. Ainsi, cette période de dormance plus courte que dans les études subséquentes d'Ungar pourrait ne pas avoir complètement levé la dormance de ces graines.

À l'exception du présent travail, aucune étude n'a été effectuée à notre connaissance sur la germination des graines de *Typha angustifolia* et de *Spergularia canadensis* à différentes salinités. Cependant, la germination de *Spergularia canadensis* pourrait être comparée à une espèce similaire : *Spergularia marina*. Keiffer et coll. (1997a) ont présenté des taux de germination pour *Spergularia marina* de 86 % à 0 mg NaCl/l, de 38 % pour 10 000 mg NaCl/l et de 0 % pour des salinités de 20 000 et 30 000 mg NaCl/l. Nos taux de germination sont légèrement plus élevés aux mêmes salinités, ce qui pourrait être causé par la différence d'espèce. En effet, tel que le précise Keiffer et coll. (1997a) dans la description de l'espèce *Spergularia marina*, elle croît dans des conditions de salinité moyennes inférieures à 20 000 mg NaCl/l alors que *Spergularia canadensis* vit dans des concentrations de salinité supérieures à 30 000 mg NaCl/l (Batzner et Baldwin, 2012).

Atriplex patula et *Spergularia canadensis*, bien qu'ayant eu des taux de germination faibles (0 et 1 %) à des concentrations élevées en sel, ont présenté des taux de germination de 80 et 95 % aux concentrations de sel mesurées dans les tributaires du lac Saint-Augustin. De plus, durant l'expérience de « récupération », les graines d'*Atriplex patula* et de *Spergularia canadensis* n'ayant pas été endommagées par le sel, elles pouvaient germer après une exposition prolongée (période de six semaines; trois semaines de stratification et

trois semaines dans les conditions de germination) à une salinité élevée. Ce résultat est typique des plantes halophytes. Ainsi, même si les graines de *Spergularia canadensis* et d'*Atriplex patula* sont en contact avec une salinité élevée dans le MECA, elles pourront germer par la suite durant une phase de pluviométrie plus importante qui ferait diminuer la salinité à la surface du substrat, où sont situées les graines.

Au contraire, les graines de *Typha angustifolia* et de *Salicornia europaea* ont présenté des taux de germination faibles après l'exposition à de fortes salinités, et l'expérience de récupération a mis en évidence que le sel a eu des effets sur les graines, diminuant leur viabilité. En effet, les taux de germination enregistrés pour les graines exposées à 10 000 et 20 000 mg NaCl/l sont compris entre 10 et 56 % alors qu'ils sont compris entre 82 et 91 % pour des graines non exposées au sel. Ainsi, les graines qui auront été exposées au sel auront plus de mal à germer si une phase de pluviométrie élevée diminue la salinité du substrat en surface. Ceci ne s'est présenté que pour les expositions aux concentrations les plus élevées (10 000 et 20 000 mg NaCl/l), rarement atteintes dans les eaux de ruissellement routier (Environnement Canada et Santé Canada, 1999). Les résultats de l'expérience de germination indiquent toutefois que les graines de *Salicornia europaea* ont des capacités supérieures à germer à des salinités supérieures à 10 000 mg NaCl/l, comparativement aux autres espèces, même si le taux de germination ne dépasse pas 28 % pour les grandes graines et 42 % pour les petites graines à la concentration de 20 000 mg NaCl/l.

Typha angustifolia se reproduit essentiellement par la propagation végétative de son rhizome, mais les autres espèces sélectionnées sont annuelles et nécessitent donc une production de graines suffisante, avec des taux de germination suffisant pour pouvoir maintenir une communauté dense sur un site donné, tel que le MECA.

Les graines des quatre espèces ont eu des taux de germination élevés (63 à 98 %) à 1 500 mg NaCl/l, une salinité fréquemment mesurée dans les eaux de ruissellement routier (Environnement Canada et Santé Canada, 1999; Galvez-Cloutier et coll., 2006).

À la lumière de ces résultats, il peut être conclut que :

1. les graines des espèces sélectionnées peuvent germer dans les concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement routier provenant de l'autoroute 40 et se dirigeant vers le lac Saint-Augustin;
2. ces mêmes graines peuvent germer après des pics de concentrations supérieures à 1 500 mg NaCl/l;
3. et malgré le fait que ce soit des plantes halophytes les graines survivent à des concentrations de 0 mg NaCl/l.

4.1.2. Impact de la salinité sur la croissance et l'accumulation de sel des plantes

4.1.2.1. Croissance des plantes selon les conditions salines

La Figure IV-2 présente la croissance des plantes durant l'expérience. Les plantes présentent les moyennes de croissance continue tout au long de l'expérience dans laquelle les plantes sont exposées à la salinité durant leur croissance.

Les courbes de croissance sont présentées pour pouvoir déterminer la fin de la phase de croissance végétative pour chacune des espèces et ceci indépendamment de la concentration de sel. La fin de cette phase coïncide avec la période de récolte des plantes dans le cas de traitement par phytoremédiation. Nous avons donc déterminé cette courbe de croissance pour chaque plante avec une moyenne pour chaque espèce indépendamment de la concentration de sel. Cette expérience servait également à justifier la durée de nos expériences.

Le taux de croissance augmente puis diminue vers la fin de l'expérience pour toutes les plantes. Cela indique, comme il est présenté à la section 2.2, que la plante a atteint sa phase de floraison. Il pourrait y avoir une diminution de la croissance mais une continuité de la production foliaire et de ramification. Seulement avec la période de transition entre la phase végétative et la phase reproductive (floraison) la production de feuille s'arrête, ainsi que la croissance puis la production de fleurs débute (Srivastava, 2002). La durée de

croissance choisie d'un mois et demi est donc suffisante pour atteindre la biomasse maximale, ou la maturité des espèces sélectionnées et pour maximiser le poids de contaminants absorbés.

Hormis le taux de croissance de la tige, la présence de fleurs sur la plupart des plantes était un indice additionnel nous prévenant de la fin de la phase végétative. En exemple, la photographie des fleurs *Atriplex patula* en fin d'expérience est présentée à la Figure IV-1.

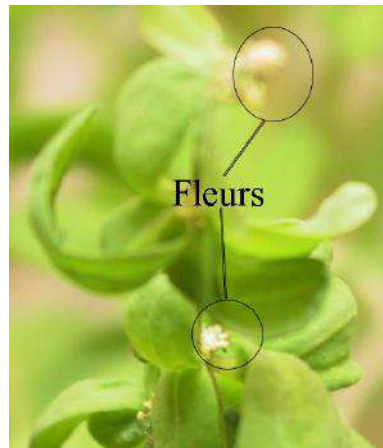
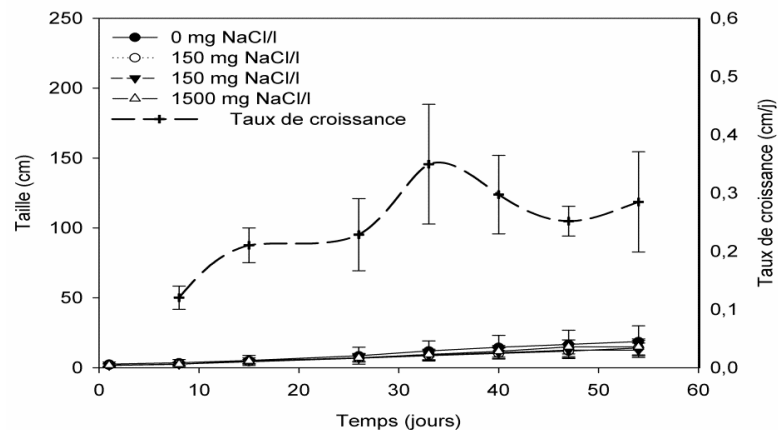
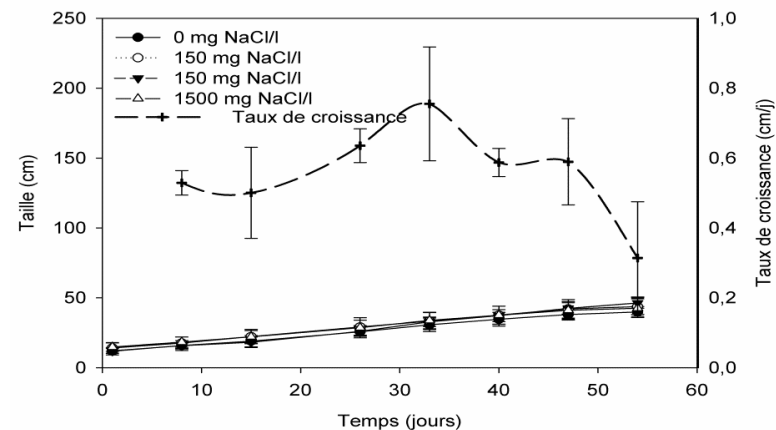


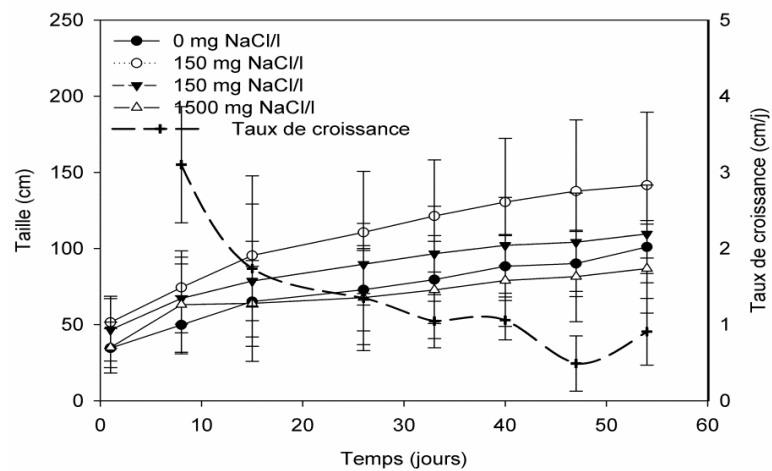
Figure IV-1 : Floraison d'*Atriplex patula*.



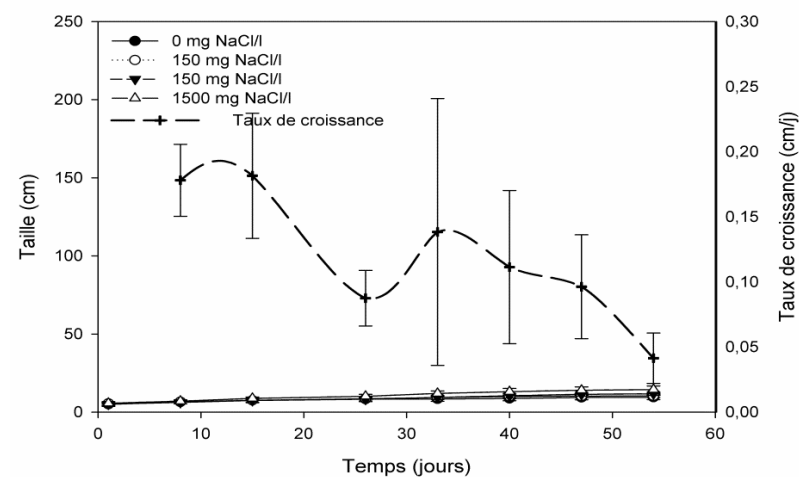
a)



b)



c)



d)

Figure IV-2 : Croissance et taux de croissance des plantes.

Légende : a) *Spergularia canadensis* b) *Atriplex patula* c) *Typha angustifolia* et d) *Salicornia europaea*.

Après 54 jours de croissance, à maturité, les plantes présentent des tailles différentes selon les espèces, allant de 115 ± 73 cm pour *Typha angustifolia* à $9,5 \pm 1,5$ cm pour *Salicornia europaea*. La concentration de sel dans l'eau à laquelle étaient exposées les plantes n'a pas influencé significativement la taille des tiges des plantes, quelle que soit l'espèce considérée.

La Figure IV-3 présente les biomasses aériennes fraîches (non séchées) finales des différentes espèces en fonction de la concentration d'exposition en NaCl. Les biomasses fraîches des parties aériennes varient de 0,5 à 21 g avec un minimum pour *Spergularia canadensis* et un maximum pour *Salicornia europaea*. Il est à noter que les hachures de la figure sont un code pour les différentes espèces tel que présenté en introduction de ce chapitre.

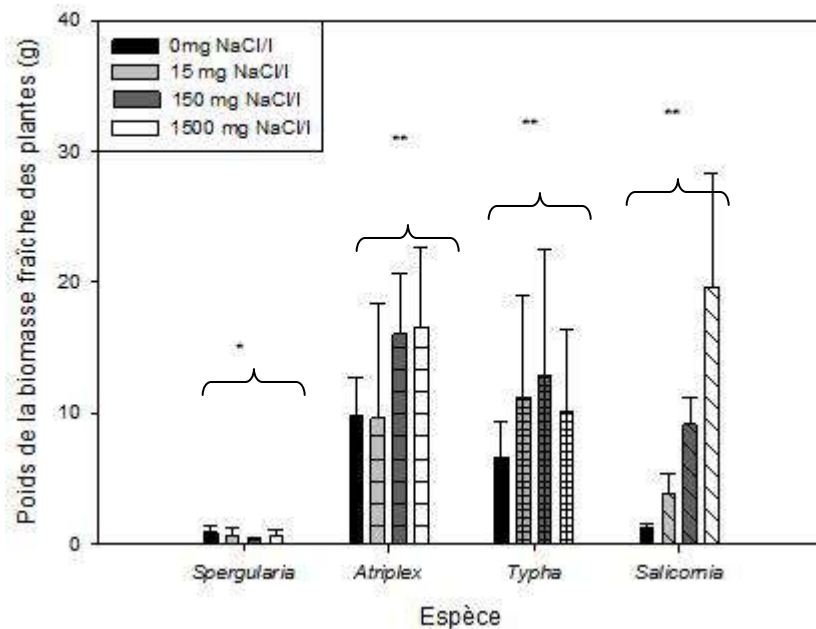


Figure IV-3 : Biomasse aérienne fraîche des plantes.

N.B. : Les espèces avec des tailles significativement différentes n'ont pas le même nombre d'astérisques. Les comparaisons sont interspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Spergularia canadensis ne présente pas de différence entre les biomasses fraîches des différentes concentrations d'exposition. En revanche, la biomasse fraîche des trois autres espèces a été influencée par la concentration en sel ($p = 0,0003$). Ainsi *Atriplex patula*, *Typha angustifolia* et *Salicornia europaea* ont connu des variations de leur biomasse fraîche selon la concentration de sel.

Les deux espèces halophytes obligatoires (notion définie à la section 2.2), *Atriplex patula* et *Salicornia europaea*, montrent une augmentation non significative de 50 % et 1 400 % de leur biomasse fraîche entre 0 et 1 500 mg NaCl/l (la différence est seulement significative pour *Salicornia europaea*). Par contre, l'évolution observée pour *Typha angustifolia* ne suit pas le même patron. Sa biomasse augmentait de 70 % entre 0 et 15 mg NaCl/l puis diminuait de 30 % entre les expositions à 150 et 1 500 mg NaCl/l mais ces différences n'étaient pas significatives.

Spergularia canadensis obtient des biomasses fraîches statistiquement ($p \leq 0,05$) plus faibles que les autres espèces, quelle que soit la concentration de NaCl à laquelle elle a été exposée.

La Figure IV-4 présente la biomasse sèche des différentes espèces exposées à différentes concentrations de NaCl. La biomasse sèche moyenne pour l'ensemble des concentrations est de 0,03 g pour *Spergularia canadensis*, de 1,1 g pour *Atriplex patula*, de 1,6 g pour *Typha angustifolia* et de 1,8 g pour *Salicornia europaea*.

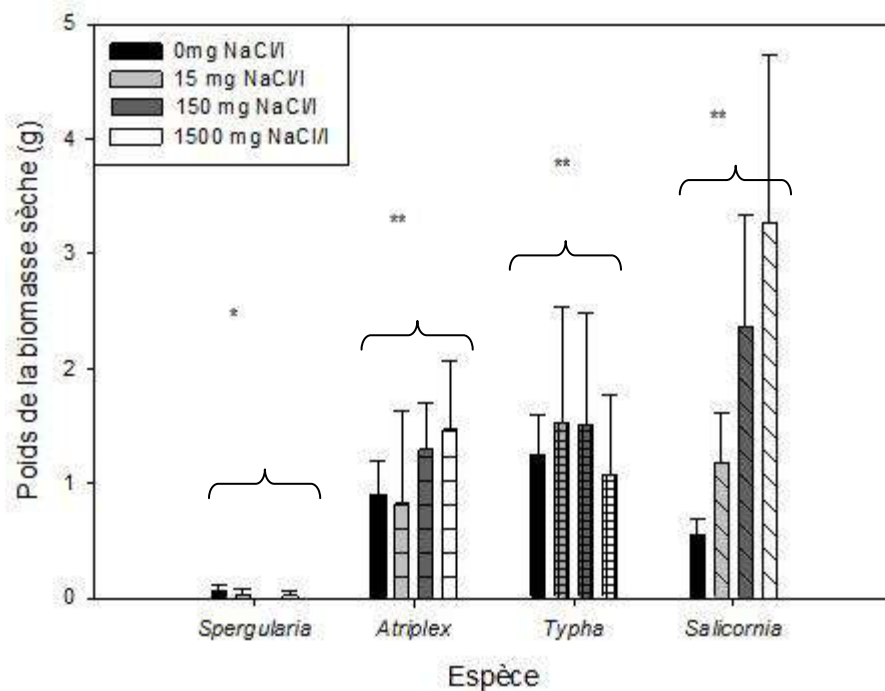


Figure IV-4 : Biomasse aérienne sèche des espèces.

N.B. : Les espèces avec des tailles significativement différentes n'ont pas le même nombre d'astérisques. Les comparaisons sont interspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

La biomasse sèche développe les mêmes patrons de variation que la biomasse fraîche. Les biomasses sèches augmentent de 600 % pour *Salicornia europaea* et de 80 % pour *Atriplex patula* entre 0 et 1 500 mg NaCl/l d'exposition. *Spergularia canadensis* voit sa biomasse aérienne sèche diminuer de 56 % entre 0 et 1 500 mg NaCl/l d'exposition, tandis que la biomasse de *Typha angustifolia* augmente significativement de 124 % entre 0 et 15 mg NaCl/l, puis diminue de 60 % entre 15 et 1 500 mg NaCl/l.

Les résultats de l'espèce *Typha angustifolia* démontrent une variabilité élevée comparativement aux autres espèces. Toutes les espèces sélectionnées, hormis *Typha angustifolia*, possèdent des tiges principales autour desquelles se développent des branches. Au contraire, *Typha angustifolia* est une plante monocotylédone ayant des feuilles qui se développent à partir de son rhizome. La plante peut soit dédié ses ressources au

développement de feuilles plus grandes ou plus nombreuses. Elle peut également produire une deuxième plante à partir de son rhizome. Cette réaction entraîne une diminution des ressources de la racine accordées à la première tige. L'allocation de ressource racinaire de *Typha* est extrêmement variable ce qui peut entraîner une variabilité importante de la taille ou de la biomasse aérienne. Les erreurs types rencontrées dans cette étude ne sont pas supérieures à celle de Miklovic et coll. (2005) qui allaient de 25 à 43 % de la moyenne des tailles de plantes cultivées en serres avec des salinités allant de 0 à 1000 mg NaCl/l. De même, Stebanovichova-Vojtiskova et coll. (2006) ont mesurées des biomasses aériennes sèches avec des écarts types allant de 7 à 25,5 % de leurs valeurs et des tailles de tige avec des écarts types allant de 16 à 20 % de leurs valeurs pour des plantes ayant été cultivées en serres.

Les espèces *Atriplex patula* et *Salicornia europaea* augmentent leur biomasse avec l'augmentation de la concentration de NaCl à laquelle elles sont exposées. Cependant les analyses statistiques ne relèvent pas de différence significative entre les concentrations de sel. Ces tendances peuvent être liées aux données montrées dans la Figure II-6 (page 63), tirée de Flowers et coll. (2008). Cette figure présente certaines espèces dont la biomasse augmente jusqu'à un maximum, parallèlement avec la concentration de NaCl à laquelle elles sont exposées. Certaines espèces voient leur biomasse diminuer à partir d'une concentration de NaCl déterminée par leur tolérance au NaCl. Ce comportement peut également être lié aux différences entre les espèces halophytes (*Atriplex patula*, *Salicornia europaea*) et les espèces non halophytes (*Typha angustifolia*), et à leur capacité à gérer les excès de sel : absorption sélective des éléments, séquestration du Na^+ et du Cl^- dans les vacuoles des cellules, augmentation de la succulence, etc. Les plantes halophytes bénéficient de la présence de NaCl dans le substrat (Flowers et Colmer, 2008). Selon nos résultats *Typha angustifolia* atteint sa limite de tolérance aux alentours de 15 à 150 mg NaCl/l, tandis que les autres plantes halophytes ne l'atteignent pas et voient leur biomasse augmenter jusqu'à 1 500 mg NaCl/l. En conséquence, dans les concentrations mesurées sur le site de l'étude, les plantes halophytes toléreraient des salinités plus importantes que 1 500 mg NaCl/l, au contraire de *Typha angustifolia*. Ces plantes pourraient donc être

complémentaires dans un marais en étant implantées dans des sections présentant des salinités différentes.

Les biomasses de *Spergularia canadensis* sont significativement inférieures aux trois autres espèces, et ce, pour toutes les concentrations d'exposition au sel. Cela provient de la morphologie de cette plante. En effet, tel que précisé dans l'état des connaissances, la taille de la tige *Salicornia europaea* varie de 10 à 50 cm; *Atriplex patula*, de 10 à 80 cm; *Typha angustifolia*, jusqu'à 250 cm tandis que la taille de la tige de *Spergularia canadensis* varie de 5 à 15 cm. Les tailles des plantes obtenues dans nos expériences sont en accord avec les valeurs présentées dans l'état des connaissances.

Les résultats de cette section permettent de démontrer que :

1. Une croissance d'un mois et demi permet d'atteindre un maximum de biomasse pour les espèces sélectionnées dans les conditions retenues au laboratoire;
2. Les plantes de toutes les espèces sont significativement influencées par la présence de sel, et leur tolérance à la salinité permet leur emploi dans un MEC;
3. Les plantes halophytes (*Salicornia europaea*, *Spergularia canadensis* et *Atriplex patula*) voient leur croissance augmenter avec la concentration de NaCl présente dans leur racine;
4. *Typha angustifolia* présente une biomasse maximale pour des concentrations de 15 et de 150 mg NaCl/l.

4.1.2.2. Accumulation de sodium et de chlorure par les plantes selon les conditions salines

La Figure IV-5 montre les concentrations de chlorure dans les tissus des parties aériennes des différentes espèces. Le contenu en chlorure dans les parties aériennes a varié entre 3,0 et 62,3 mg Cl⁻/g MS. La plus forte concentration (62,3 mg Cl⁻/g MS) a été mesurée dans les tissus de *Typha angustifolia* pour une exposition à 1 500 mg NaCl/l, et la

plus faible (3 mg Cl⁻/g MS) dans les tissus de *Spergularia canadensis* pour une exposition à 0 mg NaCl/l (Figure IV-5).

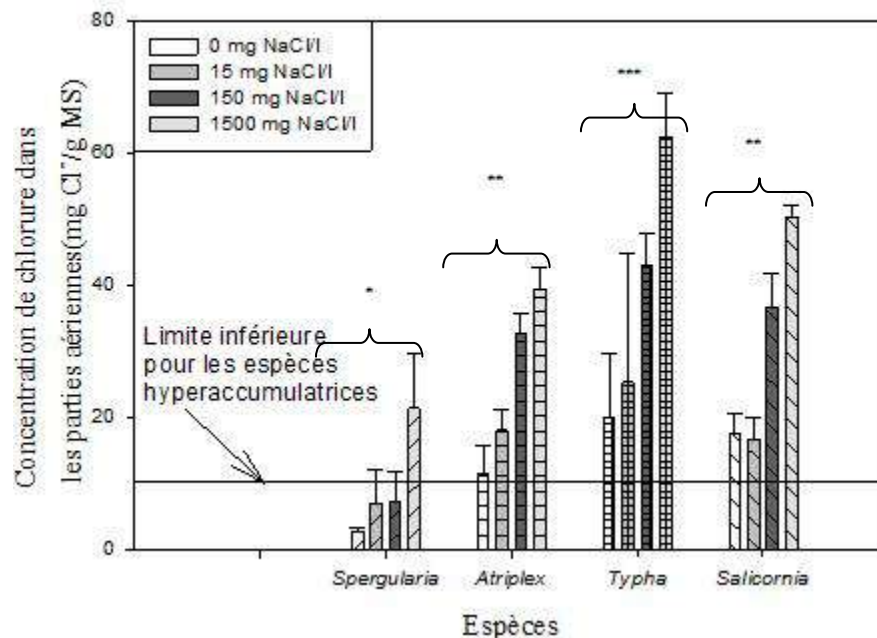


Figure IV-5 : Concentration de chlorure dans la partie aérienne des plantes (mg Cl⁻/g MS).

N.B. : Les espèces de tailles significativement différentes n'ont pas le même nombre d'astérisques. Les comparaisons sont interspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Les concentrations de chlorure dans les tissus des plantes de toutes les espèces ont varié en fonction de la concentration d'exposition en NaCl, tel que l'indique la Figure IV-5. Une augmentation de la concentration d'exposition en NaCl aux alentours du système racinaire des plantes provoque une augmentation constante de la concentration de Cl⁻ dans les tissus des plantes. D'autres études ont obtenu les mêmes résultats, mais il est intéressant de pouvoir évaluer l'intérêt des espèces pour la phytoremédiation. Reeves et coll. (2000) définissent arbitrairement l'hyperaccumulation comme une accumulation 100 fois supérieure à l'accumulation normale d'une plante et comme une absorption minimale de 0,1 mg/ g MS (masse sèche) pour le Cd et les éléments rares, de 1 mg/g MS pour la plupart des métaux et de 10 mg/g MS pour le Fe, le Mn et les autres éléments. *Typha angustifolia*,

Salicornia europaea et *Atriplex patula* ont les concentrations les plus élevées, les classant ainsi dans la catégorie des espèces hyperaccumulatrices selon la définition de Reeves et coll. (2000). De plus, on obtient les concentrations statistiquement les plus élevées avec *Typha angustifolia*.

La Figure IV-6 révèle les concentrations de sodium mesurées dans les parties aériennes des plantes. Ces concentrations vont de 3,5 à 55 mg Na⁺/g MS. Les plus petites concentrations sont mesurées dans les tissus de *Typha angustifolia* pour une concentration d'exposition de 0 mg NaCl/l, et les plus fortes dans les tissus de *Spergularia canadensis* et de *Salicornia europaea* pour des concentrations d'exposition de 1 500 mg NaCl/l.

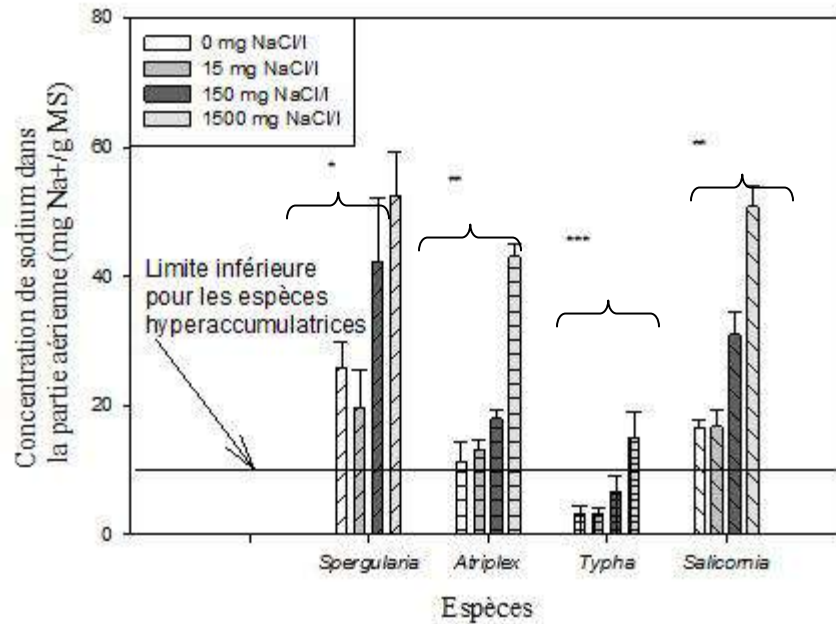


Figure IV-6 : Concentration de sodium dans la partie aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS).

N.B. : Les espèces avec des concentrations significativement différentes n'ont pas le même nombre d'astérisques. Les comparaisons sont interspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Atriplex patula montre des concentrations de sodium dans ses tissus augmentant avec la concentration d'exposition en NaCl (Figure IV-6), de même que *Typha angustifolia*, *Salicornia europaea* et *Spergularia canadensis*. Entre les concentrations d'exposition 0,

150 et 1 500 mg NaCl/l, il y a une augmentation significative du Na^+ dans les tissus des parties aériennes ($p < 0,0001$), et ce, pour toutes les espèces. *Spergularia canadensis* présente des concentrations de Na^+ dans ces tissus statistiquement supérieures à celles des autres espèces. Elle peut être classée comme hyperaccumulatrice, et il en est de même pour *Atriplex patula* et *Salicornia europaea*.

Les plantes des quatre espèces réagissent à une augmentation des concentrations de NaCl aux alentours de leur système racinaire en accroissant leur absorption de Cl^- et de Na^+ . Ce procédé a été présenté à la Figure II-4, tirée de Prasad (2004). Ce phénomène révèle un comportement de plante hyperaccumulatrice. On peut le confirmer par le classement des espèces en fonction de la définition de Mc Cutcheon, nous présentant toutes les espèces comme hyperaccumulatrices pour le Cl^- et le Na^+ .

Comme il est discuté dans la section 3.2.2, pour atteindre une efficacité de traitement élevée dans le cas de la phytoremédiation, il faut non seulement considérer les concentrations absorbées par la plante, mais également la biomasse développée par celle-ci. En multipliant ces deux valeurs, on obtient la masse directement extractible par chaque plante. Ungar (1996) a évalué les concentrations de chlorure et de sodium dans la tige d'*Atriplex patula* exposée à un gradient de salinité. Les concentrations auxquelles les plantes ont été exposées dans son étude sont bien supérieures aux nôtres. Cependant, nos résultats sont cohérents avec les siens : plus les concentrations d'exposition étaient fortes, plus Ungar (1996) obtenait des accumulations élevées. D'après ces résultats, les capacités d'absorption d'*Atriplex patula* pourraient donc augmenter si les concentrations en NaCl présentes dans le MECA augmentaient ponctuellement.

À notre connaissance, l'accumulation de chlorure et de sodium par *Spergularia canadensis* n'a pas fait l'objet d'une autre étude. Les résultats pourraient néanmoins être comparés à ceux obtenus pour *Spergularia marina*, une espèce voisine. Keiffer et Ungar (1997a) obtenaient des valeurs de 58 mg de Na^+ /g MS et de 88 mg Cl^- /g MS pour des expositions largement supérieures aux nôtres de 5 000 mg NaCl/l. Les plantes poussaient dans une solution Hoagland avec des concentrations de sel allant jusqu'à 25 000 mg NaCl/l

et des conditions de croissance en serres similaires aux nôtres. Les valeurs de sodium sont similaires aux nôtres, alors que celles du chlorure sont largement supérieures.

Typha angustifolia a fait l'objet d'une étude quantifiant la concentration de chlorure et de sodium dans ses tissus (Kovacs, 1982). Les concentrations mesurées étaient proches de celles mesurées dans la présente étude : Na^+ représentait entre 6,8 et 15,3 mg/g de la biomasse sèche aérienne tandis que Cl^- représentait entre 23,0 et 46,0 mg/g de la biomasse sèche. Les plantes étaient récoltées à l'extérieur en bordure d'un lac, proche d'une usine de traitement qui utilisait de l'hypochlorite de sodium avant de rejeter ses eaux dans le lac. La seule concentration d'exposition précisée dans l'étude était celle de sodium dans les sédiments en face de l'usine de traitement. Elles étaient comprises entre 10 et 24 mg/g. Nous avons mesuré des concentrations de 18 mg/g de sodium et 65 mg/g de chlorure pour des concentrations d'exposition de 1 500 mg NaCl/l.

Salicornia europaea a été étudié dans le cadre de plusieurs études (Keiffer et Ungar, 1997b; Tikhomirova et coll., 2005; Ushakova et coll., 2005). La première de ces études (Keiffer et Ungar, 1997a) obtient des concentrations dans les tissus de *Salicornia europaea* allant de 55 à 100 mg/g de MS pour Na^+ et de 98 à 155 mg/g de MS pour le Cl^- pour des concentrations d'exposition allant de 5 000 à 25 000 mg NaCl/l. La deuxième étude (Tikhomirova et coll., 2005) évalue des concentrations de sodium dans les tissus de *Salicornia europaea* allant de 70 à 100 mg/g de MS à une concentration de 3 932 mg Na^+ /l. Pour ce qui est de la dernière étude (Ushakova et coll., 2005), elle présente des concentrations de sodium dans les tissus de *Salicornia europaea* de 6,5 et 8,3 mg/g de MS à des teneurs d'exposition de sel allant de 30 à 60 mg/g de NaCl contenues dans la tourbe. Dans la présente étude, les concentrations dans les tissus sont sensiblement plus faibles : entre 20 et 50 mg/g de MS pour le Na^+ et pour le Cl^- respectivement. Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait que nos concentrations d'exposition sont plus faibles (0 à 1 500 mg NaCl/l) que les valeurs minimales des études citées ci-dessus.

La Figure IV-7 montre les masses de chlorure contenues dans chaque plante. Les valeurs vont de 0,3 à 164 mg de chlorure dans la biomasse aérienne, avec des valeurs minimales pour *Spergularia canadensis* et maximales pour *Salicornia europaea*.

L'accumulation de chlorure dans les plantes (masse de chlorure contenue dans une plante) suit la même tendance (Figure IV-7) que la concentration de sodium dans les plantes. Ainsi, l'accumulation de chlorure par les plantes augmente avec la concentration d'exposition en chlorure de sodium (Figure IV-7), sauf pour *Spergularia canadensis*.

L'espèce et la concentration d'exposition ont des effets significatifs ($p \leq 0,0001$) sur les capacités d'accumulation de chlorure par la plante. Les espèces ont des accumulations de chlorure significativement différentes et sont classées dans l'ordre suivant : *Salicornia europaea* > *Typha angustifolia* > *Atriplex patula* > *Spergularia canadensis*. *Spergularia canadensis* a la plus faible accumulation de chlorure (0,16 mg Cl⁻/plante), et *Salicornia europaea*, la plus grande (164 mg Cl⁻/plante).

La Figure IV-7 montre également les masses de sodium accumulées par plante. L'accumulation de sodium la plus élevée a été mesurée pour *Salicornia europaea* (165 mg Na⁺/plante) après une exposition à la concentration de 1 500 mg NaCl/l, et la plus faible a été mesurée pour *Spergularia canadensis* (0,78 mg Na⁺/plante) à la concentration de 0 mg NaCl/l. Les espèces ont des accumulations de sodium significativement différentes les unes des autres, et sont classées dans l'ordre suivant : *Salicornia europaea* > *Atriplex patula* > *Typha angustifolia* > *Spergularia canadensis*.

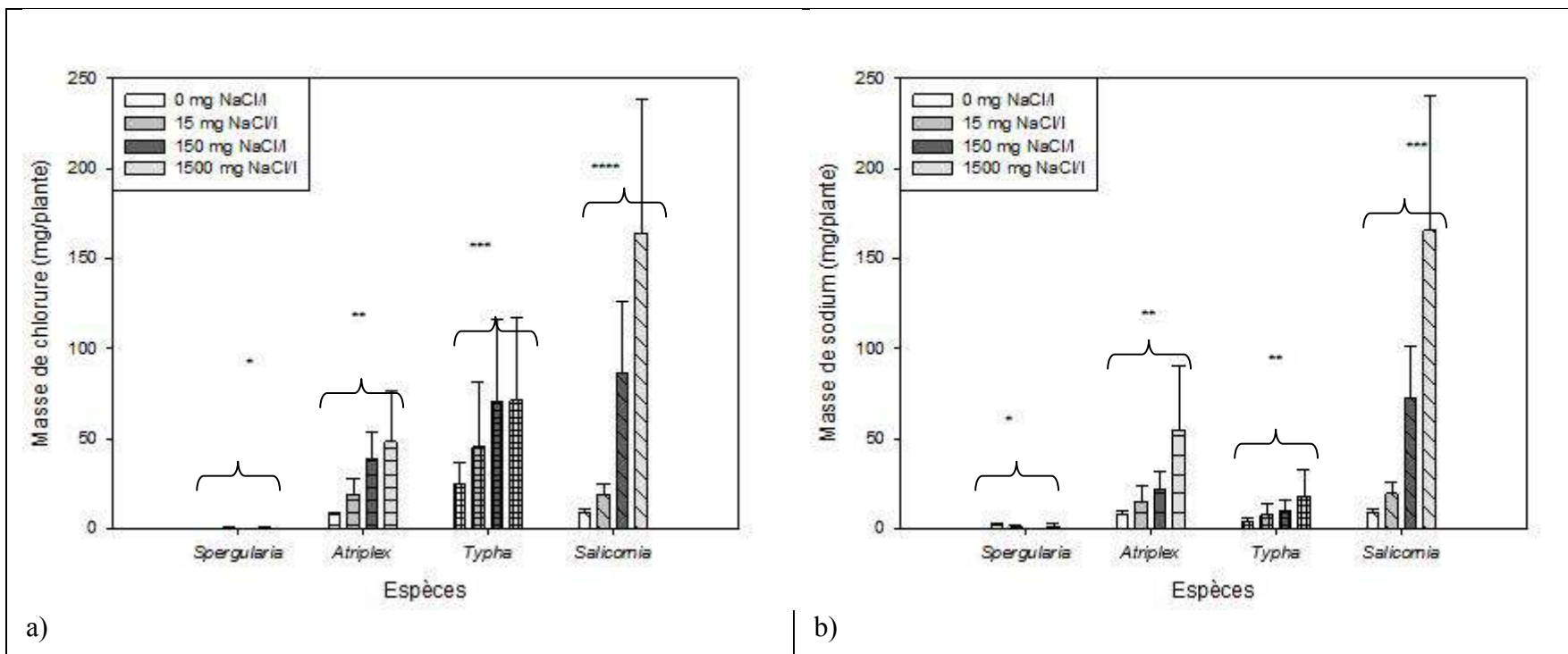


Figure IV-7 : Accumulation de chlorure (a) et de sodium (b) par plante et dans leur partie aérienne (mg/plante).

N.B. : Les espèces avec des masses significativement différentes n'ont pas le même nombre d'astérisques. Les comparaisons sont interspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

L'accumulation de sodium dans la plante montre les mêmes tendances que dans le cas du chlorure. L'accumulation du sodium par les plantes augmente significativement ($p < 0,0001$) avec la concentration d'exposition en NaCl. Lorsque les concentrations augmentent, les plantes s'adaptent et stockent plus de chlorure et de sodium pour maintenir leur pression osmotique, d'où la différence de résultat entre les concentrations.

Comparativement au taux d'accumulation de *Salicornia europaea* qui est le plus élevé, *Spergularia canadensis* a une accumulation de Cl^- 1 000 fois inférieure, et de Na^+ , 200 fois inférieure (Figure IV-7). Les concentrations absorbées par cette espèce permettent de la classer dans la catégorie hyperaccumulatrice. Cependant, sa faible biomasse, tel que précisé par Glenn et coll. (1999), rabaisse son potentiel en ce qui concerne la masse de Cl^- et de Na^+ accumulée par plante. Au vu de ces résultats, cette espèce bien que présélectionnée a été considérée comme ne respectant pas le critère de sélection des espèces numéro 2 présenté à la section 2.2.3, vis-à-vis de l'accumulation satisfaisante de Cl^- et de Na^+ . Elle n'a donc pas été retenue pour les expériences ultérieures.

Nos résultats nous permettent de conclure que :

1. Les plantes halophytes retenues pour la phytoremédiation des eaux de ruissellement routier sont résistantes aux concentrations de NaCl sur le site de l'étude;
2. Les plantes retenues accumulent le sodium et le chlorure dans leurs tissus;
3. *Atriplex patula*, *Typha angustifolia* et *Salicornia europaea* ont tendance à absorber plus de sodium que de chlorure à des concentrations d'exposition au sel égales. L'inverse est constaté pour *Spergularia canadensis*;
4. Toutes les espèces sélectionnées peuvent être classées comme hyperaccumulatrice;
5. *Atriplex patula*, *Typha angustifolia* et *Salicornia europaea* présentent une biomasse plus élevée que celle de *Spergularia canadensis*. Elles ont donc un meilleur potentiel en tant qu'outils pour la phytoremédiation des eaux de ruissellement routier chargées en NaCl;

6. *Spergularia canadensis* présente des accumulations très faibles comparées aux autres espèces, elle n'est donc pas retenue pour le reste de l'étude.

4.2. Optimisation de l'accumulation de chlorure et de sodium, et de la croissance des plantes (Phase II)

4.2.1. Impact de la nutrition du substrat sur la croissance et l'accumulation de sel par les plantes

Le Tableau IV-5 nous présente les biomasses fraîche et sèche de plantes des espèces *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* s'étant développées avec des solutions nutritives différentes durant deux mois et ayant atteint leur maturité. Les biomasses vont de 0,9 à 74 g. Les biomasses les moins élevées (entre 0,9 et 12 g) ont été obtenues pour les plantes cultivées avec la solution synthétique recomposant les conditions nutritive et chimique du tribulaire.

Tableau IV-5 : Croissance de *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* exprimée en biomasse aérienne fraîche et sèche, en taille de la tige et de racine.

Solution nutritive	Concentration de sel (mg NaCl/l)	Espèce	Biomasse fraîche aérienne (g)	Biomasse sèche aérienne (g)	Taille de la tige (cm)	Taille de la racine (cm)
Hoagland ¼	0	A	15,4 ± 6,8	3,9 ± 1,9	67,1 ± 9,1	17,9 ± 2,6
	0	T	79,0 ± 5,25	11,1 ± 7,4	132,4 ± 30,2	52,60 ± 11,9
	150	A	19,6 ± 6,0	4,4 ± 1,6	70,2 ± 10,0	18,6 ± 1,1
	150	T	70,4 ± 28,1	10,6 ± 5,6	125,0 ± 17,5	51,0 ± 5,2
Tributaire	0	A	3,17 ± 0,3	0,68 ± 0,1	49,7 ± 7,6	21,7 ± 1,6
	0	T	13,23 ± 11,1	2,55 ± 2,5	66,5 ± 20,2	69,3 ± 34,4
	150	A	5,07 ± 1,2	1,22 ± 0,3	49,3 ± 8,7	23,4 ± 1,9
	150	T	12,13 ± 11,7	1,51 ± 3,1	59,8 ± 15,8	77,7 ± 13,9

Légende : A : *Atriplex patula* et T : *Typha angustifolia*. N.B. :. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Le type de solution nutritive à laquelle ont été exposées les plantes (Hoagland $\frac{1}{4}$ et tributaire) l'espèce et leurs interactions ont eu un effet significatif ($p < 0,0001$ dans tous les cas) sur les biomasses fraîche et sèche des plantes. La biomasse aérienne fraîche des plantes, quelle que soit l'espèce considérée, était significativement supérieure aux autres pour les plantes ayant crû avec Hoagland $\frac{1}{4}$. Ces résultats étaient attendus puisque la solution « tributaire » contenait moins d'éléments nutritifs (Hoagland $\frac{1}{4}$: 232 mg/l de NO_3^- et 23 mg/l de PO_4^{3-} ; tributaire : 1,0 mg/l de NO_3^- et 0,1 mg/l de PO_4^{3-} , voir Tableau III-2). Par contre, la concentration d'exposition en sel (0 et 150 mg NaCl/l) n'a pas eu d'effet significatif sur la biomasse fraîche de *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*.

Ces résultats indiquent que les biomasses fraîche et sèche des deux espèces évaluées (*Typha angustifolia* et *Atriplex patula*) sont directement affectées par le potentiel nutritif des solutions mises en présence avec leur système racinaire. La solution reconstituant la composition nutritive des eaux des tributaires alimentées par les eaux de ruissellement routier amène les plantes à développer des biomasses de quatre à quasiment six fois plus faibles que celles exposées à une solution Hoagland $\frac{1}{4}$. Par exemple, *Typha angustifolia* possède une biomasse sèche passant de 11,5 à 2,5 g entre les solutions Hoagland $\frac{1}{4}$ et « tributaire » (exposition à 150 mg NaCl/l).

La taille de la tige a été significativement influencée par le type de solution nutritive ($p < 0,0001$). Ainsi, la taille de la tige de *Typha angustifolia* et d'*Atriplex patula* passe respectivement de 132 cm à 66 cm et de 67 cm à 49 cm lorsque les plantes croissent avec Hoagland $\frac{1}{4}$ et la solution « tributaire » (Tableau IV-5). Dans notre étude, la solution nutritive a eu un impact significatif sur la taille d'*Atriplex patula* et sur celle de *Typha angustifolia*.

La nutrition du milieu influence logiquement la taille de la plante, comme elle le fait pour la biomasse. La différence des tailles des tiges induites par la nutrition du milieu peut avoir un impact sur le fonctionnement du marais et sur la compétition avec des espèces envahissantes développant une taille maximale avec un milieu nutritif ne le permettant pas à *Typha angustifolia* ou *Atriplex patula* (Hellings et Gallagher, 1992; Kadlec et Wallace,

2009). En effet, les plantes les plus grandes ont l'avantage de faire de l'ombre aux autres plantes, donc de diminuer leur implantation possible dans le MECA. De ce point de vue, il est important d'ajouter un complément nutritif à notre substrat permettant aux plantes de se développer de manière optimale, comme elles le font avec la solution Hoagland $\frac{1}{4}$ (Tableau IV-5).

La longueur racines va respectivement de 51 à 77 cm pour *Typha angustifolia* et de 17 à 25 cm pour *Atriplex patula* (Tableau IV-5). Les racines sont plus longues en présence de la solution « tribulaire » que pour la solution Hoagland $\frac{1}{4}$. Par exemple, à une concentration de 150 mg NaCl/l, la taille des racines d'*Atriplex patula* passe de 18 cm pour la solution Hoagland $\frac{1}{4}$ à 23 cm pour la solution « tribulaire » (Tableau IV-5). Pour les plantes absorbant principalement les contaminants par leurs racines (Kvesitadze et coll., 2006), il est évident que le type de système racinaire, sa profondeur, sa distribution et son degré de ramification sont extrêmement importants pour la conception de la technologie de phytoremédiation (Kvesitadze et coll., 2006). L'étendue des racines dans le substrat du MECA doit être maximale pour que les sels présents dans les eaux de ruissellement routier puissent avoir une interaction avec le système racinaire et ainsi soit absorbés par la plante. Le système racinaire se développe plus avec la solution la moins nutritive (tribulaire). Cependant la biomasse et la concentration de chlorure et de sodium absorbée sont à prendre en compte.

La fertilisation des plante est connue pour augmenter la production de biomasse (Scherer, 2005). De façon générale, les eaux de ruissellement routier apportent peu de nutriments nécessaires à la fertilisation du milieu et à la croissance des plantes (Kadlec et Wallace, 2009), ce que confirme notre expérience. Dans notre cas, les concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement routier de l'autoroute 40 dans le bassin versant du lac Saint-Augustin sont très basses (nitrate de 0,01 à 2,4 mg/l et phosphore de 0,01 à 0,24 mg/l) comparées aux valeurs d'une solution nutritive complète de type Hoagland $\frac{1}{2}$ (nitrate 210 mg/l et phosphore 31 mg/l). Il faut donc que le substrat apporte une partie des nutriments nécessaires à la croissance de la plante.

Le milieu dans lequel les plantes halophytes ont été observées à Rivière Ouelle est décrit dans la littérature comme un marais salant à spartine alterniflore et à spartine étalée. Les espèces halophytes sélectionnées nécessitent donc un substrat contenant des nutriments à valeur égale.

Les marais salants sont des milieux où peu d'animaux viennent consommer les plantes ayant une forte concentration de sel. En conséquence, 90 % de la biomasse produite par les plantes de marais salant est remise à la fin de la saison dans l'estuaire ou se décomposent sur place, formant ainsi des sols très riches en matière organique, soit de 30 à 400 mg/g avec des masses volumiques comprises entre 0,27 et 1,39 g/ cm³ (Craft et coll., 1999; Weis et Butler, 2009; Kadiri et coll., 2011). Les teneurs en nutriment vont de 0,4 à 1,2 mg P total/g de sol et de 0,1 à 20 mg N total/g de sol (Craft et coll., 1999; Graham et coll., 2005).

Il reste à déterminer sous quelle forme ces nutriments seront apportés. La littérature ne sera pas d'un grand soutien à ce sujet, car la nature des fertilisants employés dans les études sur les MEC y est très rarement mentionnée. En effet, les équipes de recherche considèrent le substrat des MEC pour leur capacité adsorbante et hydraulique. Les substrats employés sont généralement du gravier (Vymazal, 2008; Kadlec et Wallace, 2009). Quelques études proposent l'usage de matières organiques ou de fertilisants pour améliorer les procédés de phytoremédiation. Shutes et coll. (1997) proposent un substrat composé de 10 cm de substrat organique grossier recouvrant une couche de 50 cm de gravier. Scholz (2006) expose un cas où un engrais chimique est ajouté au substrat. Fraser Carty et coll. (2004) emploient un substrat contenant déjà des phosphores et des nitrates.

Un complément nutritif possédant, comme les sols des marais salants, une proportion élevée de matière organique se dégradant lentement et contenant des proportions égales d'azote et de phosphore paraît approprié.

Un compost de tourbe et de crevettes Fafard® (azote/phosphore/potassium = 15/10/10 mg/g de tourbe; 0,41 g/cm³ et 412 mg/g de matière organique) composé de fumier

composté, de tourbe, de sphaigne et de farine de crevettes a été choisi comme satisfaisant à ces critères.

Ces résultats nous permettent de conclure que :

- Les biomasses fraîche et sèche sont directement affectées par le potentiel nutritif des solutions;
- Les nutriments apportés par les eaux de ruissellement routiers sont insuffisants;
- Les plantes ont besoin d'un complément nutritif dans le marais pour croître de manière optimale;
- Un compost de tourbe se rapproche des concentrations de nutriments présentes dans les marais salants où les espèces halophytes ont été récoltées.

Le Tableau IV-6 présente les concentrations de Na^+ et de Cl^- absorbées par les tissus des plantes durant cette expérience et stockées dans les tissus des parties aériennes. Les concentrations de sodium et de chlorure absorbées par *Atriplex patula* sont comprises entre 9,4 et 14,6 mg Na^+ /g MS et 18,8 et 41,2 mg Cl^- /g MS. Pour *Typha angustifolia*, les concentrations de sodium et de chlorure mesurées dans les tissus varient de 1,4 à 8,7 mg Na^+ /g MS et de 2,1 à 38,8 mg Cl^- /g MS.

Tableau IV-6 : Accumulation de chlorure et de sodium en fonction du type de solution nutritive et de la concentration d'exposition en sel des plantes des espèces *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*.

Type solution nutritive	NaCl contenu dans la solution nutritive (mg/l)	<i>Typha angustifolia</i>		<i>Atriplex patula</i>	
		Cl ⁻ dans les tissus (mg Cl ⁻ /g MS)	Na ⁺ dans les tissus (mg Na ⁺ /g MS)	Cl ⁻ dans les tissus (mg Cl ⁻ /g MS)	Na ⁺ dans les tissus (mg Na ⁺ /g MS)
Hoagland ¹ / ₄	0	2,1 ± 0,5	1,4 ± 0,1	18,8 ± 4,4	9,4 ± 1,2
Hoagland ¹ / ₄	150	38,8 ± 5,8	8,7 ± 0,9	28,2 ± 12,7	12,5 ± 6,5
Tributaire	0	13,6 ± 4,5	2,5 ± 0,6	37,2 ± 7,4	13,3 ± 3,0
Tributaire	150	21,0 ± 3,9	5,0 ± 1,0	41,2 ± 3,3	14,6 ± 2,4

N.B. : Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Lorsque *Typha angustifolia* est exposée à une solution Hoagland ¹/₄ (la plus nutritive), les concentrations de sodium absorbées sont les plus basses pour une concentration d'exposition de 0 mg NaCl/l et les plus hautes pour une exposition à 150 mg NaCl/l. La même observation peut être faite pour le chlorure.

Pour les deux espèces (*Atriplex patula* et *Typha angustifolia*), le potentiel nutritif de la solution a des effets sur l'accumulation des ions dans les plantes. Pour *Typha angustifolia*, les plantes exposées à la solution Hoagland ¹/₄ avec 150 mg NaCl/l contiennent les concentrations de chlorure et de sodium les plus élevées. Au contraire, dans le cas d'*Atriplex patula*, les plantes exposées à la solution de plus faible contenu nutritif contiennent les concentrations de chlorure et de sodium maximales. En cas d'exposition à une solution faiblement nutritive, les deux espèces ont des concentrations de chlorure et de sodium proches, avec ou sans la présence de NaCl.

L'accumulation nette de chlorure et de sodium est la conséquence du transport passif et actif vers l'intérieur de la plante et du transport actif vers l'extérieur (Tester et

Davenport, 2003). Le transport actif vers l'extérieur de la cellule ou de la vacuole requiert de l'énergie pour faire fonctionner les pompes à proton qui permettent d'échanger un ion H^+ contre un ion Na^+ de part et d'autre des parois cellulaires (Parida et Das, 2005; Flowers et Colmer, 2008). Cette enzyme est plus difficile à fabriquer avec de faibles ressources nutritives. Les plantes halophytes, telles qu'*Atriplex patula*, possèdent la capacité de rejeter du chlorure et du sodium vers l'extérieur (Yensen, 2006; Shabala, 2013). Pour cela, *Atriplex patula* gère mieux la concentration de chlorure et de sodium dans ses tissus avec les concentrations de nutriments adéquates. En effet, la gestion du chlorure et du sodium par les plantes halophytes consomme l'énergie apportée par les nutriments (Flowers et Colmer, 2008). Les systèmes de protection, à savoir la séquestration des ions chlorure et sodium, leur exclusion par les feuilles ou les racines ou la synthèse d'osmoprotecteurs, sont décrits dans l'état des connaissances.

Typha angustifolia, bien que résistante au sel, ne gère pas les concentrations de chlorure et de sodium dans ses cellules. Les concentrations présentes dans ses tissus sont avant tout fonction de la concentration de NaCl extérieure. Il y a encore ici une distinction entre halophyte et non halophyte. En effet, les plantes qui tolèrent le mieux la salinité ont tendance à exclure le sodium de leur tissus (Tester et Davenport, 2003).

Si on prend en compte le poids de la plante, la masse de sodium et de chlorure que chaque plante peut extraire des eaux de ruissellement routier, les résultats présentés dans le tableau suivant sont obtenus.

Tableau IV-7 : Masse de chlorure et de sodium absorbée par plante.

Type solution nutritive	Concentration de NaCl contenue dans la solution nutritive (mg/l)	<i>Typha angustifolia</i>		<i>Atriplex patula</i>	
		Masse de Cl ⁻ (mg Cl ⁻ / plante)	Masse de Na ⁺ (mg Na ⁺ / plante)	Masse de Cl ⁻ (mg Cl ⁻ / plante)	Masse de Na ⁺ (mg Na ⁺ / plante)
Hoagland ¹ / ₄	0	23,3±19,4	15,5±9,3	73,3±14,1	36,6±8,7
Hoagland ¹ / ₄	150	409,6±195,4	91,8±55,6	123,0±46,0	54,5±23,5
Tributaire	0	34,7±13,6	6,4±4,8	25,6±4,9	9,2±1,7
Tributaire	150	31,8±12,3	7,6±3,1	50,3±13,0	17,8±3,4

N.B. . Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Les résultats présentés ci-dessus amènent aux mêmes conclusions que présentés plus haut. Ces résultats mettent donc l'emphase sur le fait que dans le cas du traitement des eaux de ruissellement routiers un complément nutritif est nécessaire au bon fonctionnement du MECA.

4.2.2. Impact du taux de saturation hydrique du substrat sur la croissance et l'accumulation de sel des plantes

Cette expérience a été réalisée pour *Atriplex patula*. La Figure IV-8 présente la succulence et la biomasse fraîche d'*Atriplex patula* en fonction du taux de saturation. Les deux autres espèces ont reçu une attention particulière à ce sujet de la part de la communauté scientifique et ont fait l'objet de nombreuses publications. En conséquence, les données nous intéressant ont été recueillies dans une revue de littérature.

Le taux de saturation du substrat, la concentration d'exposition en sel et leur interaction (on entend par interaction que l'effet du taux de saturation sur la variable mesurée est modifié par la concentration de NaCl) ont eu un effet significatif (respectivement pour la biomasse fraîche d'*Atriplex patula* $p = 0,0059$, $p < 0,0001$ et $p = 0,0086$ et pour la succulence d'*Atriplex patula* $p = 0,0033$, $p < 0,0001$ et $p = 0,0062$) sur la biomasse fraîche et la succulence d'*Atriplex patula*.

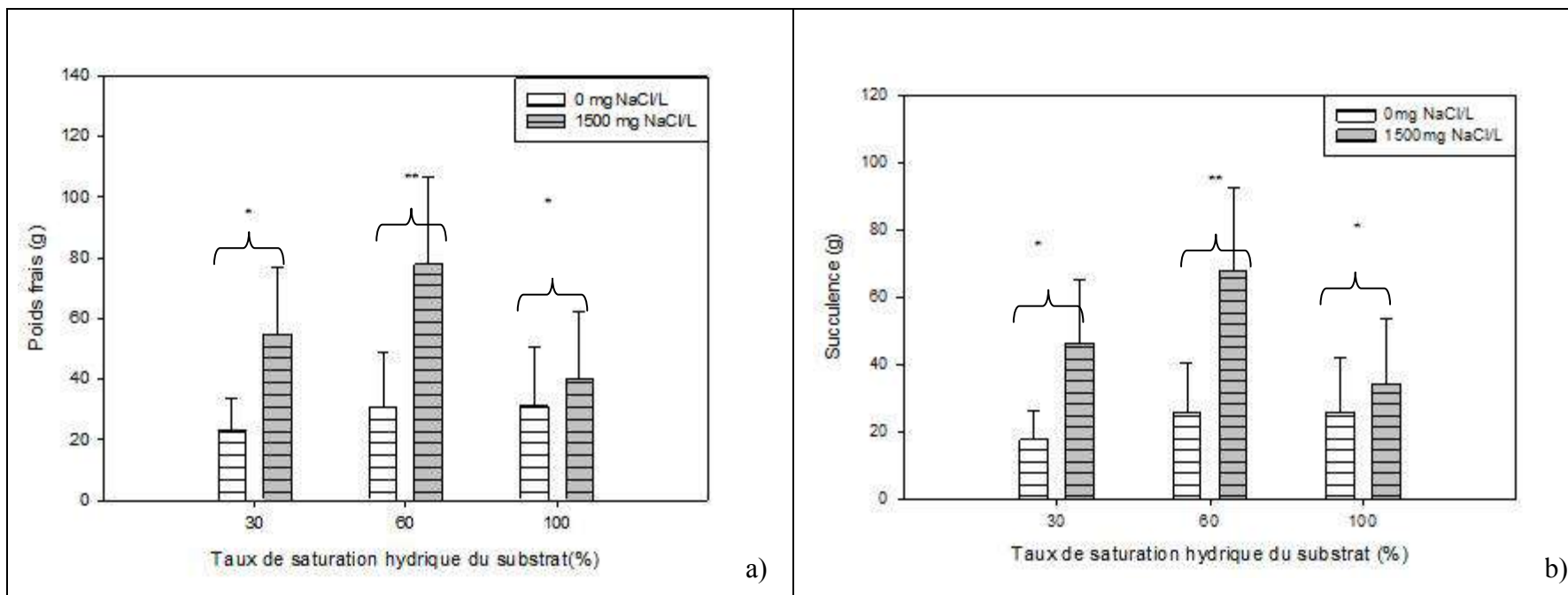


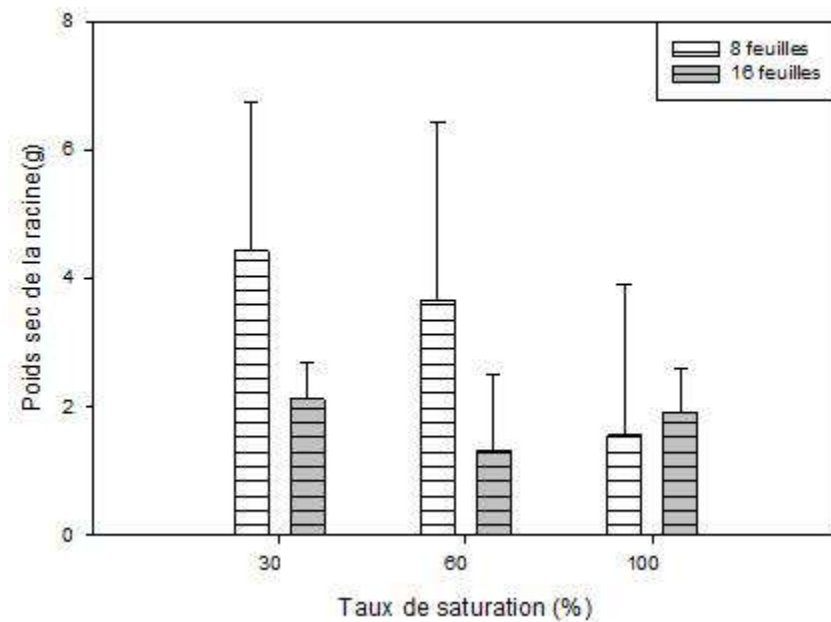
Figure IV-8 : Biomasse fraîche (a) et succulence (b) d'*Atriplex patula* avec exposition des plantes au stade de développement huit feuilles.

N.B. : Les valeurs avec un même nombre d'astérisques ne sont pas significativement différentes. Les comparaisons sont interspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

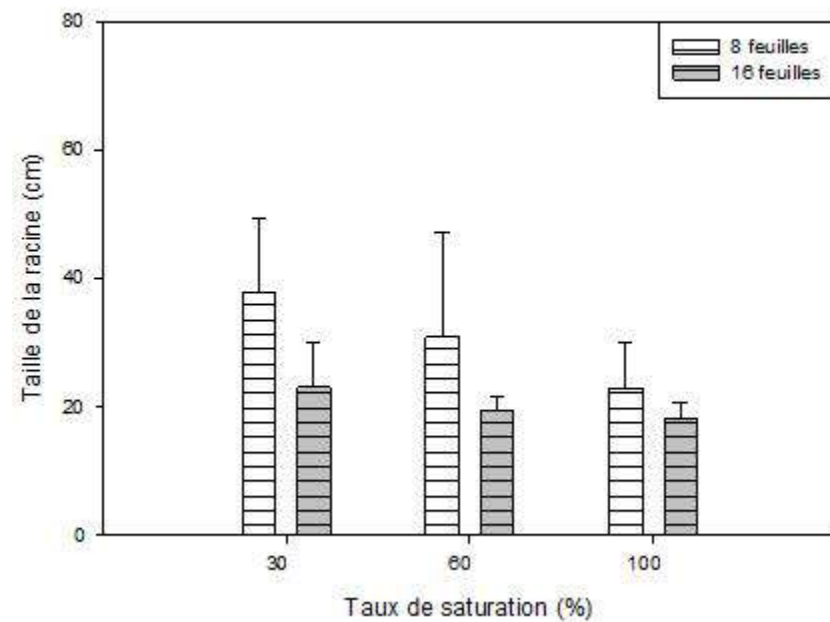
Le taux de saturation de 60 % du substrat a permis aux plantes de développer une biomasse fraîche significativement plus élevée que pour les taux de saturation de 100 et 30 %. Ces résultats sont expliqués par la variation de la succulence, celle-ci variant de la même manière que la biomasse fraîche. Cependant, la biomasse sèche de la plante ne montre aucune différence significative selon le taux de saturation du substrat et le stade de développement de la plante (8 ou 16 feuilles) au début de l'expérience.

La Figure IV-9 montre la croissance du système racinaire en fonction de la saturation du substrat. Les biomasses sèches de la racine varient de 1,3 à 4,5 g, et les tailles des racines de 18 à 38 cm. Le stade de développement de la plante (8 ou 16 feuilles) au début de l'expérience et la saturation du substrat ont eu un effet significatif sur la biomasse sèche racinaire (Figure IV-9) ainsi que sur la taille du système racinaire.

Les plantes exposées à un stade de croissance antérieur (huit feuilles) présentent une taille et une masse de racine supérieure aux plantes exposées ultérieurement. La taille de la racine et la biomasse sèche de la racine ont évolué inversement au taux de saturation du substrat (Figure IV-9). Par exemple, pour une saturation de 30 %, la biomasse sèche de la racine est de $3,2 \text{ g} \pm 2,3$ en moyenne, alors qu'il est de $1,7 \text{ g} \pm 1,3$ pour une saturation de 100 % (différence significative $p < 0,05$).



a)



b)

Figure IV-9 : Biomasse sèche (a) et taille de la racine (b) d'*Atriplex patula*.

N.B. :. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

La taille de la racine est influencée par la variation du taux de saturation hydrique du substrat. En effet les plantes ont poussé jusqu'au stade de 8 et 16 feuilles subissant alors une variation négative et positive de leur taux de saturation. Les plantes subissant un stress hydrique, tel qu'un manque d'eau, ont en effet tendance à plus développer leur système racinaire (Gregory, 2007). Dans le cas contraire, comme des conditions d'inondation, les plantes tendent à avoir un système racinaire peu développé et moins profond (Cronk et Fennessy, 2001). L'intensité des conséquences de ces conditions dépend du niveau de saturation hydrique, de la durée de l'événement et du stade de développement de la plante (Gregory, 2007). Notons également qu'un substrat saturé en eau empêche le déplacement des gaz au détriment des plantes (Gregory, 2007). Pour chaque espèce, la capacité à résister à ces conditions est différente. Dans notre expérience, le stade de développement de la plante au début de son exposition influence l'effet de la saturation du substrat sur la taille de la racine ainsi que sur la biomasse sèche. De plus, la saturation du substrat diminue la taille et la biomasse des racines. Ces résultats sont conformes aux théories énoncées dans la littérature.

Selon Barrett-Lennard (2003), une forte saturation hydrique du substrat a trois effets sur les fonctions physiologiques des plantes : 1) la diminution de la capacité de la plante à absorber de l'eau, donc une faible conductance stomatale¹² et une diminution de l'évapotranspiration pour éviter une dessiccation des tissus (Else et coll., 2001); 2) le catabolisme anaérobique produit des acides organiques entraînant des changements de potentiels membranaires dans la plante et le pH cytosolique menant à la diminution de l'absorption, voir le relargage de certains composés inorganiques comme le chlorure; 3) la présence réduite d'oxygène diminue la respiration et la production d'ATP menant à la diminution de la photosynthèse et, par conséquent, de la croissance des racines et des parties aériennes de la plante par la suite.

Lorsque la forte saturation hydrique du substrat est jumelée avec la salinité pour les espèces halophytes, les effets 1 et 3 décrits ci-dessus ont lieu et les concentrations en Na^+ et Cl^- dans la plante augmentent (Keiffer et coll., 1994; Barrett-Lennard, 2003; Salter et coll.,

¹² Fermeture des stomates pour éviter des pertes d'eau.

2007). Ces changements de comportement physiologique diminuent la capacité des plantes à vivre dans de tel milieu, à développer leur biomasse et à terminer leur cycle de vie (Salter et coll., 2007). Nos résultats vont dans ce sens car une diminution significative de la biomasse et de la taille des tiges avec la saturation hydrique la plus importante a été observée. De même la saturation hydrique de 100% et l'exposition à cette saturation hydrique au stade de développement de 8 feuilles a eu un effet adverse sur le développement du système racinaire.

Une augmentation de la succulence a été observée avec l'augmentation de la saturation hydrique du substrat. La salinité et la saturation du substrat font varier la succulence. Cette dernière est influencée par les conditions du milieu environnant. Lorsque le substrat est saturé en eau et que les conditions deviennent par conséquent anaérobiques, les capacités de transport de l'eau dans la plante diminuent (Colmer et Flowers, 2008). En fermant leurs stomates, les plantes maintiennent leur succulence (Cronk et Fennessy, 2001).

Ce phénomène est lié à la salinité. En effet, la succulence est différente pour les concentrations de sel 1 500 et 0 mg NaCl/l. La succulence permet aux plantes de faire face aux concentrations élevées de sel et de s'acclimater aux changements de leur environnement. Ainsi, le genre *Atriplex patula* augmente sa succulence en réaction à l'augmentation de la salinité dans son milieu, afin de contrôler la teneur en sel à l'intérieur de ces cellules (Cronk et Fennessy, 2001). Les résultats de l'expérience illustrent ce procédé.

La combinaison de la salinité avec la saturation hydrique peut avoir des effets sévères sur la croissance de plantes non adaptées vivant dans des milieux non saturés. *Atriplex patula*, bien qu'étant une espèce halophyte de marais salant, vit dans les parties les plus élevées des marais, c'est-à-dire à la limite des marées hautes comme il est précisé dans la section 2.2.4. Cette particularité explique la baisse de la succulence et de la biomasse fraîche que connaissent les plantes avec un substrat saturé à 100 %. De plus, *Atriplex amnicola*, une espèce du même genre, présente une diminution de la biomasse après sa

croissance dans des conditions de sol saturé en eau. Cette hypothèse explique la baisse de la biomasse fraîche à 100 % de saturation hydrique.

La fermeture des stomates a une autre incidence : celle de la diminution de l'évapotranspiration de la plante. Les conséquences pour le MECA seraient une absorption d'eau moindre entraînant des diminutions de l'évapotranspiration et de l'absorption du Na^+ et du Cl^- .

En conclusion, la saturation hydrique de 60 % (équivalente pour notre expérience à un niveau d'eau positionné 4 cm en dessous du substrat) est plus appropriée pour *Atriplex patula*, car elle permet :

1. une grandeur des racines significativement équivalente à celle obtenue avec une saturation hydrique de 30 %;
2. une biomasse aérienne maximum.

Typha angustifolia tolère un niveau de saturation très élevé, puisqu'il peut survivre à une inondation. D'après les données collectées dans la littérature, son domaine de tolérance quant à la profondeur d'eau varie de -5 cm à 100 cm (Weisner, 1993; Wild et coll., 2001; Asaeda et coll., 2005), selon la compétition environnante (Grace et Wetzel, 1998).

Selon Boorman (2001) les biomasses de *Salicornia europaea* diminuent avec la durée des inondations dû à la marée. Dans le cadre des études l'employant dans des cas de phytoremédiation, elle est traitée comme une plante de culture normale dans un sol non saturé en eau et dont l'humidité oscille entre 10 et 20 % avec des taux de saturation bien inférieurs à ceux de son habitat naturel (Keiffer et Ungar, 2002). Cependant dans les marais salants, *Salicornia europaea* croît dans les parties exposées aux marées (Jefferies et coll., 1981; Aaron, 1987).

Le choix d'un taux de saturation du substrat est basé ici sur d'autres critères que pour *Atriplex patula*. *Typha angustifolia* tolère des conditions de saturation hydrique allant jusqu'à 100 % ou d'inondation jusqu'à 100 cm. L'objectif du MECA est de retirer le sel

des eaux de ruissellement routier par absorption. En conséquence, le contact entre les racines et l'affluent est essentiel, et le niveau maximum de l'eau ne doit pas dépasser le niveau du substrat. La même logique s'applique pour *Salicornia europaea*. Un marais possédant différent niveau d'eau pourrait également accommoder les différentes plantes en permettant d'utiliser leur capacité d'absorption du sel.

4.2.3. Impact de la densité de plantation sur la croissance et l'accumulation de sel par les plantes

Le Tableau IV-8 montre les caractéristiques de la partie aérienne des plantes (succulence, biomasse sèche) à la suite de leur culture à différentes densités et salinités.

La densité des plantes et la concentration d'exposition au sel ont un effet significatif ($p < 0,0001$ dans tous les cas) sur la biomasse sèche et la succulence des plantes. Ces paramètres ont augmenté de façon significative pour *Atriplex patula* avec la concentration d'exposition en NaCl, mais ont diminué dans le cas de *Typha angustifolia*. Par exemple, *Atriplex patula* avec une densité de 30 plantes par m^2 présentait une succulence de $28,7 \text{ g} \pm 9,2$ pour 0 mg NaCl/l et de $42,1 \text{ g} \pm 17,3$ pour 1 500 mg NaCl/l (Tableau IV-8).

Tableau IV-8 : Succulence, biomasses sèche de la tige d'*Atriplex patula* et de *Typha angustifolia* en fonction de la concentration d'exposition et de la densité.

Concentration d'exposition (mg NaCl/l)	Densité (plante/m ²)	<i>Atriplex patula</i>		<i>Typha angustifolia</i>	
		Biomasse sèche de la tige (g)	Succulence (g)	Biomasse sèche de la tige (g)	Succulence (g)
0	30	7,2 ± 2,4	28,6 ± 9,2	11,1 ± 6,0	30,9 ± 13,6
0	90	5,1 ± 8,5	9,7 ± 12,4	10,0 ± 3,8	48,1 ± 17,2
0	190	1,4 ± 0,8	6,1 ± 2,8	5,4 ± 3,0	22,8 ± 11,0
1 500	30	15,7 ± 6,3	42,1 ± 17,3	4,0 ± 2,3	22,3 ± 12,8
1 500	90	8,0 ± 3,1	31,7 ± 14,8	1,9 ± 1,3	11,2 ± 7,3
1 500	190	2,9 ± 1,9	19,3 ± 12,2	2,3 ± 1,3	9,9 ± 5,9

N.B. : Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Ces résultats concordent avec le caractère halophyte d'*Atriplex patula* qui développe des biomasses supérieures en présence de sel. Au contraire *Typha angustifolia* voit sa croissance entravée par la présence de sel. Cette même observation est exposée dans un certain nombre d'étude (Mc Millan, 1959; Boonsaner et Hawker, 2012)

La concentration de sel et la densité ont eu un effet significatif sur la taille de la racine et de la tige d'*Atriplex patula*. Dans le cas de *Typha angustifolia* seule la densité a eu un impact significatif sur les tailles des tiges et des racines. La taille des racines et celle des tiges varient inversement à la densité des plantes. Ainsi, comme le montre le Tableau IV-9, pour la concentration de 0 mg NaCl/l, la taille de la tige passe de 90 cm pour une densité de 30 plantes par m² à 71 cm pour une densité de 190 plantes par m², la différence est significative ($p < 0,05$).

Tableau IV-9 : Tailles des tiges et des racines d’*Atriplex patula* et de *Typha angustifolia*.

Concentration d’exposition (mg NaCl/l)	Densité (plante/m ²)	<i>Atriplex patula</i>		<i>Typha angustifolia</i>	
		Taille de la tige (cm)	Taille de la racine (cm)	Taille de la tige (cm)	Taille de la racine (cm)
0	30	90,0 ± 13,9	18,2 ± 1,8	119,0 ± 19,8	50 ± 10,3
0	90	83,5 ± 13,1	16,1 ± 2,5	95,7 ± 11,7	44,7 ± 7,1
0	190	70,8 ± 7,8	13,4 ± 1,9	155,8 ± 21,6	29,6 ± 10,2
1 500	30	87,0 ± 12,7	20,0 ± 4,0	83,0 ± 19,3	29,2 ± 8,6
1 500	90	86,9 ± 7,6	19,2 ± 3,9	71,6 ± 17,1	20,7 ± 8,1
1 500	190	77,6 ± 10,8	15,8 ± 3,8	66,3 ± 19,6	21,0 ± 8,7

N.B. : Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Les tailles des tiges et des racines d’*Atriplex patula* ont augmenté avec la concentration de NaCl, tel qu’observé à la section 4.1.2. Par exemple, la taille de la racine est passée de 18 à 20 cm entre les concentrations de 0 et 1 500 mg NaCl/l (Tableau IV-9). Avec l’augmentation de la densité, ces résultats mettent en évidence la diminution de la taille des tiges et des racines, et de la biomasse.

Le Tableau IV-10 présente la taille du système racinaire et de la biomasse produite par l’ensemble des plantes présentes sur une surface donnée. Les chiffres présentés sont les sommes des biomasses fraîches et des tailles du système racinaire d’*Atriplex patula* et de *Typha angustifolia*. Les tailles des systèmes racinaires totales augmentent de manière significative avec la densité de plantation. Par exemple, la taille du système racinaire de *Typha angustifolia* augmente de 530 m/m³ à 838 m/m³ entre les densités de plantation de 30 plantes/m² et de 190 plantes/m².

Tableau IV-10 : Taille du système racinaire pour *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*.

Concentration d'exposition (mg NaCl/l)	Densité (nombre de plante/m²)	Taille du système racinaire d'<i>Atriplex patula</i> (m/m³)	Taille du système racinaire de <i>Typha angustifolia</i> (m/m³)
0	30	192	530
0	90	512	473
0	190	853	838
1 500	30	212	775
1 500	90	610	1 061
1 500	190	1 004	1 114

Plus la densité augmente, plus le système racinaire des plantes tend à se développer (augmentation significative de la taille, $p < 0,0001$). La compétition entre plantes pour la recherche de nutriments nécessaires à leur croissance conduit ces dernières à développer leur système racinaire. La surface couverte par les racines est donc plus grande avec les densités les plus élevées, ce qui pourrait entraîner une absorption plus efficace du sel.

Outre la production de biomasse, le système racinaire est affecté par la densité. Notons que la détermination de la taille du système racinaire est complexe, car elle dépend de la taille, de l'architecture et de l'activité des racines, et du comportement des nutriments ou des contaminants, les sels dans notre cas (Gregory, 2007). Plus le système racinaire sera grand, mieux se fera la phytoextraction. Nos expériences montrent que la longueur des racines augmente avec une augmentation de la densité, impliquant ainsi une probable augmentation des capacités de phytoextraction des plantes.

Les biomasses sèches et le taux de survie des plantes sont présentés dans le Tableau IV-11. Comme dans le tableau ci-dessus, les valeurs représentent la biomasse de l'ensemble des plantes par unité de surface. La densité de plantation a un impact significatif sur la biomasse sèche produite par unité de surface pour *Atriplex patula*, et un maximum

pour la densité de 90 plantes/m² est identifiable. Au contraire, la biomasse sèche de *Typha angustifolia* n'a pas été significativement influencée par la densité de plantation.

Atriplex patula et *Typha angustifolia* montrent encore un comportement différent quant à leur taux de survie. Alors qu'*Atriplex patula* n'a vu aucune de ces plantes mourir lors de l'expérience, *Typha angustifolia* présente un taux de survie inférieur aux densités les plus élevées.

Tableau IV-11 : Biomasse sèche aérienne produite par m² et taux de survie.

Concentration d'exposition (mg NaCl/l)	Densité (plante/m ²)	Biomasse sèche d' <i>Atriplex patula</i> (g/m ²)	Biomasse sèche de <i>Typha angustifolia</i> (g/m ²)	Survie des plantes <i>Atriplex patula</i> (%)	Survie des plantes <i>Typha angustifolia</i> (%)
0	30	919 ± 312	1 419 ± 768	100	100
0	90	1 944 ± 173	1 268 ± 483	100	87
0	190	457 ± 138	1 844 ± 623	100	81
1 500	30	1 997 ± 799	1 267 ± 255	100	100
1 500	90	3 044 ± 531	1 188 ± 422	100	83
1 500	190	1 310 ± 457	1 482 ± 317	100	83

N.B. : Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

La densité des plantes fait varier le rendement en biomasse. Par ailleurs, la densité optimale dépend de la taille de la plante. En effet, selon la densité, la plante pourra intercepter plus ou moins d'énergie lumineuse. Si la densité est trop élevée, la compétition deviendra un facteur limitant de croissance pour les plantes. Dans le cas contraire, la croissance est optimale pour chaque plante, mais l'occupation de la surface considérée est insuffisante, ce qui diminue le rendement par unité de surface (Shibles et Weber, 1966).

La biomasse sèche produite est maximale pour une densité de 90 plantes par m² pour *Atriplex patula* (Tableau IV-11).

Une biomasse sèche maximale n'est pas identifiable pour *Typha angustifolia* par les moyens statistiques. Cependant, pour les densités élevées, les plantes ont tendance à mourir. Cette observation provient de la compétition entre les plantes qui sont reconnues pour avoir un effet négatif possible sur la survie, la croissance et la propagation (Schulze et coll., 2005). Les plantes mourantes retombent dans l'eau libérant le sel déjà absorbé dans leurs tissus, ce qui contreproductif pour le MECA.

Les densités habituelles de plantation dans les MEC (4 plantes/ m² (Kadlec et Wallace, 2009)) sont toujours beaucoup plus faible que celles présentées ici car le but est d'introduire la plante pour qu'elle se propage ensuite. Des études en pot utilisent des densités allant de 10 à 70 plantes/m² (Hager, 2004; Li et coll., 2010; Xu et coll., 2011; Pedescoll et coll., 2013). Cependant le but de cette expérience était de déterminer une densité permettant de maximiser la biomasse produite par unité de surface et non de déterminer une densité de plantation.

Les résultats ci-dessus nous permettent de tirer les conclusions ci-dessous pour *Atriplex patula* :

1. Si la densité augmente, la biomasse aérienne et la succulence pour chaque plante diminuent;
2. La taille de la tige et celle de la racine diminue avec la densité;
3. La taille du système racinaire d'un ensemble de plantes augmente avec la densité;
4. La biomasse maximale est obtenue avec 90 plantes/m².

Selon les résultats ci-dessus, les conclusions concernant *Typha angustifolia* sont les suivantes :

1. Si la densité augmente, la biomasse aérienne et la succulence pour chaque plante diminuent;

2. La taille de la racine diminue avec la densité, contrairement à la taille de la tige qui ne varie pas significativement avec la densité;
3. La taille du système racinaire d'un ensemble de plantes augmente avec la densité;
4. Aucune biomasse significativement supérieure n'est observable, et le taux de survie diminue avec la densité.

Pour un fonctionnement efficace du MECA, maximiser la biomasse est le principal objectif. En effet, les masses de chlorure et de sodium accumulées par les plantes dépendent directement de la biomasse des plantes. Ainsi, bien que le système racinaire soit plus important pour des densités de 190 plantes par m^2 , la densité de 90 plantes par m^2 pour *Atriplex patula* paraît plus adaptée à la phytoremédiation. La biomasse produite par un ensemble de plantes ne permet cependant pas de déterminer une densité de plantation optimale pour *Typha angustifolia*.

La taille du système racinaire augmente-t-elle les concentrations de chlorure et de sodium accumulées dans les tiges? Les expériences pour lesquelles les concentrations en sodium et en chlorure ont été mesurées ne permettent pas de le confirmer. En conséquence, la densité choisie pour les expériences subséquentes sera de 90 plantes par m^2 afin de maximiser la biomasse produite, donc le potentiel de récolte des ions dans les tissus.

La biomasse produite par 30, 90 ou 190 plantes par m^2 pour *Typha angustifolia* n'a pas montré de différence significative. La sélection d'une densité optimale pour *Typha angustifolia* n'étant pas évident, on peut se tourner vers la littérature pour comparer nos résultats. La moyenne de l'ensemble des densités présentées au Tableau II-5 est de $60/m^2$. Cette densité paraît donc comme une valeur permettant d'éviter la mortalité observée pour 90 plantes/ m^2 tout en ayant statistiquement les biomasses que pour 190 plantes/ m^2 . Cette valeur est donc proposée pour les essais pilotes.

La propagation végétative à partir de leur rhizome constitue un élément permettant d'avoir une densité inférieure de plantation pour *Typha angustifolia* dans le marais, car la

plante se propage d'elle-même. *Atriplex patula* et *Salicornia europaea* sont des plantes qui se reproduisent uniquement par les graines. Leur densité de plantation dans le marais sera la même du début à la fin de la saison. Elles évolueront cependant saison après saison.

Salicornia europaea présente des densités dans son milieu naturel allant de 0 à 250 plantes par m² (Keiffer et Ungar, 2002; Rand, 2003; Mossman et coll., 2012). Ceci est comparable à *Atriplex patula* (Kadiri et coll., 2011). Dans les deux cas, ces deux espèces seront implantées dans les essais pilotes et les marais avec une densité fixe. Cette densité est dictée par des considérations économiques et temporelles, plutôt que par des considérations d'optimisation de l'efficacité. Les concepteurs s'en remettent à la propagation naturelle des plantes au cours des années. La densité initiale pour un projet de MEC est souvent de 4 plantes par m², même si elle peut être supérieure pour un traitement par phytoremédiation (Kadlec et Wallace, 2009).

Pour pouvoir comparer leur efficacité dans le cas des essais-pilotes, le plus simple est d'utiliser la même densité de plantation pour les deux plantes dont la densité sera stable tout au long de l'expérience. En résumé, cette partie nous permet de conclure que Les essais-pilotes seront conduits avec 90 plantes par m² pour *Atriplex patula* et *Salicornia europaea*, et 60 plantes par m² pour *Typha angustifolia*.

4.2.4. Cinétique d'absorption du chlorure et du sodium

La Figure IV-10 présente les cinétiques d'absorption du chlorure et du sodium à différents stades de développement dans les plantes des espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*.

Après l'exposition des plantes à une solution de 1 500 mg NaCl/l, les concentrations de chlorure et de sodium augmentent dans le tissu des plantes. Les concentrations tissulaires augmentent durant la semaine de contact avec la solution de chlorure et de sodium (Figure IV-10).

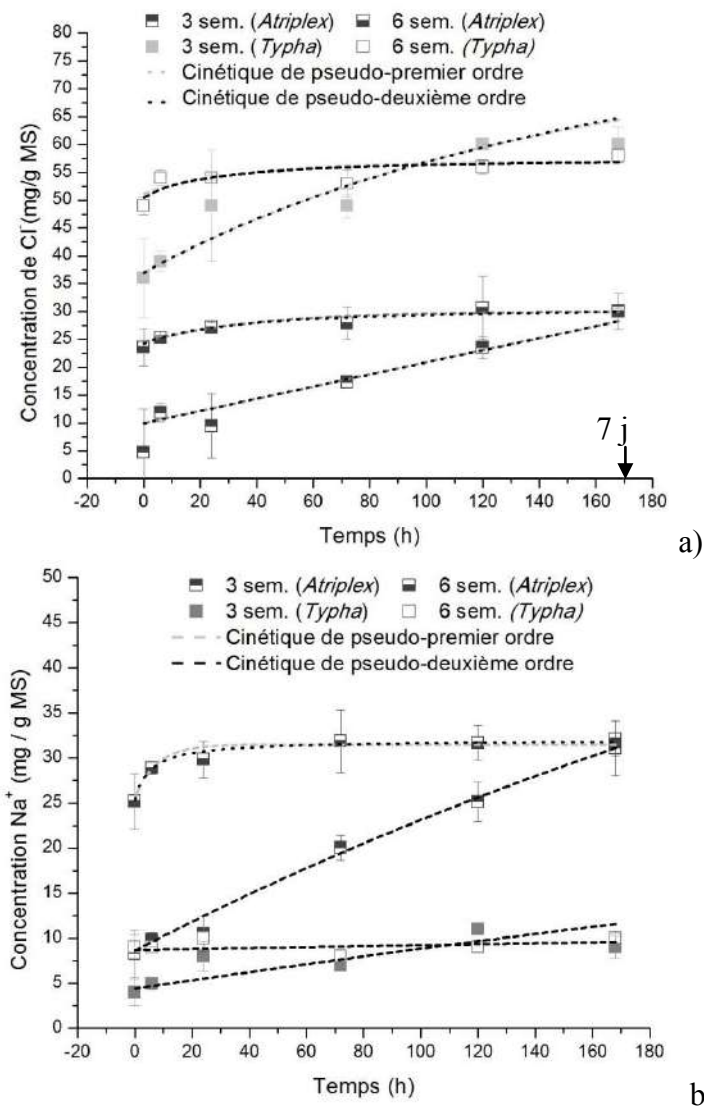


Figure IV-10 : Cinétique d'absorption du chlorure (a) et du sodium (b) pour *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*.

Légende : sem. = nombre de semaines de croissance avant contact avec la solution de 1500 mg NaCl/l.

Les concentrations de chlorure et de sodium absorbées par *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* au bout d'une semaine de contact sont comparables à celles mesurées lors de l'expérience de la phase I (section 4.1.2). Ces dernières sont cependant légèrement supérieures. Cela confirme la justesse des valeurs mesurées et leur validité pour l'évaluation des capacités d'absorption du chlorure et du sodium par les plantes dans le MECA.

Pour les plantes d'*Atriplex patula* exposées au sel après trois semaines de croissances, l'augmentation des concentrations tissulaires de chlorure et de sodium se fait de manière rapide, puis en continu tout au long des sept jours de contact avec la solution de 1 500 mg NaCl/l. Ces plantes présentent des concentrations de chlorure et de sodium multipliées respectivement par 6 et 3 après une semaine (Figure IV-10). Au contraire, les concentrations de chlorure et de sodium des plantes mises en contact avec du sel après six semaines de croissances ont seulement été multipliées par 1,4 et 1,2 pour la même durée d'exposition. Dans une moindre mesure, *Typha angustifolia* suit les mêmes tendances. Pour le chlorure, la concentration de départ dans les tissus est de 35 mg Cl⁻/g MS pour les plantes de trois semaines et de 49 mg Cl⁻/g MS pour celles de six semaines. Cela implique qu'en l'absence de la solution de chlorure de sodium de 1500 mg NaCl/l, les plantes absorbent le peu de chlorure et de sodium (concentrations inférieures à 1 mg/l) présent dans la solution nutritive. En effet, la solution Hoagland contient du chlorure et du sodium, car les sels utilisés pour la préparer en contiennent. Le fer chélaté amène du sodium (C₁₀H₁₂N₂O₈Fe₃Na.3H₂O), et le MnCl₂ et le NH₄Cl apportent du chlorure. Cette expérience confirme la capacité des plantes à absorber des concentrations de sodium et de chlorure en présence de concentrations plus faibles que 1 mg/l. Elles absorbent le chlorure et le sodium nécessaires à leur physiologie. Cette conclusion nous renvoie à d'autres études (Shelef et coll., 2012), mais aussi aux expériences relatives à la nutrition des plantes qui présentent un résultat identique : les plantes ayant une nutrition adéquate absorbent du chlorure et du sodium même avec des concentrations très faibles en contact avec leur système racinaire. Comme le suggère Shelef et coll. (2012) l'efficacité du traitement est plus élevée pour les moyennes et faibles concentrations.

La cinétique d'absorption des deux plantes aux stades de développement avancés (6 semaines) montre un maximum d'absorption au bout d'une semaine de contact entre le système racinaire et la solution de 1 500 mg NaCl/l. Cette période de contact permet un meilleur traitement pour la phytoremediation du sel et doit être le temps de séjour minimal pour un système de traitement. Les plantes ayant été exposées au NaCl à 3 semaines n'ont

pas atteint de maximum. Les tendances semblent présenter une augmentation possible après une semaine de contact.

Les concentrations mesurées dans les tissus après une semaine de contact avec une solution contenant 1 500 mg NaCl/l ne dépendaient pas du moment auquel a été démarrée l'expérience (trois ou six semaines de croissances). Cependant des concentrations plus importantes sont mesurées pour les plantes ayant été exposées à 3 semaines. Les concentrations de chlorure et de sodium de l'expérience présentée à la section 4.1.2 sont légèrement supérieures pour les mêmes conditions d'essai. Cependant dans cette expérience les plantes étaient exposées dès leur transplantation à des concentrations de 1500 mg NaCl/l. Les plantes exposées très tôt et longtemps permettent une meilleure absorption du sodium et du chlorure. Les résultats de ces deux expériences sont comparables. En conséquence, nous pouvons penser que la concentration finale absorbée (après 1 semaine de contact avec le sel) par les plantes est relativement stable au cours de la saison. Dans un MEC, la masse de chlorure et de sodium maximal récoltable pour chaque plante sera déterminé par le développement de la biomasse aérienne. En effet la masse de chlorure récoltable est fonction de la concentration absorbée mais également de la biomasse totale de la plante.

Le Tableau IV-12 présente les paramètres des modèles cinétiques de pseudo-premier et pseudo-deuxième ordre. Les résultats confirment les tendances observables dans la Figure IV-10; cependant ils précisent les paramètres permettant de déterminer la cinétique d'absorption en tout temps.

Tableau IV-12 : Paramètres des modèles cinétiques

		Chlorure				Sodium			
Espèce et croissance		r ²	k1	r ²	k2	r ²	k1	r ²	k2
<i>Atriplex</i>	3 sem.	0,92	2×10^{-9}	0,99	6×10^{-6}	0,98	0,0026	0,98	1×10^{-5}
<i>patula</i>	6 sem.	0,99	0,0044	0,99	0,0258	0,83	0,1302	0,93	0,0274
<i>Typha</i>	3 sem.	0,93	6×10^{-5}	0,93	0,0069	0,58	0,0013	0,58	7×10^{-6}
<i>angustifolia</i>	6 sem.	0,56	0,0056	0,49	0,0278	0	5×10^{-5}	0	4×10^{-14}

k1 et k2 respectivement en h⁻¹ et g/mg.h et sem. le nombre de semaine de croissance avant le début de l'expérience

Les coefficients de corrélation entre les modèles et les données expérimentales sont pour la majorité supérieure à 0,9. En conséquence, les modèles de pseudo-premier et pseudo-deuxième ordre décrivent adéquatement la cinétique d'absorption du chlorure et du sodium (Figure IV-10 et Tableau IV-12). Cependant, les coefficients cinétiques de pseudo-premier et pseudo-deuxième ordre sont plus faibles pour *Typha angustifolia* et spécifiquement pour les plantes de 6 semaines. Espinoza et coll. (2009) présentent des constantes cinétiques de pseudo-premier et pseudo-deuxième ordre égales respectivement à 0,075 h⁻¹ et 0,41 g/mg.h pour l'absorption de cuivre par *Salvinia auriculata*. Ces valeurs tout en étant supérieures à celles du Tableau IV-12 sont dans le même ordre de grandeur.

Des études décrivent le temps mis par une cellule pour équilibrer son contenu de sodium ou de chlorure avec son environnement. Les cellules absorbent le sodium et le chlorure au bout de quelques minutes (White et Broadley, 2001; Tester et Davenport, 2003).

White et Broadley (2001) présentent des résultats pour lesquelles la plante atteint une saturation après quelques heures pour le chlorure. En contradiction les concentrations de sodium augmentent lentement dans les tissus selon Tester and Davenport (2003). Les résultats dans la littérature indiquent des absorptions de chlorure et de sodium relativement rapides, de l'ordre de quelques heures pour les plantes halophytes. Pour *Salicornia europaea*, certaines publications présentent des résultats d'absorption de sodium par les

cellules qui se font après quelques minutes (Parks et coll., 2002). Le transport dans la plante est souvent plus long, car il se fait par le xylème et le phloème. Cependant, des flux constants pendant plusieurs heures atteignant un plateau sont constatés dans les études présentées par White et Broadley (2001) et Tester et Davenport (2003).

En conclusion, l'expérience menée ainsi que sa comparaison avec la littérature mettent en perspective la rapidité relative (de quelques heures à quelques jours) d'absorption du chlorure et du sodium par les plantes. Les résultats permettent de déterminer un temps de séjour minimal d'une semaine pour le phytotraitement du sel et de confirmer certains résultats décrits dans les expériences précédentes.

4.2.5. Conclusions des phases I et II

Les résultats des expériences des phases I et II ont permis d'obtenir des données sur les caractéristiques des espèces sélectionnées pour traiter les eaux de ruissellement routier de manière optimale. Les conclusions générales ci-dessous peuvent être tirées :

- Toutes les graines germent aux conditions de salinité des eaux à traiter;
- Toutes les espèces sélectionnées peuvent être classées comme hyperaccumulatrice;
- *Atriplex patula*, *Salicornia europaea* et *Typha angustifolia* ont les meilleurs potentiels de bioaccumulation du Cl^- et du Na^+ ;
- *Spergularia canadensis* n'a pas une biomasse suffisante pour accumuler les masses de chlorure et de sodium nécessaires à un traitement par phytoremédiation efficace;
- Les espèces sélectionnées ont un cycle de croissance qui peut être complété en deux mois en laboratoire;
- Les plantes halophytes retenues pour la phytoremédiation des eaux de ruissellement routier sont résistantes aux concentrations de NaCl sur le site de l'étude.

Les conclusions concernant les données recueillies servant à la réalisation de la phase suivante du projet de recherche sont les suivantes :

- L'apport nutritif des eaux de ruissellement routier n'est pas suffisant pour la croissance des espèces sélectionnées. Un apport nutritif est donc nécessaire dans le substrat. Les nutriments seront apportés dans les essais-pilotes du MECA par un compost.
- La saturation hydrique du substrat la plus adéquate pour la phytoremédiation des eaux de ruissellement routier est une saturation avec un niveau d'eau près de la saturation.
- La densité optimale de plantation pour *Atriplex patula* et *Salicornia europaea* dans le cadre des expériences subséquentes est de 90 plantes/m² et de 60 plantes/m² pour *Typha angustifolia*.
- Un temps de contact d'une semaine pour *Atriplex patula*, *Salicornia europaea* et *Typha angustifolia* est suffisant pour une absorption optimale du chlorure et du sodium.

4.3. Les essais-pilotes du MECA (Phase III)

Ce chapitre porte en premier lieu sur le bilan hydrique, le pH, la conductivité électrique et les concentrations de chlorure et de sodium de l’affluent et des effluents au cours des essais-pilotes du MECA. Les données sur les plantes et l’accumulation du sel par le substrat sont ensuite présentées ainsi qu’un bilan de masse du chlorure et du sodium des essais pilotes.

Les résultats sont discutés dans l’objectif d’estimer l’efficacité de la phytoremédiation des eaux de ruissellement routier par MEC et ses variations potentielles sur le terrain. Le bilan de masse des contaminants permet de déterminer le devenir des contaminants dans les unités-pilotes et ainsi de proposer des modifications pour une application *in situ*. De plus, les conditions de densité des plantes, de saturation hydrique du substrat, de temps de séjour et du substrat déterminé par les expériences précédentes peuvent être validées ou non par cette phase.

4.3.1. Bilan hydrique

4.3.1.1. Partie 1

Le Tableau IV-13 présente les débits des effluents des unités-pilotes durant la partie 1. Les débits étaient mesurés deux fois par semaine. Les lectures sont indiquées dans les tableaux suivant comme 1^{re} ou 2^e lecture. Sur l’ensemble de l’expérience les débits moyens s’échelonnaient de 152 à 2 145 ml/j. Les débits des effluents de toutes les unités-pilotes ($p < 0,0001$) étaient significativement plus faibles que ceux de l’affluent (4028 ml/j tel que précisé à la section 3.4). Le débit maximal a été mesuré pour le témoin et le débit minimal, pour les unités-pilotes contenant l’espèce *Atriplex patula* (152 ml/j en moyenne, ce qui est 29 fois moins que le débit de l’affluent).

Un exemple de calcul de l'évapotranspiration est présenté à l'annexe F. Les résultats du calcul de l'évapotranspiration sont présentés dans le Tableau IV-14. Les valeurs d'évapotranspiration vont de 6,5 à 15,0 mm/j avec les évapotranspirations les plus élevées pour *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*, et les plus faibles pour le témoin et *Salicornia europaea*. Le témoin a des valeurs d'évapotranspiration comparables à celles de des unités-pilotes occupés par *Salicornia europaea*. *Atriplex patula* amène des valeurs d'évapotranspiration supérieures à celles de *Typha angustifolia* (10,0 mm/j et 8,0 mm/j respectivement).

Les débits des effluents et l'évapotranspiration des essais-pilotes contenant des espèces différentes présentaient des différences significatives ($p < 0,0001$). Cependant le test de comparaison multiple ne présentait pas de différence significative entre les débits des effluents et l'évapotranspiration des unités-pilotes témoin et *Salicornia europaea* (respectivement 2 145 ml/j et 2 052 ml/j). Cette dernière espèce semble donc peu ou pas participer à la diminution du débit de l'affluent par transpiration.

Tableau IV-13 : Débits des effluents des essais-pilotes durant la partie 1 (en ml/j).

	Numéro de lecture	<i>Atriplex patula</i>	<i>Salicornia europaea</i>	<i>Typha angustifolia</i>	Témoin
1 ^{re} semaine	1 ^{re}	123 ± 26	1 341 ± 484	821 ± 598	1 413 ± 950
	2 ^e	48 ± 12	1 574 ± 420	56 ± 6	1 693 ± 267
2 ^e semaine	1 ^{re}	53 ± 9	2 359 ± 171	799 ± 574	2 466 ± 97
	2 ^e	57 ± 13	1 537 ± 269	52 ± 7	1 802 ± 130
3 ^e semaine	1 ^{re}	57 ± 15	2 540 ± 139	724 ± 570	2 663 ± 67
	2 ^e	341 ± 68	2 709 ± 203	1226 ± 849	2 728 ± 118
4 ^e semaine	1 ^{re}	382 ± 62	2 302 ± 217	612 ± 406	2 252 ± 397
Moyenne		152±145 ^c	2052±551 ^a	613±426 ^b	2145±513 ^a
Temps de séjour modifié ¹ (j)		23,8	9,6	15,5	9,4

N. B. Les moyennes avec une différence significative ont des lettres différentes en exposant ($p \leq 0,05$). ¹ Définie à la section 2.1.5.

Tableau IV-14 : Évapotranspirations durant la partie 1 (mm/j).

	Numéro de lecture	<i>Atriplex patula</i>	<i>Salicornia europaea</i>	<i>Typha angustifolia</i>	Témoin
1 ^{re} semaine	1 ^{re} lecture	15,2 ± 0,09	10,4 ± 1,62	12,4 ± 2,0	8,3 ± 0,5
	2 ^e lecture	15,6 ± 0,14	8,4 ± 3,6	11,9 ± 2,2	6,6 ± 0,9
2 ^e semaine	1 ^{re} lecture	15,4 ± 0,03	6,5 ± 0,6	12,5 ± 1,9	6,0 ± 0,3
	2 ^e lecture	15,2 ± 0,8	7,2 ± 0,6	12,5 ± 1,8	7,0 ± 0,6
3 ^e semaine	1 ^{re} lecture	15,4 ± 0,05	5,8 ± 0,5	12,8 ± 1,9	5,3 ± 0,2
	2 ^e lecture	14,3 ± 2,3	5,1 ± 0,7	10,9 ± 2,8	5,0 ± 0,4
4 ^e semaine	1 ^{re} lecture	14,2 ± 2,0	6,7 ± 0,73	13,3 ± 1,36	6,9 ± 1,3
Évapotranspiration sur l'ensemble de l'expérience		10,1±0,6	2,4±1,0	8,0±1,7	1,9±0,9

4.3.1.2. **Partie 2**

Le Tableau IV-15 présente les débits hydriques des effluents. Notons que le débit de l'affluent est le même pour les deux parties de l'expérience (4028 ml/j tel que précisé à la section 3.4). Les débits des effluents présentent des valeurs allant de 2 684 à 2 978 ml/j.

Le Tableau IV-16 présente l'évapotranspiration dans les différentes unités-pilotes. Les valeurs d'évapotranspiration varient de 5,0 à 15,6 mm/j. Les évapotranspirations les plus élevées sont observées pour *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*, et les plus faibles pour le témoin et *Salicornia europaea*. Les temps de séjour modifié sont directement influencés par l'évapotranspiration

Au cours de cette deuxième partie, aucune différence significative entre le débit des effluents des différentes unités-pilotes n'a été constatée (Tableau IV-15). Cependant, le débit des effluents de toutes les unités pilotes a subi une diminution significative ($p < 0,0001$) par rapport à l'affluent.

Tableau IV-15 : Débits des effluents durant la deuxième partie (ml/j).

	Numéro de lecture	<i>Atriplex patula</i>	<i>Salicornia europaea</i>	<i>Typha angustifolia</i>	Témoin
1 ^{re} semaine	1 ^{re}	0	0	0	0
	2 ^e	2 572 ± 342	2 466 ± 307	1 807 ± 722	2 414 ± 320
2 ^e semaine	1 ^{re}	2 503 ± 285	2 462 ± 287	2 314 ± 574	2 402 ± 234
	2 ^e	2 822 ± 368	3 027 ± 267	2 883 ± 644	3 005 ± 467
3 ^e semaine	1 ^{re}	2 624 ± 662	3 072 ± 442	2 827 ± 240	2 500 ± 91
	2 ^e	3 087 ± 1180	3 990 ± 424	3 724 ± 620	3 402 ± 396
4 ^e semaine	1 ^{re}	2 692 ± 282	3 140 ± 611	2 788 ± 295	2 981 ± 155
	2 ^e	2 639 ± 633	2 473 ± 399	2 510 ± 198	2 431 ± 294
5 ^e semaine	1 ^{re}	2 767 ± 351	2 960 ± 585	2 934 ± 398	2 925 ± 185
Moyenne		2684±206 ^a	2978±490 ^a	2725±553 ^a	2760±374 ^a
Temps de séjour modifié ¹ (j)		8,5	8,1	8,5	8,4

N. B. Les moyennes avec une différence significative ont des lettres différentes en exposant ($p \leq 0,05$).

¹ Définie à la section 2.1.5.

Tableau IV-16 : Évapotranspiration moyenne durant la deuxième partie (mm/j).

	Numéro de lecture	<i>Atriplex patula</i>	<i>Salicornia europaea</i>	<i>Typha angustifolia</i>	Témoin
1 ^{re} semaine	1 ^{re}	N.D.			
	2 ^e	5,6 ± 1,1	6,1 ± 1,0	8,6 ± 2,6	6,3 ± 1,0
2 ^e semaine	1 ^{re}	6,0 ± 1,0	6,1 ± 1,0	6,7 ± 1,9	6,3 ± 0,7
	2 ^e	4,7 ± 1,2	3,8 ± 0,9	4,4 ± 2,1	3,9 ± 1,6
3 ^e semaine	1 ^{re}	5,4 ± 2,0	3,7 ± 1,4	4,7 ± 0,8	5,9 ± 0,3
	2 ^e	3,7 ± 0,9	3,1 ± 1,0	1,2 ± 1,0	2,4 ± 1,3
4 ^e semaine	1 ^{re}	5,2 ± 0,9	3,4 ± 2,0	4,8 ± 1,0	4,1 ± 0,5
	2 ^e	5,4 ± 2,0	6,0 ± 1,3	5,9 ± 0,7	6,2 ± 1,0
5 ^e semaine	1 ^{re}	4,9 ± 1,2	4,1 ± 1,9	4,2 ± 1,3	4,3 ± 0,6
Évapotranspiration sur l'ensemble de l'expérience		8,6±2,2	7,7±1,8	8,7±0,7	5,9±2,2

4.3.1.3. Conclusions

Les débits des effluents sont tous inférieurs à ceux de l’affluent (Tableau IV-13). La différence est due à l’évapotranspiration, à l’eau interstitielle du substrat et à l’eau conservée dans les plantes (succulence) (Irmak, 2008). L’évapotranspiration est composée de deux parties : la transpiration des plantes et l’évaporation ayant lieu à la surface du substrat (Kadlec et Wallace, 2009). La transpiration de la part des plantes est assez élevée pour justifier une différence significative de débit de l’effluent entre les unités-pilotes contenant des plantes et les témoins.

Les valeurs rencontrées dans la littérature pour *Typha angustifolia* sont sous formes de transpiration et d’évapotranspiration. Les premières sont comprises entre 0,1 et 14 mm/j (Martin et coll., 2003; Goulden et coll., 2007) et la deuxième est de 11,9 mm/j (Kantawanichkul et coll., 2009) pour des biomasses de 900 g/m². Les biomasses récoltées durant l’étude de Kantawanichkul et coll. (2009) sont supérieures aux nôtres, cependant les évapotranspirations sont similaires. Towler et coll. (2004) observent des évapotranspirations de 8 mm/j sans présenter de résultats de biomasse. Nos données sont supérieures à celles recueillies dans la littérature pour la première partie de l’expérience, mais inférieures pour la deuxième. Dans notre étude, *Typha angustifolia* présente des évapotranspirations moyennes de 8,0 mm/j pour la première partie et de 8,7 mm/j pour la deuxième. Les espèces *Salicornia europaea* et *Atriplex patula* n’ont pas de mesure de leur transpiration dans la littérature consultée. Cependant, Grattan et coll. (2008) notent des évapotranspirations pour une espèce proche, *Salicornia bigelovii*, allant de 1 à 3,8 mm/j, ce qui est inférieur à ce que nous observons pour *Salicornia europaea*.

La diminution de l’évapotranspiration entre les deux parties peut être expliquée par la diminution de la taille des plantes qui entraîne une diminution de la transpiration. En effet, l’évapotranspiration est étroitement liée à la formation et à la sénescence des feuilles (Goulden et coll., 2007), mais aussi à la taille et au taux de développement des plantes (Grattan et coll., 2008; Irmak, 2008). Les valeurs de biomasse étant plus faibles durant la

deuxième partie, comme il est montré dans la section suivante, la transpiration des plantes est logiquement moins élevée.

On note également une diminution de l'évaporation dans les témoins sans plante entre les deux parties. La température étant contrôlée, seule la variation de luminosité pourrait expliquer ce résultat. L'équipe technique des serres a disposé entre les deux parties de la chaux sur les vitres de la serre pour éviter les augmentations de température trop brusques durant l'été. Ceci explique une diminution de la luminosité, donc de la chaleur absorbée par le substrat et les plantes par incidence des rayons lumineux, ainsi qu'une diminution de la photosynthèse, c'est-à-dire de la croissance des plantes.

En conclusion :

- 1) L'évapotranspiration diminue en raison de l'augmentation de la salinité;
- 2) l'évapotranspiration varie en fonction de la biomasse. L'évapotranspiration varie avec la biomasse pour la première expérience (coefficient de corrélation de 0,93) ainsi que dans une moindre mesure pour la deuxième expérience (coefficient de corrélation de 0,51)

Un taux d'évapotranspiration élevé diminue le volume d'eau à traiter. Il est donc avantageux. Durant les deux parties, *Atriplex patula* et *Typha angustifolia* sont les plantes présentant les plus hauts taux d'évapotranspiration; elles sont donc indiquées pour être utilisées dans le MECA.

4.3.2. Le pH et la conductivité électrique

4.3.2.1. Partie 1

Le Tableau IV-17 présente le pH moyen de l'affluent et des effluents des essais-pilotes. Les valeurs de pH vont de 7,1 à 8,1. Le pH maximum est mesuré dans l'affluent, et le minimum dans l'effluent des bacs contenant les plantes de l'espèce *Typha angustifolia*.

Tableau IV-17 : pH de l'affluent et des effluents.

		pH
Affluent		8,1 ^a ± 0,2
Effluent des pilotes	Témoin	7,5 ^b ± 0,2
	<i>Salicornia europaea</i>	7,5 ^b ± 0,2
	<i>Atriplex patula</i>	7,3 ^c ± 0,2
	<i>Typha angustifolia</i>	7,1 ^d ± 0,2

N. B. Les moyennes avec une lettre différente sont statistiquement différentes. ($p \leq 0,05$). Les comparaisons sont interspécifiques. Les valeurs sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Le pH des eaux de ruissellement routier collectées au bord de l'autoroute était de $8,1 \pm 0,2$ durant la première partie. Une diminution de pH a été observée entre l'affluent et les effluents des unités-pilotes (Tableau IV-17). Les unités-pilotes témoins (sans plante) et celles contenant les plantes de l'espèce *Salicornia europaea* présentent en moyenne des pH significativement différents ($p < 0,05$) entre l'affluent et l'effluent, et le pH de l'effluent est inférieur à celui de l'affluent. Pour ces deux types d'essais (témoin et *Salicornia europaea*), le pH est le même, soit de $7,5 \pm 0,2$. Les effluents des essais-pilotes occupés par les espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia* présentent des pH inférieurs à ceux de l'affluent; ils sont respectivement de $7,3 \pm 0,2$ et $7,1 \pm 0,2$. Les pH les plus bas ont été mesurés dans les unités-pilotes avec *Typha angustifolia*.

La conductivité électrique dans les eaux de ruissellement récoltées durant la partie 1 n'était pas fixe et variait à chaque échantillonnage (Figure IV-11). Cela a compliqué l'évaluation du comportement des essais-pilotes. Les conductivités de l'affluent ont été comprises entre 1 700 et 3 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la première partie. La Figure IV-11 illustre l'évolution de la conductivité électrique de l'affluent au cours du temps.

Les conductivités observées dans les effluents des unités-pilotes durant la partie 1 de l'expérience vont de 2 347 à 2 603 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Les valeurs de conductivité électrique de l'affluent sont statistiquement identiques ($p=0,5426$) à celles des effluents sur l'ensemble de l'expérience. Donc ils suivent la même évolution.

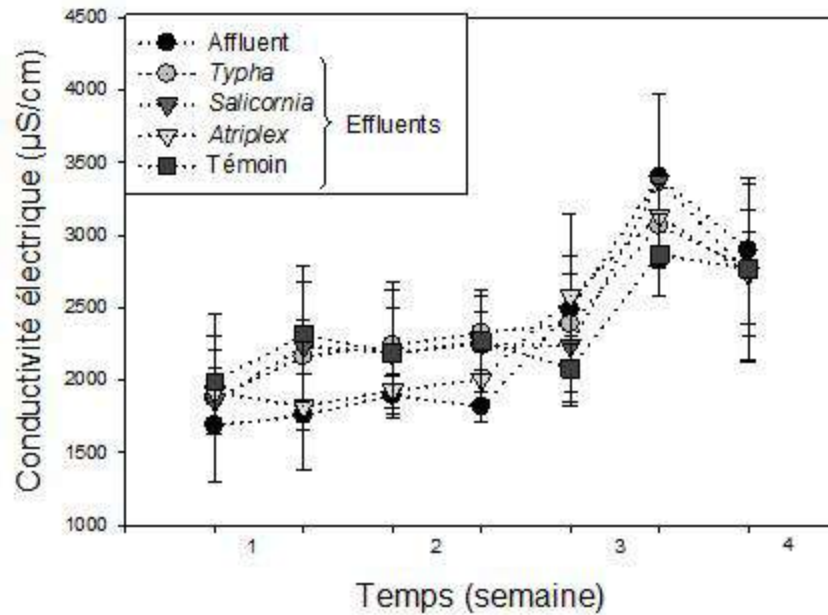


Figure IV-11 : Conductivité électrique au cours de la partie 1 de l'expérience (exprimée en $\mu\text{S/cm}$).

N. B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Durant de la partie 1, les valeurs de conductivité électrique n'ont statistiquement pas changé en passant dans les essais-pilotes. Des variations de 600 à 700 $\mu\text{S/cm}$ peuvent néanmoins être observées. Elles sont parfois positives ou négatives par rapport à l'affluent. Les conductivités semblent augmenter au début de cette partie puis diminuer suites à une augmentation de la conductivité de l'effluent. En tout état de cause les statistiques ne permettent de tirer aucune conclusion. De même la variation de la conductivité de l'affluent est un élément perturbant la lecture des données.

4.3.2.2. Partie 2

Au cours de cette deuxième partie de l'expérience, le pH moyen des eaux de ruissellement routier collectées au bord de l'autoroute était de $8,2 \pm 0,1$ (Tableau IV-18).

Les unités-pilotes témoins et celles de *Salicornia europaea* ont un pH significativement différent ($p < 0,05$) entre l'affluent et l'effluent. Le pH des effluents des

unités-pilotes témoins et contenant *Salicornia europaea* sont, respectivement, de $8,0 \pm 0,2$ et $7,9 \pm 0,2$ et sont statistiquement similaires. Les effluents des unités-pilotes avec *Atriplex patula* et *Typha angustifolia* présentent également des pH inférieurs à ceux de l’affluent. Ils sont respectivement de $7,8 \pm 0,2$ et $7,6 \pm 0,2$. *Typha angustifolia* obtient les pH les plus bas. Les diminutions du pH suivent la même tendance dans la Partie 1.

Tableau IV-18 : pH de l’affluent et des effluents lors de la deuxième partie.

		<i>pH</i>
Affluent		$8,2^a \pm 0,1$
Effluent des pilotes	Témoin	$8,0^b \pm 0,1$
	<i>Salicornia europaea</i>	$7,9^c \pm 0,1$
	<i>Atriplex patula</i>	$7,8^d \pm 0,1$
	<i>Typha angustifolia</i>	$7,6^e \pm 0,1$

N. B. Les moyennes avec une lettre différente sont statistiquement différentes. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Au cours de la première partie, les conductivités de l’affluent étaient statistiquement identiques à celles des effluents. Les effluents et l’affluent de la partie 2 présentent des différences significatives de leur valeur de conductivité. Ainsi, tous les effluents ont des conductivités supérieures à l’affluent. Les unités-pilotes contenant les espèces *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* présentent les conductivités des effluents les plus élevées, respectivement de $4637 \pm 666 \mu\text{S/cm}$ et $4228 \pm 650 \mu\text{S/cm}$. Elles sont significativement supérieures ($p < 0,05$) aux conductivités des effluents des unités- pilotes de *Salicornia europaea* et témoin. La Figure IV-12 présente les conductivités électriques de l’affluent et des différents effluents.

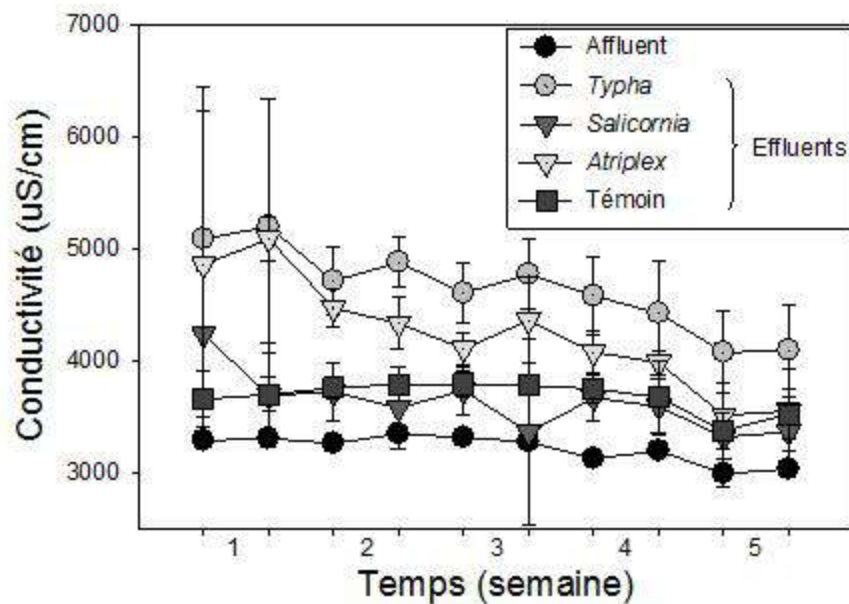


Figure IV-12 : Conductivité électrique au cours de la partie 2.

N.B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Les valeurs de conductivité électrique augmentent en moyenne de 1 895 et 1 793 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* respectivement dans les effluents, comparativement aux valeurs de conductivité électrique de l'affluent.

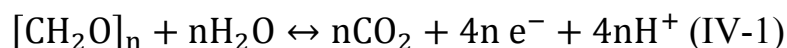
4.3.2.3. Conclusion sur le pH et la conductivité électrique

Le pH résulte de l'activité chimique et biologique ayant lieu dans un MEC. Il est le fruit d'une multitude de réactions. Une partie de la diminution du pH entre l'affluent et les effluents dans les unités-pilotes provient du substrat en soi puisque pour le pilote sans plante, une diminution significative du pH a également été observée. Kadlec et Wallace (2009) confirment que dans les MEC, les changements de pH sont dus à l'interaction avec le biofilm et le substrat.

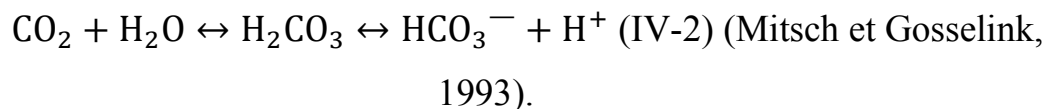
Selon la nature du substrat, il est courant de constater une variation du pH de l'affluent des unités-pilotes. Kadlec et Wallace (2009) indiquent que la présence de calcite dans le substrat joue un rôle permettant d'augmenter le pH à travers le système (Kadlec et Wallace, 2009). Ils précisent également que les MEC ont un effet tampon sur le pH. Même

si le substrat de nos unités-pilotes est composé de calcite, le pH diminue. La calcite doit donc jouer un rôle marginale dans cette variation de pH.

Le pH diminue en présence de matière organique. Le compost de crevettes, la fraction organique du substrat des essais-pilotes, influence donc le pH des effluents. En effet, la solubilisation des substances humiques entraîne une baisse du pH vers la neutralité (Kadlec et Wallace, 2009). Les pH de l'expérience varient en fonction du débit de l'effluent, donc du temps que l'affluent a passé dans le système au contact du substrat. Mitsch et Gosselink (1993) précisent que la conséquence générale de la saturation d'un sol précédemment drainé est de baisser son pH s'il est alcalin. Cette baisse de pH se déroule essentiellement pendant les deux premières semaines. Cette variation provient en partie de l'oxydation de la matière organique suivant la réaction :



qui libère des protons suivie de la formation d'acides carboniques aux pH observés dans les unités-pilotes (entre 7 et 8) :



La Figure IV-13 présente les variations de pH décrites par Mitsch et Gosselink (1993) comparativement aux valeurs de pH mesurées. Le pH diminue en fonction du temps de résidence, donc du temps de contact entre l'eau et le substrat organique. Les deux courbes illustrent une variation similaire due aux mêmes facteurs : la présence de matière organique et le temps de résidence.

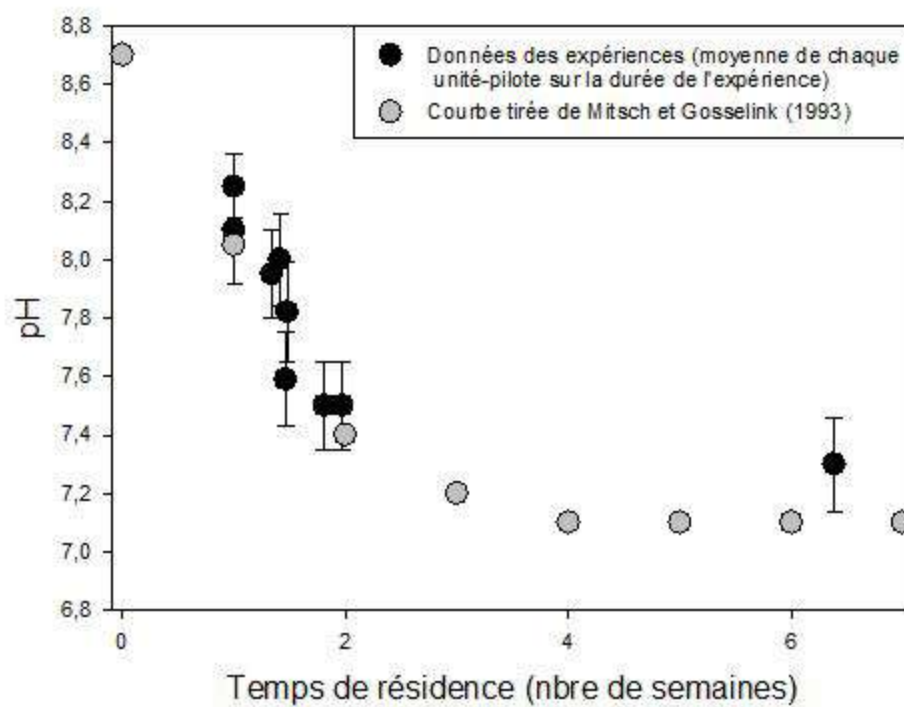


Figure IV-13 : Corrélation pH/temps de séjour de l'eau dans les unités-pilotes.

N.B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Ces baisses de pH ont des conséquences sur la chimie des eaux et la dissolution probable de la calcite dans le substrat en Ca^+ et CO_3^- . Ces dissolutions engendrent des réactions avec le phosphore présent dans les eaux de l'affluent, notamment et possiblement, avec le Cl^- et le Na^+ . Celles-ci sont abordées dans la dernière partie de ce chapitre.

Notons également que le pH des unités-pilotes occupées par *Salicornia europaea* subit également une baisse, mais elle n'est pas significativement différente de celle du témoin (substrat sans plante). Ces résultats présentent une similarité de comportement des unités-pilotes témoins et celles plantées avec *Salicornia europaea*.

En conséquence, sur le terrain, on peut s'attendre à :

- 1) Une baisse du pH de l'affluent à travers le marais épurateur en fonction de la présence de matière organique et le temps de résidence;
- 2) Un comportement similaire entre les témoins et les zones occupées par *Salicornia europaea* pour le pH et la conductivité électrique.

Les effluents des unités-pilotes présentent des variations de leurs conductivités électriques différentes durant les parties 1 et 2. Dans la partie 1, les conductivités électriques de l'affluent sont variables, et leur moyenne est de 2 369 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Pour la deuxième partie, les conductivités électriques de l'affluent sont stables, et leur moyenne est de 3 207 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dans les deux parties, les essais-pilotes avec *Typha angustifolia* sont ceux faisant augmenter le plus les conductivités électriques, respectivement à 2 603 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (+ 10 %) et à 4 704 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (+ 46 %) pour la première et la deuxième partie (statistiquement significatif seulement dans le deuxième cas). De même que pour le pH, une similarité de comportement entre les essais-pilotes témoins et ceux contenant les plantes de l'espèce *Salicornia europaea* est observée.

Dans la partie 1, les conductivités électriques ne varient pas entre l'affluent et les effluents. Ce résultat est surprenant car, comme il est précisé dans la section 4.3.1.1 portant sur le bilan hydrique, une évapotranspiration élevée par rapport aux valeurs observées dans la littérature est mesurée pour cette expérience. En effet, l'évapotranspiration et la dilution par les pluies influence la conductivité électrique dans un marais (Kadlec et Wallace, 2009). Cette conductivité augmente lorsque l'eau s'évapore et diminue lorsque l'eau est diluée avec une autre eau de plus faible conductivité, par exemple la pluie (Kadlec et Wallace, 2009). La conductivité électrique devrait donc augmenter si l'on ne prend en compte que ce facteur. Cependant, des processus d'absorption par les plantes et d'adsorption par le substrat peuvent expliquer les résultats observés.

Dans la partie 2, les conductivités électriques augmentent entre l'affluent et les effluents de manière statistiquement significative pour toutes les unités-pilotes, et ce,

malgré une évapotranspiration plus faible. Les autres mécanismes d'enlèvement des contaminants des eaux doivent donc diminuer ou avoir atteint un stade de saturation.

Les résultats des deux parties sont interdépendants, et comme il est précisé dans la section 3.4, ces parties représentent deux saisons de croissance l'une à la suite de l'autre. En conséquence, à la suite d'une stabilisation des conductivités électriques de l'effluent, il est possible que sur le terrain, après quelques années de fonctionnement du MECA, les conductivités électriques de l'effluent augmentent en raison de la saturation par le MECA. Cependant, dans notre cas, l'expérience a eu lieu dans des serres sans précipitation. L'évapotranspiration jouait donc un rôle central et n'était pas contrebalancée par les chutes de pluie. Les précipitations devraient donc entraîner un résultat différent sur le terrain. En effet, de façon générale, les conductivités électriques sont stables entre l'affluent et l'effluent d'un MEC (Kadlec et Wallace, 2009).

En conséquence, il peut être conclu que :

- 1) Des mécanismes d'enlèvement du chlorure et de sodium de l'affluent existent au sein des unités-pilotes;
- 2) L'intensité de ces mécanismes diminue au bout d'un certain laps de temps.

4.3.3. Chlorure et sodium dans les effluents et l'affluent des essais-pilotes

4.3.3.1. Partie 1

Les valeurs des concentrations de chlorure moyennes durant la partie 1 dans l'affluent et les effluents des différents essais-pilotes varient de 505 à 623 mg/l. La Figure IV-14 illustre les variations des concentrations de chlorure durant la première partie. Tout comme pour la conductivité électrique, aucune différence significative n'a été décelée entre les différents types de système. Les concentrations de chlorure ne sont pas statistiquement différentes entre l'effluent des essais-pilotes occupés par *Typha angustifolia* et *Atriplex*

patula. Les essais-pilotes témoins (sans plante) et ceux cultivés avec *Salicornia europaea* (617 ± 86 mg/l et 591 ± 67 mg/l) ne sont pas statistiquement différents des autres espèces.

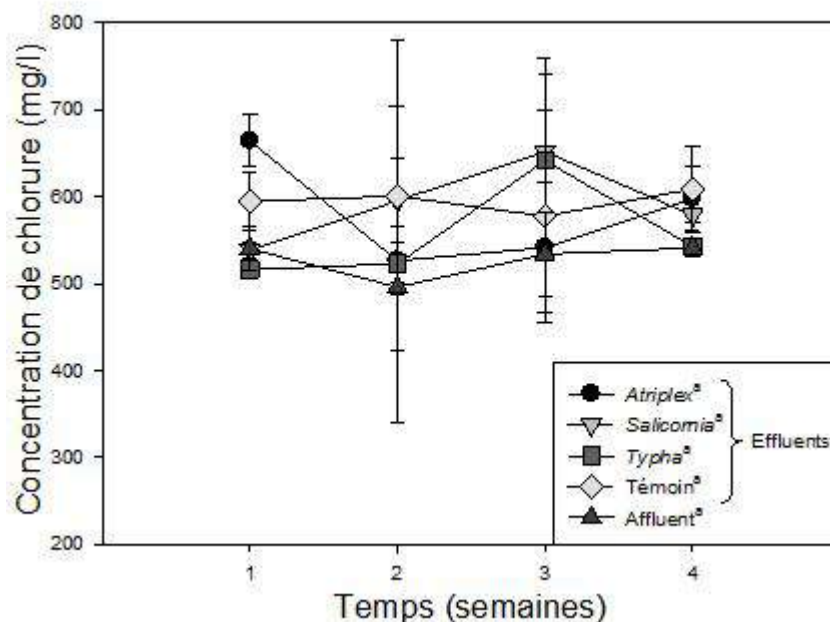


Figure IV-14 : Évolution des concentrations de chlorure lors de la première partie (mg/l).

N. B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

Les concentrations moyennes de sodium dans l'affluent et les effluents au cours de la partie 1 sont comprises entre 318 et 460 mg Na⁺/l. La Figure IV-15 permet d'observer les concentrations de sodium durant la première partie.

Les analyses ont mis en évidence une différence significative ($p < 0,05$) entre les concentrations de sodium de l'affluent et des effluents de tous les essais-pilotes. Ainsi, toutes les concentrations moyennes de sodium des effluents sont inférieures à celles de l'affluent (358 ± 114 mg Na⁺/l). Aucune différence significative n'est constatée entre les

effluents des différents essais-pilotes. Les variations de concentration sont trop élevées pour calculer une différence significative.

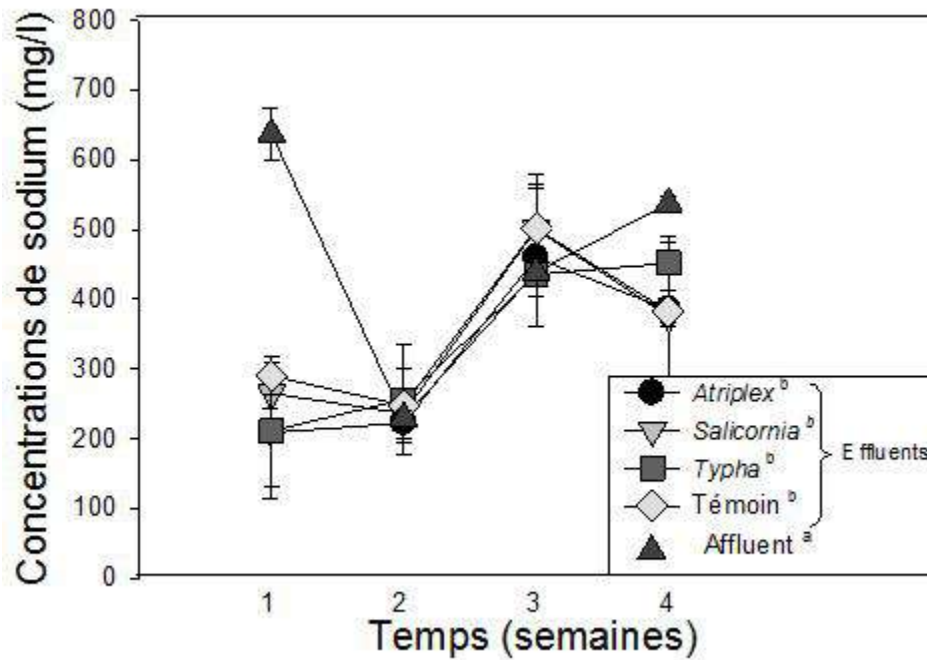


Figure IV-15 : Évolution des concentrations de sodium dans l'affluent et les effluents des essais-pilotes lors de la première partie (en mg/l).

N. B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

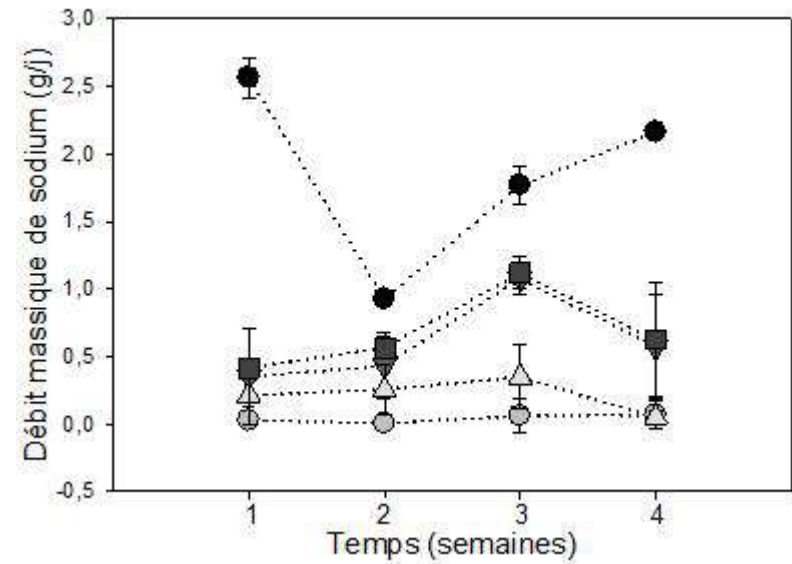
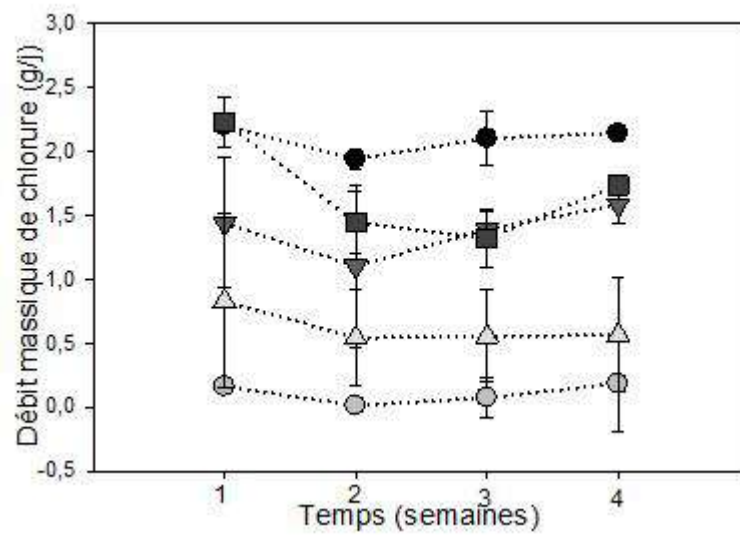


Figure IV-16 : Évolution du débit massique de chlorure et de sodium durant la partie 1 (en g/j).

N.B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

Les concentrations de chlorure et de sodium dans les effluents doivent être analysées en fonction des volumes de l'affluent et des effluents pour évaluer les masses de chlorure et de sodium retenues par les unités-pilotes. La Figure IV-16 présente les débits massiques de chlorure et de sodium de l'affluent et des effluents des essais-pilotes, pour la partie 1 de l'expérience.

Les débits massiques du chlorure et du sodium diminuent entre l'affluent et les effluents. Ceci s'explique par les masses de sodium et de chlorure retenues par le système de traitement.

Les masses de Cl^- et de Na^+ retenues les plus élevées se font par les unités-pilotes contenant les espèces *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*. Les masses gardées sont significativement plus faibles pour les unités-pilotes contenant *Salicornia europaea* et les témoins.

4.3.3.2. Partie 2

Les concentrations moyennes de chlorure mesurées dans les effluents et l'affluent durant la deuxième partie, sont présentées à la Figure IV-17. Les concentrations de chlorure au cours de la partie 2 de l'expérience présentent des différences statistiquement significatives pour l'ensemble des unités-pilotes. L'analyse statistique fait apparaître trois groupes distincts : 1) l'affluent; 2) les effluents des unités-pilotes témoins et celles contenant *Salicornia europaea*; 3) les effluents des unités-pilotes contenant les espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*. Ces deux derniers groupes '2)' et '3)' sont caractérisés par des concentrations en Cl^- statistiquement supérieures ($p < 0,0001$) à celles de l'affluent ($1\,048 \pm 71 \text{ mg Cl}^-/\text{l}$). Le groupe témoin/*Salicornia europaea* indique des concentrations respectivement de $1\,212 \pm 63$ et de $1\,251 \pm 172 \text{ mg Cl}^-/\text{l}$; le groupe *Atriplex patula*/*Typha angustifolia*, des concentrations respectivement de $1\,460 \pm 312$ et de $1\,592 \pm 313 \text{ mg Cl}^-/\text{l}$ (Figure IV-17). Les concentrations de chlorure les plus élevées sont mesurées dans les effluents des unités-pilotes où croissent les plantes des espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*.

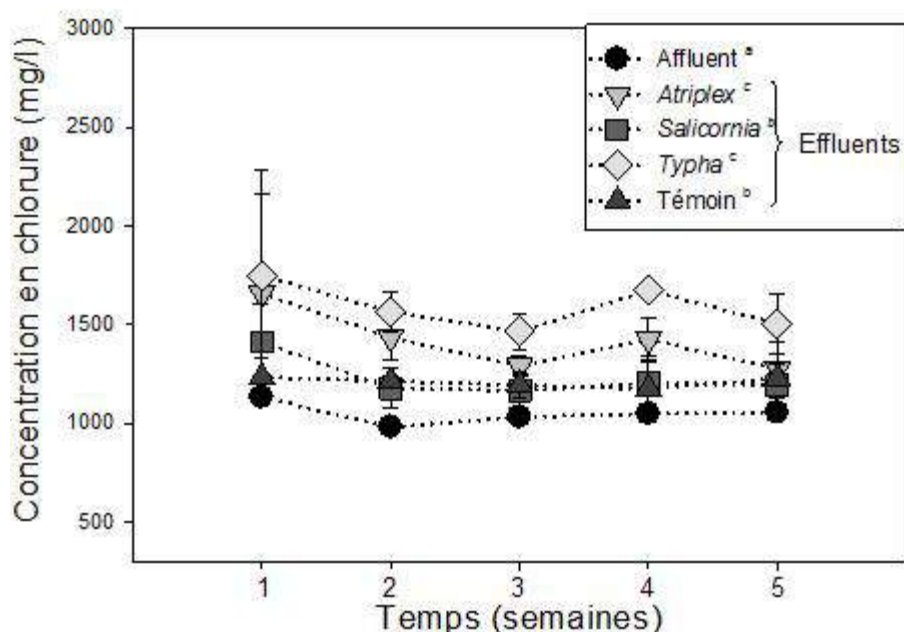


Figure IV-17 : Évolution des concentrations de chlorure durant la partie 2 (mg/l).

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

Les concentrations moyennes de sodium dans l'affluent et les effluents au cours de la partie 2 sont comprises entre 664 et 889 mg Na⁺/l. La Figure IV-18 permet d'analyser l'évolution des concentrations de sodium durant cette partie de l'expérience.

Comparés à la première partie, les résultats sont sensiblement différents. En effet, durant la deuxième partie, *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*, les concentrations de sodium entre l'affluent et les effluents des essais-pilotes augmentent significativement. Les unités-pilotes contenant les plantes de *Typha angustifolia* représentent l'augmentation la plus élevée (889 ± 142 mg Na⁺/l). En revanche, les concentrations ne sont pas significativement différentes entre l'affluent (664 ± 25 mg Na⁺/l), et les effluents des unités-pilotes témoins (695 ± 68 mg Na⁺/l) et de celles contenant *Salicornia europaea* (692 ± 96 mg Na⁺/l).

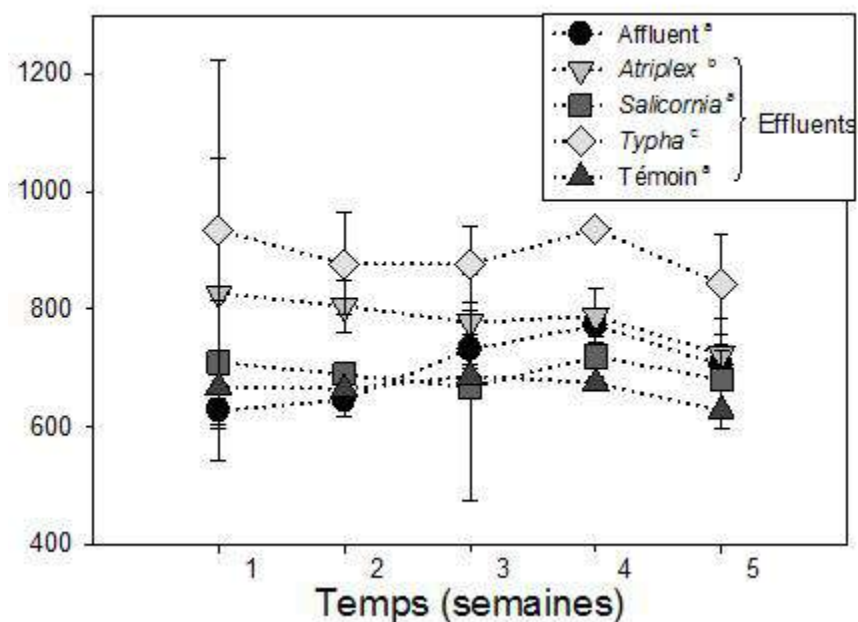


Figure IV-18 : Évolution des concentrations de sodium lors de la deuxième partie (en mg/l).

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

Les concentrations doivent être analysées en fonction des débits d'affluent et d'effluent pour évaluer les masses de chlorure et de sodium retenues par chaque unité-pilote. Les graphiques de la Figure IV-19 présentent les débits massiques de chlorure et de sodium de l'affluent et des effluents des unités-pilotes, pour la partie 2.

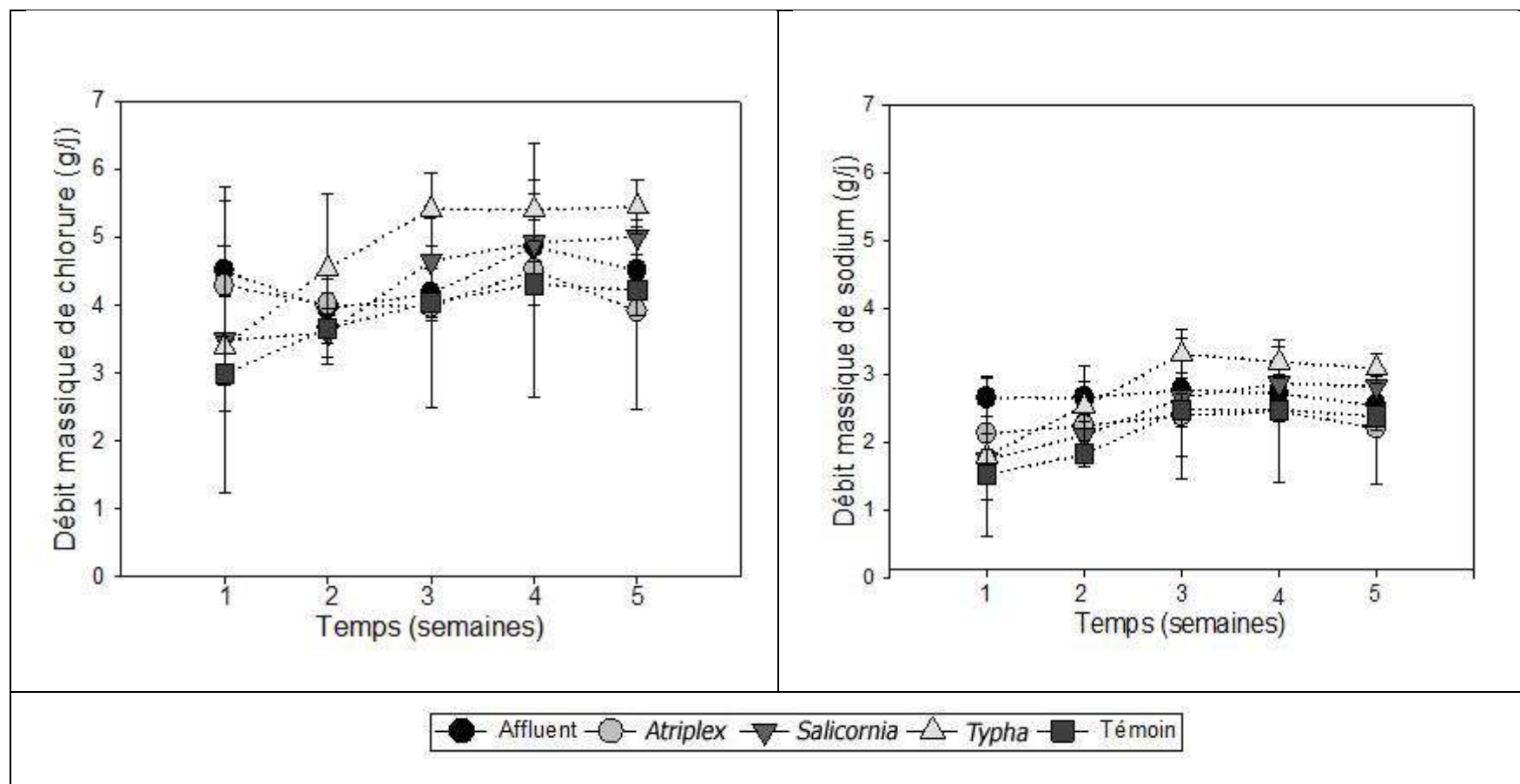


Figure IV-19 : Évolution du débit massique de chlorure et de sodium durant la partie 2 (en g/j).

N.B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Contrairement à la première partie, les débits massiques sont les mêmes pour l’affluent et les effluents, que ce soit pour le chlorure ou le sodium. Aucune différence significative n’a été observée entre l’affluent et les effluents. Des masses équivalente de chlorure et de sodium entrant dans le système de traitement en ressortent.

4.3.3.3. Conclusions sur le sodium et le chlorure

Les résultats de concentration de chlorure et de sodium dans les effluents et l’affluent des essais-pilotes indiquent des tendances similaires à celles de la conductivité électrique. La Figure IV-20 illustre la variation des concentrations de chlorure et de sodium, et de la conductivité électrique pour l’ensemble des effluents et de l’affluent des deux parties. La grosseur des cercles est proportionnelle à la valeur des conductivités électriques.

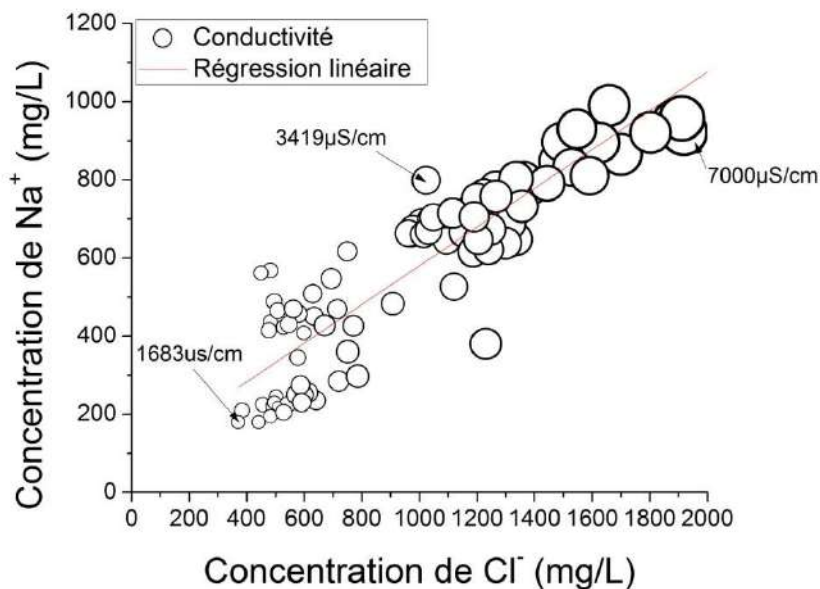


Figure IV-20 : Relation entre les concentrations de chlorure et de sodium et la conductivité électrique.

($r^2 = 0,89$, $y = 84,8 + 0,49x$). La conductivité électrique est représentée par les ronds, et leur valeur est représentée par le rayon du cercle.

Les concentrations de chlorure et de sodium sont fortement corrélées ($r^2 = 0,89$) dans l'eau des effluents et de l'affluent. La Figure IV-20 démontre une corrélation entre les concentrations de chlorure et de sodium, et la conductivité électrique. La corrélation entre la conductivité électrique et les concentrations de sodium est de 90 % et elle est de 98 % entre la conductivité électrique et les concentrations de chlorure. La variation de la conductivité électrique est directement liée aux variations de concentration de chlorure et de sodium. Les procédés faisant varier la conductivité électrique sont donc les mêmes que ceux qui influencent les concentrations de chlorure et de sodium. Les tendances similaires observées viennent donc s'étayer les unes avec les autres.

Pour la partie 1 de l'expérience, les concentrations de chlorure et de sodium dans les effluents ne sont pas significativement différentes entre l'affluent et les effluents des unités-pilotes. Au contraire, durant la partie 2, les concentrations de chlorure augmentent significativement entre l'affluent et les effluents des unités-pilotes (entre 5 et 51 %) ainsi que les concentrations de sodium pour les unités-pilotes contenant *Atriplex patula* et *Typha angustifolia* (augmentation de 33 et 18 %). De même, les résultats concernant les débits massiques de sodium et de chlorure sont différents entre les deux parties. Ils diminuent en traversant les unités-pilotes durant la première partie, alors qu'ils sont stables durant la deuxième (Figure IV-19, Figure IV-16). On peut conclure, comme pour les résultats de conductivités, que :

- 1) Il y a une rétention de chlorure et de sodium durant la partie 1;
- 2) Cette rétention diminue ou est inexistante durant la partie 2, ou il pourrait y avoir un phénomène de relargage du chlorure et du sodium

Dans la littérature, les données obtenues et présentées dans des conditions similaires aux nôtres (Mitchell et Karathanasis, 1995; Brown et coll., 1999; Lymbery et coll., 2006; Kanagy et coll., 2008) présentent des résultats allant de la diminution à l'augmentation des concentrations de chlorure et de sodium. Les études sélectionnées utilisent des plantes halophytes irriguées avec des eaux salines. Mitchell et Karathanasis (1995) obtiennent une rétention de chlorure nulle pour leurs essais-pilotes de marais à écoulement sous surfacique. Ils attribuent la rétention nulle à la saturation de l'adsorption par la partie organique de leur

substrat (un compost) ou à la compétition des ions HCO_3^- , CO_3^{2-} et OH^- avec le Cl^- pour la formation de complexes avec les métaux. Ces ions proviennent de la calcite dans le substrat. Lymbery et coll. (Lymbery et coll., 2006) présentent un traitement d'effluent piscicole contenant des concentrations de sel de 7 000 et de 24 000 mg/l. Dans ce cas de figure, les concentrations ne changent pas entre l'affluent et l'effluent. Cependant, entre 40 et 50 % de la masse de sel est retenue dans le MEC par des mécanismes d'évapotranspiration, selon les auteurs.

Dans notre étude, les concentrations de chlorure et de sodium augmentent dans l'affluent des essais-pilotes entre les deux parties. Des diminutions d'évapotranspiration sont également observées entre les deux parties. Ces deux phénomènes peuvent être liés. *Typha domingensis* présente une diminution de l'évapotranspiration avec la salinité. Elle passe de 18 à 4,5 mm/j entre les salinités de 1 000 et 15 000 mg NaCl/l (Glenn et coll., 1995). Brown et coll. (1999) ont également noté une diminution de la consommation d'eau par les espèces *Atriplex barclayana* et *Salicornia bigelovii* entre les plantes exposées à des concentrations de 500 et 35 000 mg/l. De plus, les données présentées par la suite nous donnerons des indications sur les augmentations de salinité dans le substrat entre les deux parties, contribuant à cette diminution d'évapotranspiration. Dans nos expériences (section 4.2.2) nous avons mis en évidence une augmentation de la succulence avec la salinité. Comme le précise Shabala et Mackay (2011) l'augmentation de la salinité coïncide avec une diminution de la conductivité stomatale et donc de la transpiration des plantes. Malheureusement les données de succulence de l'expérience d'exposition des plantes à différentes salinités sont trop variables pour pouvoir être interprétées.

Si la salinité a une influence sur l'évapotranspiration, l'inverse est également vrai. L'évapotranspiration joue un rôle important dans l'augmentation des concentrations de chlorure de sodium entre l'affluent et l'effluent. En effet, en retirant de l'eau du système, les concentrations augmentent. De plus, les plantes présentant de fortes évapotranspirations peuvent concentrer du sel autour de leur système racinaire. Johnston et coll. (2003) obtiennent des résultats permettant de conclure que *M. quinquenervia* concentre du sel autour de ses racines à cause d'une évapotranspiration élevée.

L'augmentation des concentrations ou la diminution des masses de chlorure et de sodium entre l'affluent et les effluents est expliquée dans ces études par :

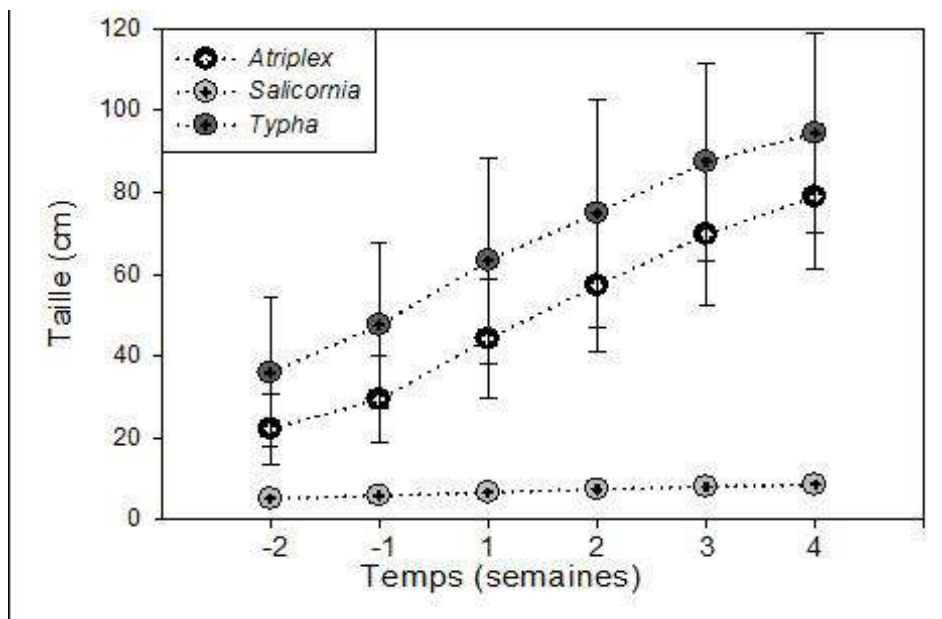
- 1) Les rétentions des plantes et le substrat;
- 2) Le rôle joué par l'évapotranspiration dans la déposition de sels solides à la surface du substrat.

Les résultats des sections suivantes vont nous éclairer sur le rôle que joue chacun de ces processus, dans notre cas, dans la variation des concentrations et des masses de chlorure et de sodium entre l'affluent et les effluents, et les différences entre les deux parties.

4.3.4. Les plantes

4.3.4.1. Partie 1

La Figure IV-21 illustre l'évolution de la taille de la tige des plantes durant la partie 1 de l'expérience.



**Figure IV-21 : Évolution de la taille moyenne des plantes (Partie 1)
(en cm).**

N.B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Les plantes des différentes espèces ont eu une croissance similaire à ce que nous avons observé au cours des précédentes expériences (Section 4.1.2). Après six semaines, *Typha angustifolia* a atteint une taille moyenne de $95 \text{ cm} \pm 24 \text{ cm}$ et *Atriplex patula*, de $80 \text{ cm} \pm 17 \text{ cm}$. La croissance de *Salicornia europaea* a été plus faible avec une taille moyenne de $10 \text{ cm} \pm 1,5$ de hauteur au terme de l'essai.

La Figure IV-22 présente les biomasses sèches développées par les plantes durant la partie 1 de l'expérience.

La biomasse sèche des parties aériennes des plantes développée durant la partie 1 atteint des valeurs de $870 \pm 216 \text{ g/m}^2$ pour *Atriplex patula* et de $310 \pm 98 \text{ g/m}^2$ pour *Typha angustifolia*. *Salicornia europaea* a produit une biomasse plus faible, de $45 \pm 3 \text{ g/m}^2$.

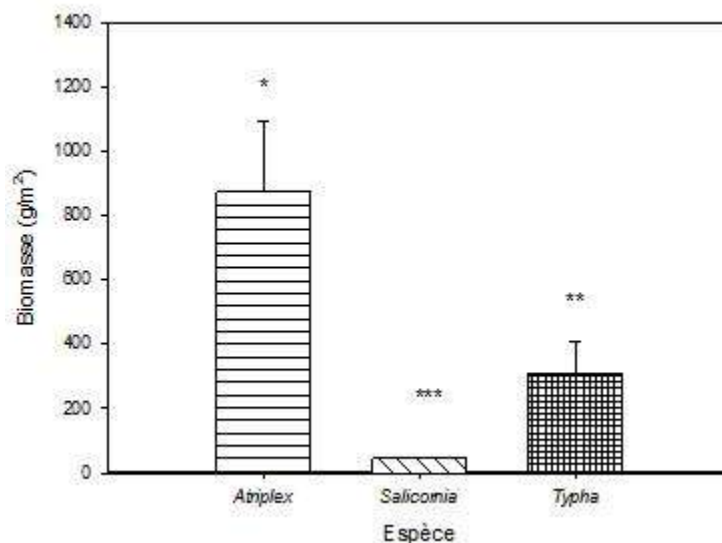


Figure IV-22 : Biomasse sèche des plantes (en g/m^2) à la fin de l'expérience.

N.B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

La Figure IV-23 illustre les accumulations de sodium dans les parties aériennes des plantes. L'accumulation de sodium dans les tissus d'*Atriplex patula* est de $10,5 \pm 2,6 \text{ g Na}^+/\text{m}^2$ (12 mg $\text{Na}^+/\text{g MS}$) et celle de *Typha angustifolia*, de $2,1 \pm 2,6 \text{ g Na}^+/\text{m}^2$ (7 mg $\text{Na}^+/\text{g MS}$). Les concentrations de sodium dans les tissus de *Salicornia europaea* sont égales à $1,7 \pm 0,1 \text{ g Na}^+/\text{m}^2$ (37 mg $\text{Na}^+/\text{g MS}$).

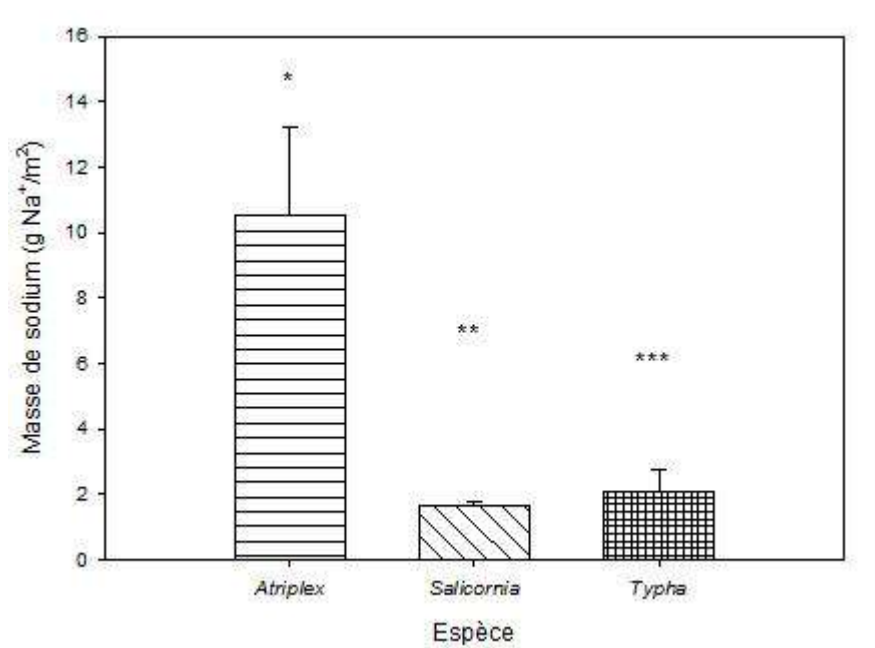


Figure IV-23 : Accumulation de sodium dans les parties aériennes des plantes des unités-pilotes à la fin de l'expérience.

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

À la fin de la partie 1, les accumulations de sodium indiquent des différences significatives ($p < 0,05$) entre *Atriplex patula* et les deux autres plantes qui accumulent moins de sodium.

L'accumulation de chlorure suit les mêmes tendances que celles du sodium. *Atriplex patula* et *Typha angustifolia* ont des accumulations respectives de $5,1 \pm 1,3 \text{ g Cl}^-/\text{m}^2$ (6 mg $\text{Cl}^-/\text{g MS}$) et de $2,8 \pm 0,9 \text{ g Cl}^-/\text{m}^2$ (9 mg $\text{Cl}^-/\text{g MS}$), tandis que *Salicornia europaea* a une accumulation de $0,4 \pm 0,02 \text{ g Cl}^-/\text{m}^2$ (10 mg $\text{Cl}^-/\text{g MS}$) (Figure IV-24).

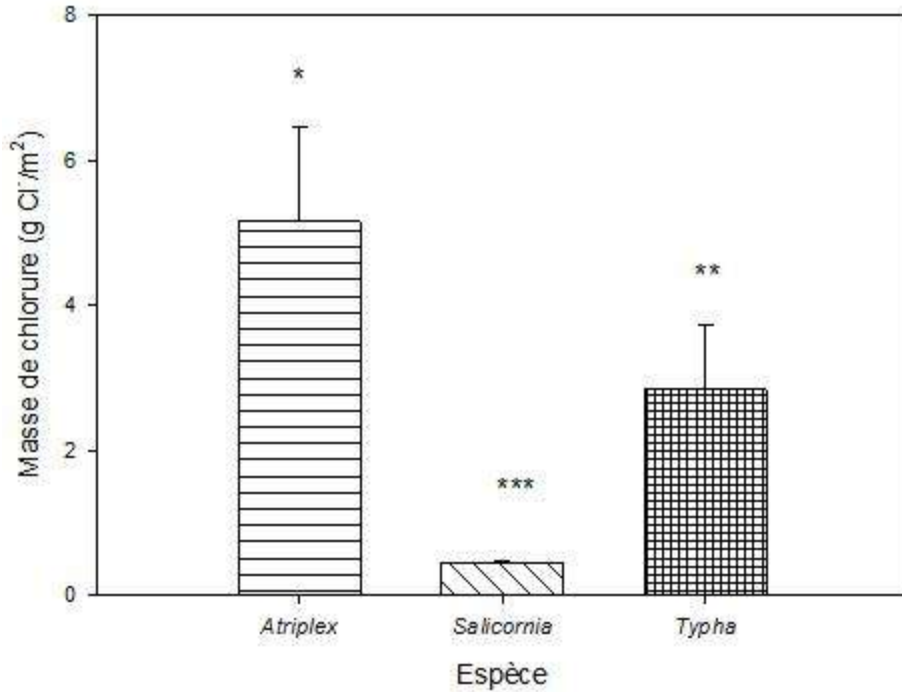


Figure IV-24 : Accumulation de chlorure dans les parties aériennes des plantes des unités-pilotes.

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

À la fin de la partie 1, les accumulations de chlorure présentent des différences significatives ($p < 0,05$) entre *Atriplex patula*, *Typha angustifolia* et *Salicornia europaea*. *Atriplex patula* est l'espèce ayant accumulé le plus de chlorure, suivi de *Typha angustifolia* et de *Salicornia europaea*.

4.3.4.2. Partie 2

La Figure IV-25 présente l'évolution de la taille des parties aériennes des plantes durant la partie 2 de l'expérience. *Typha angustifolia* a atteint une taille moyenne de 66 ± 25 cm et *Atriplex patula*, de 47 ± 15 cm à la fin de cette partie. La taille de *Salicornia europaea* n'a pas varié par rapport à la première partie, car elle atteint $10 \pm 1,5$ cm (Figure IV-25) au terme de l'essai.

Tel qu'indiqué à la Figure IV-25, durant la deuxième partie, les plantes ont montré une croissance régulière jusqu'à la troisième semaine, puis la croissance de *Typha angustifolia* a fortement ralenti, et *Atriplex patula* a fleuri avant d'avoir achevé sa période de croissance végétative habituelle. Durant toute une fin de semaine, entre la deuxième et la troisième semaine, une panne du système de gestion de la température a eu lieu, entraînant une augmentation de la chaleur dans les serres. Les plantes ont alors subi un stress, notamment de chaleur. Ces températures ont probablement initié la phase de reproduction d'*Atriplex patula* et de *Typha angustifolia*, puisque leur croissance a ralenti (Wahid et coll., 2007). De plus, les tailles sont plus faibles durant la partie 2 comparé à la partie 1.

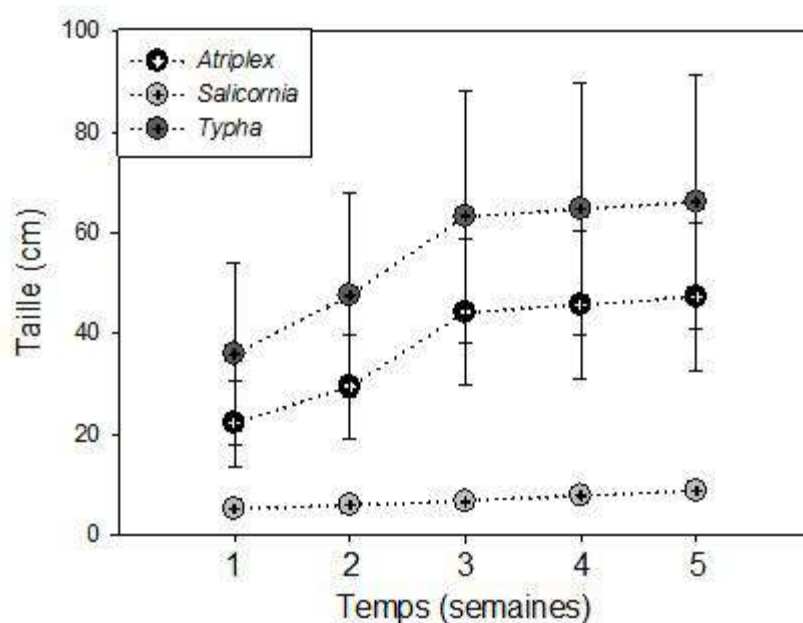


Figure IV-25 : Évolution de la taille moyenne de la tige des plantes (Partie 2) (en cm).

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

La Figure IV-26 illustre les biomasses aériennes sèches développées par les plantes durant la partie 2. Les biomasses développées lors de la deuxième partie sont plus faibles que celles de la première sauf pour *Salicornia europaea* : en moyenne, $120 \pm 4 \text{ g/m}^2$ pour

Atriplex patula et $180 \pm 55 \text{ g/m}^2$ pour *Typha angustifolia*. *Salicornia europaea* a produit une biomasse de $75 \pm 10 \text{ g/m}^2$.

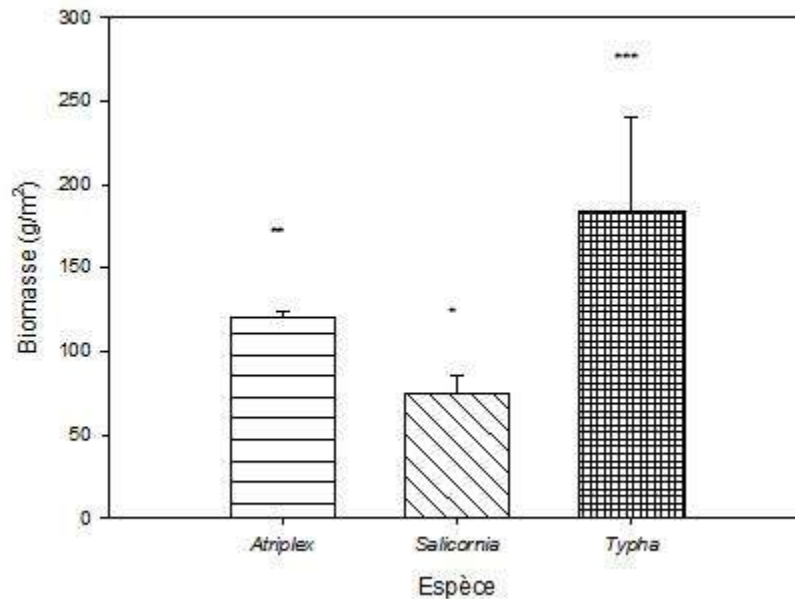


Figure IV-26 : Biomasse aérienne sèche des plantes (en g/m^2).

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

La Figure IV-27 présente les accumulations de sodium dans les parties aériennes des plantes à la fin de la deuxième partie de l'expérience. Lors de la deuxième partie, *Atriplex patula* présente des concentrations de sodium dans les tissus de $2,5 \pm 0,2 \text{ g Na}^+/\text{m}^2$ (21 mg $\text{Na}^+/\text{g MS}$); *Typha angustifolia*, de $1,6 \pm 0,5 \text{ g Na}^+/\text{m}^2$ (9 mg $\text{Na}^+/\text{g MS}$); *Salicornia europaea*, de $2,8 \pm 0,6 \text{ g Na}^+/\text{m}^2$ (37 mg $\text{Na}^+/\text{g MS}$). À la fin de cette expérience, aucune différence significative entre espèces quant à l'accumulation de sodium par les plantes n'est constatée (Figure IV-27).

Durant les deux parties, *Salicornia europaea* a montré de faibles biomasses comparativement aux autres espèces, ce qui est normal. C'est une espèce de taille inférieure à celle des deux autres espèces : *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*. Cette taille peut

avoir des conséquences sur la compétitivité de ces espèces en MEC, qui sera ainsi désavantagée par rapport aux mauvaises herbes s'introduisant dans le marais.

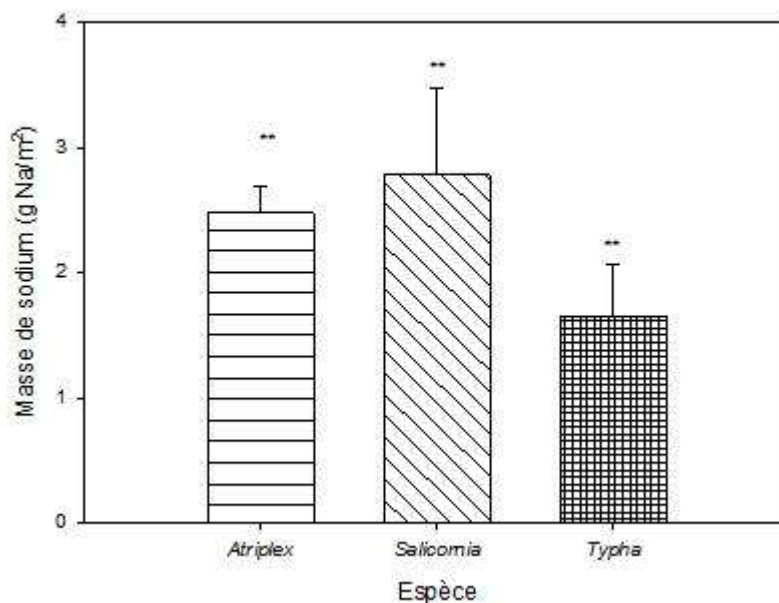


Figure IV-27 : Accumulation de sodium dans les parties aériennes des plantes des unités-pilotes (g Na⁺/m²).

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$).

L'accumulation de chlorure suit les mêmes tendances que celles du sodium. La Figure IV-28 présente les valeurs de l'accumulation de chlorure dans les tissus des parties aériennes des plantes. *Atriplex patula* présente des concentrations de chlorure dans les tissus de $0,9 \pm 0,1$ g Cl⁻/m² (7 mg Cl⁻/g MS) lors de la deuxième partie; *Typha angustifolia*, de $1,7 \pm 0,6$ g Cl⁻/m² (10 mg Cl⁻/g MS); *Salicornia europaea*, de $0,7 \pm 0,1$ g Cl⁻/m² (10 mg Cl⁻/g MS).

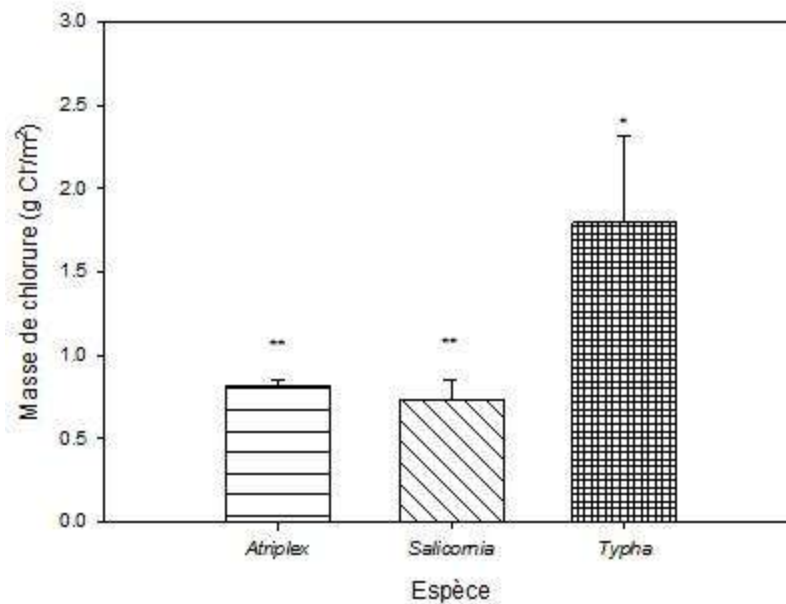


Figure IV-28 : Accumulation de chlorure par les parties aériennes des plantes des unités-pilotes (g Cl⁻/m²).

N.B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les espèces avec des masses significativement différentes n'ont pas le même nombre d'astérisques.

Atriplex patula et *Typha angustifolia* ont eu une diminution significative ($p < 0,05$) de leur accumulation de chlorure entre les deux parties : par rapport à la première partie, l'accumulation baisse de $5,1 \pm 1,3$ à $0,9 \pm 0,1$ g Cl⁻/m² lors de la deuxième partie pour *Atriplex patula*, et de $2,8 \pm 0,9$ à $1,7 \pm 0,6$ g Cl⁻/m² pour *Typha angustifolia*. Au contraire, *Salicornia europaea* indique une augmentation significative de son accumulation passant de $0,4 \pm 0,02$ à $0,7 \pm 0,1$ g Cl⁻/m². Contrairement à la partie 1, *Typha angustifolia* est la plante qui a accumulé significativement ($p < 0,05$) le plus de chlorure en termes de masse accumulée à la fin de la partie 2.

4.3.4.3. Conclusion

Lors des expériences où les plantes poussaient individuellement en pot (Sections 4.1 et 4.2), les tailles moyennes des plantes étaient de 10 à 14 cm pour *Salicornia europaea*, de 97 à 115 cm pour *Typha angustifolia*, et de 44 à 50 cm pour *Atriplex patula*. Pour *Atriplex patula* et *Salicornia europaea*, les tailles atteintes lors des deux essais pilotes en MECA sont égales ou supérieures à ces résultats. Lors de la deuxième partie, *Typha angustifolia* a des tailles inférieures à nos résultats des sections 4.1 et 4.2. À titre de comparaison, dans la littérature, *Atriplex patula* présente des tailles allant de 10 à 80 cm (Gleason et Cronquist, 1991); *Salicornia europaea*, des tailles allant de 10 à 50 cm (Gleason et Cronquist, 1991); *Typha angustifolia*, des tailles allant jusqu'à 2,5 m (Holm et coll., 1996). Donc, les plantes ont développé des tailles qui correspondent à celles de la littérature au cours de leur croissance durant les deux parties des essais-pilotes.

Les tailles finales sont statistiquement différentes entre les deux parties ($p < 0,0001$) pour *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*. Les plantes durant la partie 1 atteignaient des tailles plus élevées. Lors de la deuxième partie, le temps a eu un impact significatif sur l'évolution de la taille des plantes. Les plantes montrent une croissance constante et statistiquement significative ($p < 0,05$) avant la panne de courant qui a duré une fin de semaine, arrêtant ainsi le système de régulation de température en plein été. Après la panne, la croissance des plantes a nettement ralenti, alors leur taille a cessé d'augmenter significativement.

Les biomasses aériennes de *Typha angustifolia* ($310 \pm 98 \text{ g/m}^2$ lors de la première partie et $180 \pm 55 \text{ g/m}^2$ lors de la deuxième) sont de l'ordre de grandeur de celles indiquées dans la littérature. En effet, pour les études réalisées dans des bacs ou à l'intérieur les résultats présentent des biomasses plus faibles allant de 127 g/m^2 à 520 g/m^2 (Hager, 2004; Miklovic et Galatowitsch, 2005) pour des études avec des conditions (profondeur d'eau, nutrition) sensiblement similaires aux nôtres, avec exposition à des concentration de NaCl allant de 0 à 1000 mg NaCl/l. Une autre étude présentée par Boonsaner et Hawker (2012) présentent des plantes de *Typha angustifolia* mourant à partir de concentration dans le sol de 12 mg /g de NaCl. Hors les conditions dans le substrat des essais pilotes sont de

$8,4 \pm 1,1$ mg/g Cl^- et de $9,6 \pm 2,5$ mg/g Na^+ . Ces données mettent en relief les difficultés possibles pour la croissance de *Typha angustifolia* en cas d'accumulation du sel dans le substrat. *Typha angustifolia* dans le fonctionnement du MECA serait donc confinés aux parties où les concentrations de sel dans le substrat seront inférieures à celles du le substrat de la deuxième partie.

En contrepoint de ces résultats, de nouvelles plantes ont émergé du sol durant les deux parties par propagation végétative à partir du rhizome de *Typha angustifolia*. Ceci nous laisse supposer que la densité de culture pourrait être augmentée dans le but de récolter une biomasse par unité de surface supérieure.

Les biomasses aériennes de *Salicornia europaea* pour les deux parties (45 ± 3 g/m² à la première partie et 75 ± 10 g/m² à la deuxième) La plupart des autres études portent sur l'évolution de la biomasse des plantes sans prendre en compte leur densité. Tikhomirova et coll. (2005) rapporte des biomasses pour les plantes de *Salicornia europaea* entre 8 et 11 g/plante, et Balnokin et coll. (2005), entre 3 et 14 g/plante. La biomasse moyenne que nous avons mesurée durant cette expérience pour *Salicornia europaea* (0,48 g/plante) est inférieure à la plupart de celles relevées dans la littérature.

Les biomasses aériennes d'*Atriplex patula* (870 ± 216 g/m² à la première partie et 120 ± 4 g/m² à la deuxième) sont semblables et supérieures aux résultats présentés dans la littérature, ceux-ci pouvant varier de 20 à 800 g/m² (Keiffer et Ungar, 1997a; Young et coll., 2011). Les publications qui ne prennent pas en compte la densité obtiennent les résultats présentés par la suite. Ungar (1996) présente des biomasses pour les plantes *Atriplex patula* allant de 0,75 à 0,1 g (plantes exposées respectivement à 0 et 20 000 mg NaCl/l) et diminuant avec la salinité à laquelle les plantes sont exposées. Vickerman et coll. (2002) obtiennent des biomasses allant de 7,5 à 13,3 g/plante, et Maganti et coll. (2005), entre 1,7 et 4,3 g/plante avec des plantes se développant dans un milieu non salin. Dans toutes ces études, les plantes croissent dans des conditions hydroponiques. Nos résultats (*Atriplex patula* : 9,06 g/plante) sont comparables à ceux obtenus dans la littérature.

Les teneurs en sel dans l’affluent (augmentation pour le chlorure de 50% entre les deux parties) ainsi que les teneurs en sel dans le substrat (présentées dans la section suivante) jouent un rôle majeur dans la variation de la biomasse des plantes entre les deux parties de l’expérience. *Salicornia europaea* est une espèce dont les plantes croissent de manière optimale avec des salinités supérieures comparée à *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*. *Salicornia europaea* développe une biomasse optimale pour des concentrations de 1 500 mg NaCl et plus. Cela a non seulement été démontré par la littérature (Ungar et coll., 1979), mais également par nos expériences (section 4.1.2). Ainsi, dans les marais salants, *Salicornia europaea* est retrouvée dans la zone où les concentrations de sel sont les plus élevées, en contact avec l’eau de mer par les marées, alors que *Atriplex patula* se situe à la limite des marées, soit dans des zones moins salines (Ungar et coll., 1979; Ungar, 1991). Par ailleurs, *Typha angustifolia* croît dans des zones non salines à salines. Les conditions de salinité des unités-pilotes dans la partie 2 étaient donc plus propices au développement optimal de la biomasse de *Salicornia europaea* que de celles de *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*. Dans notre expérience, les salinités de l’affluent et du substrat étaient plus élevées durant la deuxième partie et s’accompagnaient de biomasses plus faibles. Ces résultats sont similaires à ceux d’une étude qui portait sur des plantes de *Typha angustifolia* s’étant développées dans des eaux salines (Mc Millan, 1959) et montrant une diminution de la biomasse due à l’augmentation de la salinité.

Les différences de biomasse observées peuvent influencer l’efficacité des unités-pilotes, de par leur impact sur l’accumulation de contaminants dans les tissus des plantes et la variation de l’évapotranspiration. La biomasse sèche est un facteur important pour l’efficacité du procédé de phytoremédiation, car si la biomasse sèche augmente, la masse de sodium et de chlorure accumulé par chaque plante augmente aussi. En ce qui concerne le sel, l’évapotranspiration fait varier non seulement les concentrations des effluents et le volume d’effluent à traiter, mais elle a également des effets sur la localisation du sel et sur sa précipitation à la surface du marais dans le cas d’un marais à écoulement sous surfacique.

La Figure IV-29 illustre la relation entre la biomasse et l'évapotranspiration constatée dans chaque unité-pilote durant les deux parties de l'expérience.

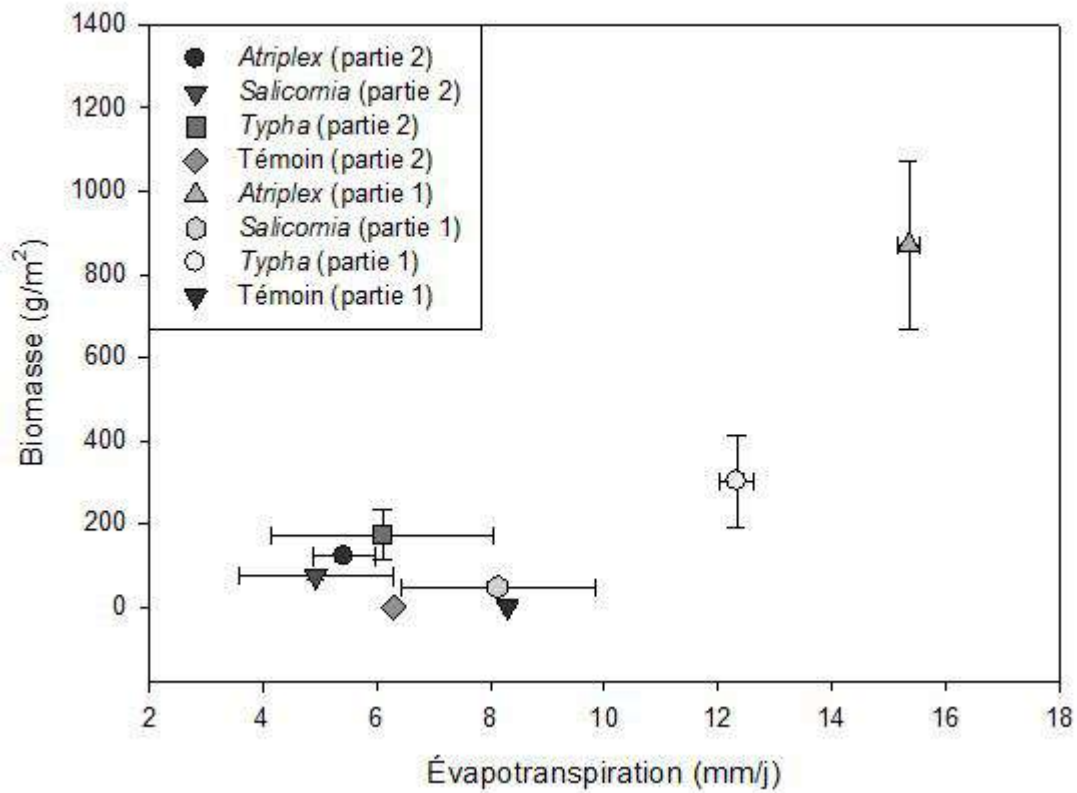


Figure IV-29 : Relation entre l'évapotranspiration et la biomasse des plantes.

N.B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type.

Dans nos résultats, l'évapotranspiration est avant tout influencée par la biomasse des plantes (coefficient de corrélation de 0,93 pour la première partie et de 0,51 pour la deuxième). Ceci est conforme aux études comme celles de Grattan et coll. (2008) dans laquelle la même relation est observée pour une plante halophyte, *Salicornia bigelovii*. Cette relation est établie fréquemment dans la littérature (Kirkham, 2005; Bos et coll., 2009).

Selon les résultats présentés, il peut être conclu que :

- La biomasse des plantes doit être maximale dans le but de maximiser l'évapotranspiration et ainsi la capacité d'accumulation de chlorure et de sodium par les plantes;
- *Salicornia europaea* réagit mieux aux salinités plus élevées tandis que *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*, avec des salinités plus faibles. Il pourrait être utile de faire des zones séparées à l'intérieur du marais pour maximiser les capacités de traitement de chacune.

Les résultats qui suivent nous éclairent dans l'interprétation de l'expérience en ce qui concerne les concentrations et la répartition du chlorure et du sodium :

- *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* accumulent moins de sodium et de chlorure durant la deuxième partie. À l'inverse, *Salicornia europaea* en accumule plus durant la deuxième partie.
- Les variations des accumulations s'expliquent par les variations de la biomasse. Entre les deux parties, les biomasses de *Typha angustifolia* et d'*Atriplex patula* passent, en effet, de 310 ± 98 à $180 \pm 55 \text{ g/m}^2$ et de 870 ± 216 à $120 \pm 4 \text{ g/m}^2$ respectivement. Par contre, la biomasse de *Salicornia europaea* augmente.

Dans la littérature, les accumulations pour le sodium et le chlorure sont aux alentours de 25 g/m^2 pour *Atriplex patula* et de 10 g/m^2 pour *Salicornia europaea* (Keiffer et Ungar, 1997a). Les concentrations maximales accumulées au cours des deux parties de l'expérience sont inférieures aux accumulations relevées dans la littérature (Keiffer et Ungar, 1997b).

Pour comparer les résultats obtenus avec les unités-pilotes à ceux des sections 4.1 et 4.2, nous avons multiplié les masses de chlorure et de sodium mesurées par la biomasse produite dans les unités pilotes. C'est ce que présente le Tableau IV-19.

Tableau IV-19 : Comparaison des résultats de l'accumulation de chlorure et de sodium entre les essais en pot et les unités-pilotes.

Espèces	Chlorure (g Cl ⁻ /m ²)			Sodium (g Na ⁺ /m ²)		
	Prévision	Partie 1	Partie 2	Prévision	Partie 1	Partie 2
<i>Typha angustifolia</i>	1,5 à 4,3	2,8 ± 0,9	1,8 ± 0,5	0,6 à 1,0	2,1 ± 2,6	1,4 ± 0,2
<i>Atriplex patula</i>	0,7 à 4,3	5,1 ± 1,3	0,8 ± 0,04	0,7 à 4,9	10,5 ± 2,6	2,5 ± 0,2
<i>Salicornia europaea</i>	0,8 à 15,7	0,4 ± 0,02	0,7 ± 0,1	0,8 à 15,6	1,7 ± 0,2	2,8 ± 0,7

N.B. : Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les prévisions proviennent des Sections 4.1 et 4.2.

Les concentrations accumulées de chlorure et de sodium durant les deux parties sont comparables et supérieures à ce que nous avons prévu dans les sections 4.1 et 4.2. Seuls les résultats de *Salicornia europaea* sont inférieurs pour le chlorure et dans les plus basses valeurs prévues pour le sodium.

Les intervalles de valeurs présentés au Tableau IV-19 donne une base (car ils sont basés sur deux expériences différentes donnant les mêmes valeurs) pour fixer les paramètres d'adsorption par les plantes dans un MECA.

4.3.5. Le chlorure et le sodium dans le substrat

4.3.5.1. Partie 1

Pour rappeler la méthodologie et les raisons qui nous ont poussés à analyser seulement la partie de granulométrie inférieure à 2 mm, donc le compost du substrat, il est conseillé de revenir sur la section de méthodologie 3.4.3.2.

Le Tableau IV-20 indique les concentrations de sodium et de chlorure mesurées dans le substrat (granulométrie < 2 mm).

**Tableau IV-20 : Concentration de sodium dans le substrat
(granulométrie < 2 mm), partie 1.**

	Concentration de Cl ⁻ (mg/g)	Concentration de Na ⁺ (mg/g)
Témoin	1,9 ^a ± 2,2	3,9 ^a ± 3,7
<i>Salicornia europaea</i>	2,7 ^a ± 3,1	4,4 ^a ± 3,6
<i>Typha angustifolia</i>	7,2 ^b ± 0,8	6,8 ^a ± 3,2
<i>Atriplex patula</i>	8,5 ^b ± 1,9	7,9 ^a ± 3,4

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$). Les comparaisons sont intraspécifiques.

La concentration de sodium dans le substrat ne présente pas de différences significatives entre les espèces ($p = 0,22$) dû à la variabilité des résultats (Tableau IV-20).

La concentration de chlorure dans le substrat est différente selon l'espèce présente (différence significative $p < 0,0001$). Les substrats des unités-pilotes contenant *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* contiennent les concentrations les plus élevées, respectivement de $7,2 \pm 0,8$ mg Cl⁻/g et de $8,5 \pm 1,9$ mg Cl⁻/g contre $1,9 \pm 2,2$ mg Cl⁻/g et $2,7 \pm 3,1$ mg Cl⁻/g pour celles plantées avec *Salicornia europaea* et le témoin.

4.3.5.2. Partie 2

Le Tableau IV-21 montre les concentrations de sodium et de chlorure dans le substrat à la fin de la deuxième partie (granulométrie < 2 mm). Les concentrations vont de 6,0 à 8,4 mg Na⁺/g et de 7,4 à 9,6 mg Cl⁻/g selon les unités-pilotes.

Tableau IV-21 : Concentration de Na⁺ et de Cl⁻ dans le substrat (granulométrie < 2 mm), partie 2 (en mg/g).

	Concentration de Cl ⁻ (mg/g)	Concentration de Na ⁺ (mg/g)
Témoin	6,0 ^a ± 1,1	7,9 ^a ± 2,6
<i>Salicornia europaea</i>	5,1 ^a ± 2,4	7,4 ^a ± 3,4
<i>Typha angustifolia</i>	8,4 ^b ± 1,1	9,6 ^a ± 2,5
<i>Atriplex patula</i>	8,2 ^b ± 1,8	9,1 ^a ± 3,0

N. B. Les valeurs présentées sont des moyennes accompagnées de leur écart type. Les éléments de la légende notés en exposant avec une lettre similaire sont statistiquement identique ($p \leq 0,05$). Les comparaisons sont intraspécifiques.

Dans le cas du chlorure, les concentrations mesurées dans le substrat des unités-pilotes occupées par les plantes de l'espèce *Salicornia europaea* et les témoins se rapprochent, lors de cette partie, de celles des unités-pilotes où poussent *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*. La même tendance est observée pour le sodium, et les moyennes n'ont pas de différence significative entre les différentes unités-pilotes comme lors de la première partie.

4.3.5.3. Discussion

Il y a une augmentation significative ($p < 0,05$) des concentrations de sodium dans le substrat entre les deux parties (Tableau IV-20 et Tableau IV-21). Celles-ci sont en effet plus élevées à la deuxième partie de l'expérience. L'augmentation significative des concentrations de chlorure dans le substrat ($p < 0,05$) entre les deux parties est observée quelle que soit l'espèce dans l'unité-pilote. Par exemple, le substrat du témoin (sans plante) a une concentration en chlorure de $1,9 \pm 2,2$ mg Na⁺/g lors de la première partie et de $6,0 \pm 2,6$ mg Na⁺/g lors de la deuxième. Le substrat a donc la capacité de retenir du chlorure et du sodium lors de la deuxième partie, malgré les concentrations de chlorure et de sodium déjà présentes.

Le chlorure et le sodium accumulé dans le substrat pendant la deuxième partie (concentration de la deuxième partie moins celle de la première) est moindre comparativement à la première, quelle que soit l'unité-pilote considérée (hormis le cas du témoin pour le chlorure). La rétention du sodium et du chlorure par le substrat est la conséquence de tous les résultats présentés précédemment dans cette thèse. Les deux procédés principaux liés à l'accumulation de chlorure et de sodium dans le substrat sont l'adsorption et la précipitation du sel en surface (Vengosh, 2007). L'adsorption du sodium dans les sols est la conséquence de sa charge positive, car le sodium a tendance à se fixer sur la matière organique et les argiles (Levy et Shainberg, 2005; Oberg et Sanden, 2005). Le deuxième procédé est la précipitation du sodium et du chlorure à la surface du substrat par évaporation de l'affluent. C'est un procédé bien connu entraînant la salinisation de sols dans les milieux désertiques (Vengosh, 2007).

Le Tableau IV-22 présente les coefficients de corrélation entre l'accumulation de chlorure et de sodium par le substrat et l'évapotranspiration.

Tableau IV-22 : Corrélation entre les concentrations de Na^+ et Cl^- dans le substrat et l'évapotranspiration

Coefficients de corrélation de Pearson, de l'évapotranspiration avec les concentrations du substrat (n= 16)		
	Exp. 1	Exp. 2
Concentration de Na^+ dans le substrat	0,40	0,11
Concentration de Cl^- dans le substrat	0,75	0,41

Le procédé de précipitation de chlorure de sodium dans la partie supérieure du substrat est fortement dépendant du changement du niveau d'eau dans le substrat par la succession de phase d'arrosage suivie de phase d'évapotranspiration. Le Tableau IV-22 montre la prédominance du phénomène de précipitation du sel dans la rétention du sel par le substrat. En effet, la corrélation (coefficient de 0,75 et 0,41) est très forte entre les deux variables pour la première expérience. Les concentrations du substrat augmentent avec l'évapotranspiration. Cependant durant la deuxième expérience les corrélations sont moins

importante, suggérant l'intervention d'autre phénomène dans le substrat tel que possiblement du relargage.

Cette adsorption ou précipitation peut amener après saturation du substrat un possible relargage du sodium et du chlorure après quelques années de fonctionnement du MECA. Les résultats présentés ci-dessus pour les concentrations de chlorure et de sodium dans les effluents ainsi que les résultats des concentrations de chlorure et de sodium dans le substrat suggèrent ce comportement. Ceci reste un problème à évaluer sur le terrain où les pluies dissoudront le chlorure de sodium précipité à la surface du substrat qui sera ainsi remis en solution. Lymbery et coll. (2006) évoquent le problème de l'accumulation de chlorure de sodium dans le substrat pour l'efficacité des MEC à long terme. Leur étude portant sur la phytoremédiation d'eau d'aquaculture saline par MEC est effectuée dans des conditions météorologiques désertiques dans lesquelles les précipitations sont bien inférieures à l'évapotranspiration.

En conclusion :

- 1) Les phénomènes de rétention de chlorure et de sodium dans notre expérience sont majoritairement liés à l'évapotranspiration;
- 2) Ces phénomènes arrivent à saturation avec des possibilités de relargage à moyen ou long terme.

4.3.6. Répartition des masses de sodium et de chlorure

4.3.6.1. Partie 1

La répartition des masses du sodium et du chlorure dans les différents compartiments des unités-pilotes (les plantes, le substrat ou l'effluent) est présentée dans les Tableau IV-23 et IV-24. Deux groupes avec deux comportements différents peuvent être distingués : un premier groupe contenant les témoins et les unités-pilotes avec *Salicornia europaea*; le deuxième groupe contenant les deux autres types d'unités-pilotes. Le premier groupe montre des rétentions dans les plantes et les substrats inférieures au deuxième. Dans

l'ensemble, les masses retenues par les plantes sont largement inférieures à celles emportées dans l'effluent et à celles présentes dans le substrat.

Tableau IV-23 : Répartition des masses de sodium dans les unités-pilotes durant la première partie (exprimée en %).

Unités-pilotes	Effluent	Plantes	Substrat (granulométrie < 2 mm)	Total
Témoin	43	0,00	24	67
<i>Salicornia europaea</i>	41	0,82	27	69
<i>Atriplex patula</i>	4	5,24	49	57
<i>Typha angustifolia</i>	12	1,02	42	55

Tableau IV-24 : Répartition des masses de chlorure dans les unités-pilotes durant la première partie (exprimée en %).

Unités-pilotes	Effluent	Plantes	Substrat (granulométrie < 2 mm)	Total
Témoin	63	0,00	10	73
<i>Salicornia europaea</i>	59	0,19	15	74
<i>Atriplex patula</i>	5	2,24	39	46
<i>Typha angustifolia</i>	17	1,23	46	64

Le pourcentage total des masses de chlorure et de sodium contenues dans le substrat, les plantes et l'effluent n'atteint pas 100 % des masses qui entrent dans le système. Différentes hypothèses permettent d'expliquer ce résultat :

- 1) Seul le compost est analysé. Ainsi, la calcite a pu retenir une partie du chlorure et du sodium lors de la première et de la deuxième partie;
- 2) Les analyses ont été effectuées sur des échantillons prélevés en surface. Comme nous l'avons vu précédemment, le phénomène d'évapotranspiration joue un rôle majeur dans la rétention du chlorure de sodium par le substrat. Le niveau de l'eau est plus bas que celui où les échantillons ont été prélevés; il est possible que la migration du sel vers cette couche ait pris un certain laps de temps. Ce temps

n'étant pas atteint lors de la première partie, l'ensemble des résultats dans les substrats a été inférieur à la réalité;

- 3) Le contenu en Cl^- et Na^+ dans les racines n'a pas été analysé, et il y a certainement une partie des ions retenue par les racines dont la biomasse est plus importante durant la première partie.

4.3.6.2. Partie 2

La répartition des masses de sodium et de chlorure dans les différents compartiments disponibles dans les unités-pilotes (les plantes, le substrat ou l'effluent) est présentée dans les Tableau IV-25 et IV-26. Comme pour la première partie, les masses retenues par les plantes sont largement inférieures à celles emportées dans l'effluent et à celles présentes dans le substrat. Cependant, on ne note plus de différence entre les différentes unités-pilotes.

Tableau IV-25 : Répartition des masses de sodium dans les unités-pilotes durant la deuxième partie (exprimée en %).

Unités-pilotes	Effluent	Plantes	Substrat	Total
Témoin	74	0,00	14	88
<i>Salicornia europaea</i>	78	0,76	10	89
<i>Atriplex patula</i>	80	0,68	6	86
<i>Typha angustifolia</i>	91	0,45	8	100

Tableau IV-26 : Répartition des masses de chlorure dans les unités-pilotes durant la deuxième partie (exprimée en %).

Unités pilotes	Effluent	Plantes	Substrat	Total
Témoin	82	0,00	0	82
<i>Salicornia europaea</i>	89	0,13	5	94
<i>Atriplex patula</i>	94	0,14	3	97
<i>Typha angustifolia</i>	104	0,31	0	104

Les pourcentages totaux de chlorure et de sodium du bilan de masse des composantes des essais-pilotes sont proches de 100 % au terme de la deuxième partie de l'expérience (compris entre 82 et 104 %). Lors de la deuxième partie, le total des masses mesurées est proche de 100% contrairement à la première partie.

4.3.6.3. Discussion

Pour l'ensemble des espèces, on note une diminution du sodium retenu par le substrat durant les première et deuxième parties. Il passe par exemple de 49 à 6 % pour le sodium pour les unités-pilotes contenant *Atriplex patula*. Les unités-pilotes témoins et *Salicornia europaea* ont une part moins élevée de sodium retenu par le substrat lors de la première partie que les essais de *Typha angustifolia* et d'*Atriplex patula*. Cependant, au cours de la deuxième partie, la part de sodium retenu par le substrat est la même dans l'ensemble.

Les mêmes tendances sont observées pour le chlorure. L'ensemble des unités-pilotes avec les différentes espèces voit leur rétention par le substrat diminuer entre les parties 1 et 2. La diminution est ici plus importante. Par exemple, pour les essais avec *Typha angustifolia*, le sodium retenu par le substrat passe de 46 à 0 % entre la partie 1 et 2 pour le chlorure, alors qu'il diminue de 42 à 0 % pour le sodium.

4.3.7. Efficacité d'enlèvement

4.3.7.1. Partie 1

Les pourcentages d'enlèvement moyens du chlorure et du sodium durant la partie 1 sont inscrits dans le Tableau IV-27. Ils varient de 32 % à 97 %.

Tableau IV-27 : Enlèvement de masse de sodium et de chlorure.

	Sodium (%)	Chlorure (%)
Témoin	57	32
<i>Salicornia europaea</i>	62	37
<i>Typha angustifolia</i>	89	83
<i>Atriplex patula</i>	97	96

L'efficacité d'enlèvement présente deux groupes distincts comme dans tous les résultats présentés ci-dessus avec les unités-pilotes témoins, contenant *Salicornia europaea* d'un côté, et *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* de l'autre.

4.3.7.2. Partie 2

Les pourcentages d'enlèvement de l'ensemble de la deuxième partie sont indiqués dans le Tableau IV-28. Ils varient de 0 % à 25 %.

Tableau IV-28: Enlèvement de masse de sodium et de chlorure.

	Sodium (%)	Chlorure (%)
Témoin	25	18
<i>Salicornia europaea</i>	22	10
<i>Typha angustifolia</i>	20	5
<i>Atriplex patula</i>	8	0

La même séparation en deux groupes en ce qui concerne l'efficacité d'enlèvement se retrouve ici. Cependant, dans cette partie, l'efficacité est quasi nulle pour les unités-pilotes contenant *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*.

Dans l'ensemble, le pourcentage d'enlèvement du chlorure et du sodium diminue entre les deux parties (Tableau IV-27 et Tableau IV-28). En effet, les pourcentages d'enlèvement durant la partie 1 sont supérieurs à ceux de la partie 2. Ces diminutions sont dues à l'augmentation de la salinité dans le substrat et à la diminution de sa possibilité de rétention.

Toutefois, ces résultats sont à prendre avec précaution car les précipitations qui auront lieu sur le terrain feront sûrement varier les résultats évalués ici en comparaison aux conditions en serre. Les estimations faites à partir de ces variables de conception ne peuvent donc donner qu'une idée des résultats possibles et ne peuvent en aucun cas refléter avec précision ce qui se passera sur le terrain.

4.3.7.3. Discussion

Certaines études discutent indirectement du chlorure et du sodium dans les MEC, soit pour l'enlèvement des métaux, soit pour le traitement d'eau de pisciculture saline. Samecka-Cymerman et coll. (2004) rapportent des efficacités d'enlèvement du chlorure allant jusqu'à 11 % en concentration. Par contre, les échantillonnages et les analyses sont au nombre de six dans l'année et ils ne précisent pas la variation des volumes d'eau entre l'affluent et l'effluent. De plus, les concentrations de leur affluent sont plus faibles (entre 74 et 207 mg NaCl/l) que dans les expériences présentées ici.

Certaines études obtiennent une masse enlevée positive de chlorure et de sodium et dépendante des concentrations de l'affluent. Les essais pilotes de marais épurateurs présentent des pourcentages de masses enlevées variant entre 44 et 53 % (Lymbery et coll., 2006). Les eaux traitées ont des salinités de 24 000 et 6 000 mg NaCl/l ce qui est bien au dessus des nôtres. Lymbery et coll. (2006) indiquent que ce résultat provient essentiellement de la réduction du volume de l'eau par évapotranspiration et stockage dans

les plantes par l'espèce *Juncus Krausii* et le substrat composée de sable de 3 mm de granulométrie. Ce dernier peut poser des problèmes quant à l'efficacité du système en cas de saturation entraînant une diminution des pourcentages d'enlèvement. Nos résultats montrent les mêmes tendances que celles de Lymbery et coll. (2006). Les efficacités du traitement de masse de chlorure et de sodium diminuent entre la première et la deuxième partie. Par exemple, les pourcentages d'enlèvement pour le sodium varient de 57 à 97 % pour l'ensemble des unités-pilotes lors de la première partie et de 8 à 25 % lors de la deuxième, et l'efficacité diminue avec le temps.

À l'aide des estimations présentées en section 2.4, il est possible de déterminer les surfaces nécessaires pour l'enlèvement stipuler dans les objectifs (70 %) du chlorure et du sodium entrant dans le lac par ces tributaires en un an par les plantes et le substrat. Ces calculs sont basés sur l'utilisation d'une seule espèce et des résultats déterminées par nos expériences et présenté au tableau IV-20. Un exemple de calcul est présenté en Annexe G. Ces valeurs sont présentées au Tableau IV-29.

Tableau IV-29 : Estimation des superficies nécessaires pour l'enlèvement du chlorure et du sodium arrivant dans le lac.

Espèce	Chlorure (ha)		Sodium (ha)	
	Maximum	Minimum	Maximum	Minimum
Témoin	180	180	89	89
<i>Typha angustifolia</i>	126	123	73	72
<i>Atriplex patula</i>	131	125	76	70
<i>Salicornia europaea</i>	209	169	94	81

L'accumulation dans les plantes est relativement faible (de 0,12 à 4 % de la masse entrante totale) comparée aux autres compartiments (substrat, effluent). La majorité du chlorure et du sodium est retenue par le substrat. Cette rétention est difficile à évaluer sur le terrain, car elle sera différente due aux pluies et à la possible saturation du substrat. En effet, les résultats sont calculés à partir des essais-pilotes qui se sont déroulés dans une

serre sans précipitation. À l'extérieur, les surfaces exigées seront supérieures en raison de la redissolution du sel déposé par évapotranspiration à la surface, donc à une capacité moindre du substrat de rétention du chlorure et du sodium.

Les surfaces de marais calculés sont supérieures à la moyenne (la plupart des marais étant de 1 ha) et engendreraient des coûts financiers élevés ne serait ce que pour l'achat du terrain. Dans ce cas, il reste à développer ce traitement et ces capacités de rétention par les plantes et le substrat.

Cependant, il faut relativiser ces résultats. Les surfaces demandées pour l'enlèvement complet du chlorure et du sodium seront différentes en considérant ces questions : est-ce que le but du système MECA est de retirer les masses complètes de chlorure et de sodium? Et est-ce que le but du traitement est d'atteindre une concentration donnée de chlorure et de sodium de l'effluent du MECA en tout temps ou en moyenne durant l'année?

4.4. Le MECA : du laboratoire à l'application sur le terrain

L'enlèvement potentiel du chlorure et du sodium sur le terrain par les plantes et par le substrat est maximale pour *Atriplex patula* et *Typha angustifolia*. L'enlèvement par m² est présenté dans le Tableau IV-30 pour une saison de fonctionnement du MECA.

Tableau IV-30 : Enlèvement de chlorure et de sodium par espèce en une saison (par l'adsorption du substrat et l'absorption des plantes).

Espèces	Chlorure (g Cl ⁻ /m ²)		Sodium (g Na ⁺ /m ²)	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Témoin	74	74	97	97
<i>Typha angustifolia</i>	105	108	119	120
<i>Atriplex patula</i>	102	106	113	122
<i>Salicornia europaea</i>	64	78	92	107

La surface du MECA est un paramètre essentiel pour la conception d'un MECA traitant des eaux contenant du sel. La surface du marais qui est planifié doit être calculée à partir des valeurs de rétention du chlorure ou du sodium par unité de surface présentées au Tableau IV-30.

Les unités-pilotes ont présenté des résultats inférieurs pour *Salicornia europaea* dans le cas du traitement des eaux de ruissellement routier. Mise à part ces résultats, les conditions du site de l'étude seront certainement plus difficiles à tolérer pour *Salicornia europaea*. En effet, la compétition interspécifique des plantes envahissant le marais pénalisera la croissance de *Salicornia europaea* du fait de sa taille plus faible que celle d'*Atriplex patula* et de *Typha angustifolia*, et des conditions de salinité plus faibles comparées à son milieu naturel, augmentant le nombre d'espèces les tolérant. Les espèces *Atriplex patula* et *Typha angustifolia* sont donc plus appropriées pour le traitement sur le site de l'étude.

La masse de chlorure et de sodium enlevée par les plantes et récoltée en fin de saison dépend de la biomasse récoltée et de la concentration de chlorure et de sodium contenue dans les plantes. Comme les résultats de la cinétique d'adsorption le montrent, la période de croissance n'influence pas la concentration de chlorure ou de sodium présente dans les

tissus de *Typha angustifolia* et d'*Atriplex patula*. Ainsi, le facteur influençant l'augmentation de masse de chlorure et de sodium récoltable sera la biomasse récoltée. La période de récolte des plantes devrait donc coïncider avec la fin de la croissance végétative. À ce stade, la plante a atteint sa biomasse maximale et entame sa floraison.

Maintenir une population stable d'*Atriplex patula* dans le marais nécessitera de laisser quelques plantes à chaque récolte, réparties de façon homogène, pour leur permettre d'atteindre leur stade de reproduction et ainsi de laisser des graines pour l'année suivante. *Typha angustifolia* se multipliant par propagation végétative à partir de leur rhizome, toutes les plantes pourraient être récoltées, et il serait même possible d'envisager deux récoltes durant l'été. Le mode de propagation végétative par rhizome de *Typha angustifolia* est un avantage certain pour la phytoremédiation dans le sens qu'il permet une récolte complète des plantes et de leur contenu en sel sans mettre en péril la régénération de la population pour les périodes suivantes.

Les eaux de ruissellement routier devraient s'accumuler à la sortie de l'hiver dans un bassin de sédimentation avant traitement par le MECA. Les salinités présentes à la fin de l'hiver sont faibles dues à la dilution par la fonte des neiges. Elles n'entraveront pas la germination des plantes. Les eaux pourront donc être introduites dans le MECA rapidement.

Atriplex patula adsorbe des concentrations de sodium plus importantes que *Typha angustifolia* pour les mêmes concentrations en sel. De plus, c'est une plante halophyte tolérant des conditions de croissance dans des concentrations de sel plus importantes que *Typha angustifolia*. Comme nous avons vu avec les essais-pilotes, les concentrations de sel ont tendance à augmenter à travers le MECA. *Atriplex patula* semble donc particulièrement bien adaptée pour être positionnée dans le MECA à la suite d'une zone où *Typha angustifolia* effectuerait un premier traitement en sel, mais concentrerait les concentrations de l'affluent par son évapotranspiration élevée.

Les conditions initiales choisies pour les essais-pilotes sont justifiées par les phases I et II du projet. Les résultats obtenus lors de ces deux phases et confirmés par les essais-pilotes nous permettent de définir les conditions dans le MECA :

- Le niveau d'eau dans le MECA ne devrait pas dépasser le niveau du substrat.
- Les densités de plantation pourraient être augmentées pour *Typha angustifolia*, mais leur propagation végétative rapide par leur rhizome rend inutile cette mesure car les plants de *Typha angustifolia* colonisent rapidement l'ensemble de l'espace qui leur est alloué et atteignent ainsi la densité maximale. Alors, les densités de plantation des essais-pilotes devraient être les mêmes dans le MECA sur le terrain.
- La présence de 50 % de compost dans les six premiers cm du substrat est nécessaire. Cependant, la proportion à ajouter pourrait être évaluée pour connaître la masse précise et adéquate à la croissance des plantes.
- Le temps de résidence d'une semaine ou plus permet une absorption maximale.

4.4.1. Conclusion de la phase III

Les résultats des expériences de la phase III ont permis d'obtenir des données sur le traitement par phytoabsorption d'eau de ruissellement routier salines en MECA. Les conclusions générales suivantes peuvent être tirées :

- Sur le terrain, on peut s'attendre à une baisse du pH de l'affluent à travers le marais épurateur en fonction de la présence de matière organique et le temps de résidence.
- Les procédés faisant varier la conductivité électrique sont les mêmes que ceux influençant les concentrations de chlorure et de sodium. Les tendances similaires observées viennent donc s'étayer les unes avec les autres.
- L'augmentation des concentrations ou la diminution des masses de chlorure et de sodium entre l'affluent et les effluents est expliquée dans ces études par la rétention

par les plantes et le substrat, mais également par le rôle important de l'évapotranspiration dans la déposition de sels solides à la surface du substrat.

- L'évapotranspiration diminue à cause de l'augmentation de la salinité. Elle influence le taux et la localisation du chlorure et du sodium, et varie avec la biomasse.
- *Salicornia europaea* atteint une efficacité de traitement maximale avec des salinités plus élevées; *Typha angustifolia* et *Atriplex patula*, avec des salinités plus faibles pour le MECA.
- Il serait utile de faire des zones séparées à l'intérieur du marais pour maximiser les biomasses des plantes et ainsi, l'évapotranspiration et la capacité d'accumulation de chlorure et de sodium des plantes.
- Les variations des accumulations par les plantes s'expliquent par les variations de la biomasse.
- Le procédé de précipitation de chlorure de sodium dans la partie supérieure du substrat est fortement dépendant du phénomène de précipitation du sel dans la rétention du sel par le substrat lié à l'évapotranspiration.
- Ces phénomènes arrivent à saturation avec des possibilités de relargage à moyen ou long terme.
- Les masses retenues par les plantes sont largement inférieures à celles emportées dans l'effluent et à celles présentes dans le substrat.
- Dans l'ensemble, le pourcentage d'enlèvement du chlorure et du sodium diminue entre les deux parties. Ces diminutions sont dues à l'augmentation de la salinité dans le substrat et à la diminution de sa possibilité de rétention.

- Les superficies nécessaires au traitement complet du chlorure et du sodium par MECA sont comprises entre 155 et 298 ha selon nos estimations pour les deux kilomètres d'autoroutes comprises dans le bassin versant du lac Saint-Augustin. Ces surfaces sont difficilement disponibles au niveau de l'espace et économiquement prohibitives pour un projet de marais épurateur.

4.5. Lit filtrant (Phase IV)

4.5.1. Isothermes d'adsorption et modélisation

4.5.1.1. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption du P de la calcite à deux granulométries (0,317 et 0,635 cm) et leur modélisation par les modèles de Freundlich et Langmuir sont illustrées par les Figure IV-30 et IV-31.

L'adsorption maximale pour la calcite de granulométrie 0,317 cm (Figure IV-30) est de 1,7 mg P/g de calcite. L'isotherme d'adsorption est de la forme S (Myers, 1999) puisque les capacités d'adsorption du P de la calcite augmentent de 0 à 10 mg P/l.

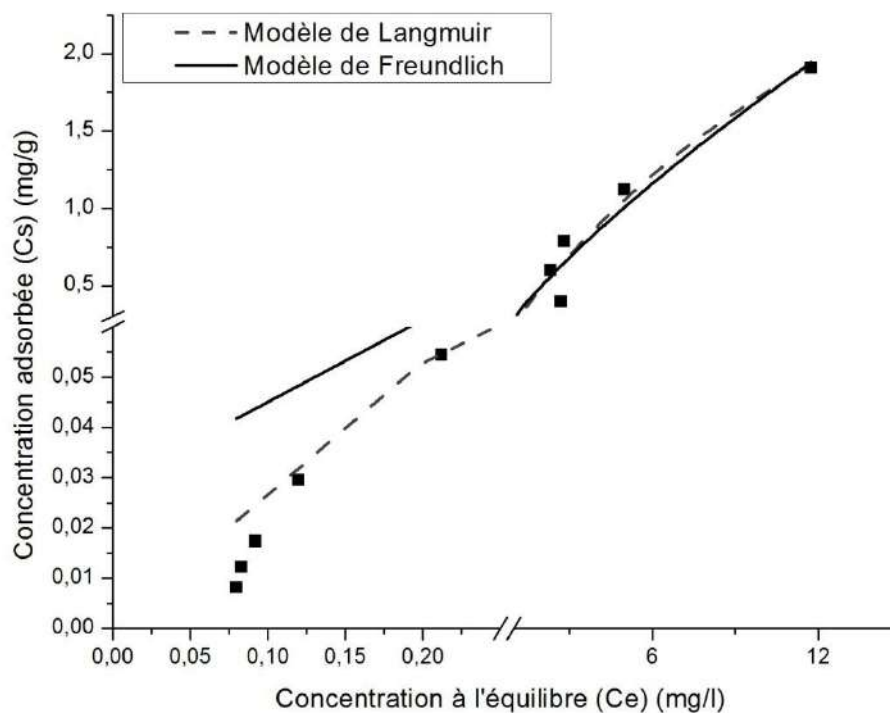


Figure IV-30 : Isotherme d'adsorption du P, calcite de granulométrie 0,317 cm.

L'isotherme d'adsorption du P de la calcite de granulométrie 0,635 cm est présentée à la Figure IV-31. Elle est également de la forme S (Myers, 1999). De même que pour la calcite de granulométrie plus fine, les capacités d'adsorption de P laissent supposer l'atteinte d'un plateau à des concentrations légèrement supérieures. L'adsorption maximale pour la calcite de granulométrie 0,635 cm (Figure IV-31) est de 0,00035 mg P/g de calcite.

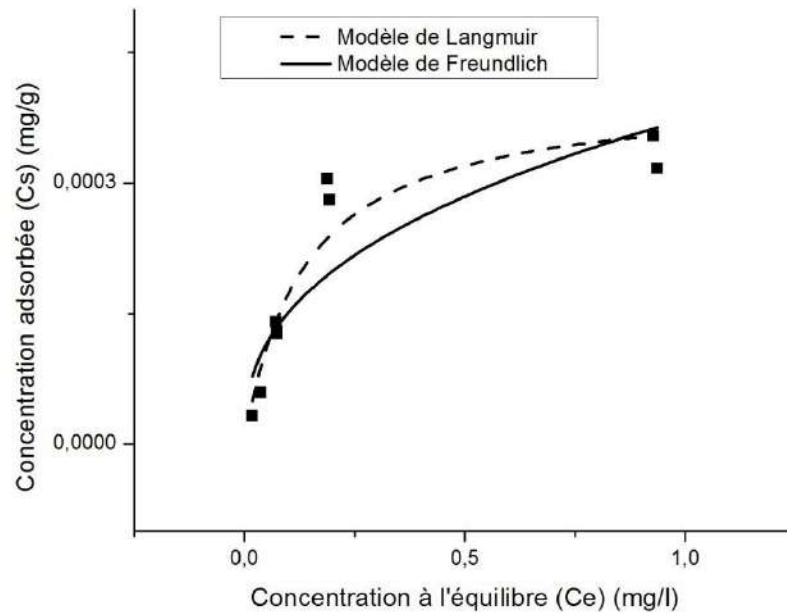


Figure IV-31 : Isotherme d'adsorption du P, calcite de granulométrie 0,635 cm.

Les isothermes d'adsorption obtenues dans nos conditions expérimentales sont de la forme S (Myers, 1999). Cette classe d'isotherme d'adsorption atteint une saturation de l'adsorption qui correspond à l'occupation complète des sites d'adsorption. Elles sont obtenus dans des cas de chimisorption limitée par une adsorption monocouche, d'une attraction forte entre l'adsorbant et l'adsorbat avec une faible adsorption entre les molécules d'adsorbat ou dans le cas d'un système avec une structure microporeuse importante (Myers, 1999).

Le modèle de Langmuir permet de déterminer le nombre de sites disponibles pour l'adsorption sur la calcite, q_m , pour les conditions expérimentales sélectionnées (25 °C, avec 4 h de contact entre le P et la calcite).

Le Tableau IV-31 indique les constantes et coefficient de corrélation des deux modèles. Il est à préciser que tel qu'indiqué dans la méthodologie les essais menés avec les deux granulométries ont été réalisés dans des conditions différentes et ne sont donc pas comparables.

Tableau IV-31 : Caractéristiques des modèles d'adsorption de Freundlich et Langmuir.

	Modèle de Freundlich			Modèle de Langmuir		
	$q_e = K_f C_e^n$			$q_e = \frac{k q_m C_e}{1 + k C_e}$		
Granulométrie de la calcite (cm)	K_f (l/mg)	n	r^2	q_m (mg /g)	k	r^2
0,317	0,29	0,76	0,97	4,92	0,05	0,97
0,635	0,00037	0,39	0,78	$4,06 \times 10^{-4}$	7,43	0,92

L'adsorption de la calcite de granulométrie 0,317 cm, lorsque tous les sites d'adsorption disponibles sont occupés, q_m , est plus importante ($q_m = 4,92$ mg d'adsorbat/g d'adsorbant) que celle de la calcite de granulométrie 0,635 cm ($q_m = 4,06 \times 10^{-4}$ mg d'adsorbat/g d'adsorbant).

Les isothermes présentent l'adsorption plus élevées avec la calcite de granulométrie plus fine. Un rapport de 100 est constaté entre les adsorptions des deux granulométries dans des concentrations à l'équilibre similaire. La taille des particules est un des facteurs influençant l'adsorption (Ruthven, 2001). Tel que précisé par Artioli (2008), l'adsorption est un phénomène de surface, car l'adsorbat ne reste pas en surface et ne pénètre pas dans la structure de l'adsorbant. Ainsi, un matériau ayant une grande surface a une plus grande capacité à adsorber. Pour une masse fixe de matériau, une diminution de la granulométrie entraîne une augmentation de la surface de contact solide/liquide, donc de l'adsorption

potentielle. Le rapport surface par volume théorique (si on considère la granule comme une sphère) pour les deux granulométries est de $19 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ et de $40 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ respectivement pour la granulométrie 0,635 cm et 0,317 cm.

Parmi les modèles évalués, le modèle de Langmuir est celui qui décrit de manière plus précise le procédé d'adsorption du P par la calcite ($r^2 = 0,97$ et $0,92$), ce qui laisse présumé que la réaction d'adsorption est possiblement une chimisorption limitée par une adsorption monocouche.

À la suite de ces résultats, on peut conclure que :

- La calcite est caractérisée par des isothermes d'adsorption présentant des adsorptions maximales de 1,7 mg P/g de calcite pour la calcite de granulométrie 0,317 cm, et 0,00035 mg P /g de calcite pour la calcite de granulométrie 0,635 cm;
- La plus fine granulométrie a une influence positive sur les capacités d'adsorption du P par la calcite cependant cela est à prendre avec précaution car les conditions expérimentales étaient différentes;

Les capacités d'adsorption de matériaux tels que la calcite présentent des taux d'adsorption allant jusqu'à 6,75 mg P/g pour des granulométries fine (0,015 à 0,025 μm) (Donnert et coll., 2002; Vohla et coll., 2011). Dans la même étude, les granulométries plus grossières (2 à 63 μm) entraîne des adsorptions moins importantes 0,04 mg P/g. Le choix de la granulométrie est ainsi très important.

Les capacités d'adsorption déterminées par isothermes font débat et un article démontre (Pratt et Shilton, 2010) que la corrélation entre les capacités d'adsorption à grande échelle et celle d'isotherme est parfois discordante. Dans leur étude une scorie d'acier présentait une adsorption de 0,014 mg P/g de scories alors que ce chiffre montait à 1,23 mg P/g de scories dans des conditions à grande échelle avec les mêmes concentrations. Des études en colonne de grande taille doivent donc être réalisées pour déterminer le potentiel de traitement de manière plus réaliste.

Les isothermes d'adsorption du NaCl par la calcite n'ont pas été déterminées. Cependant, une expérience effectuée par une stagiaire avec les concentrations de 1 000 et 5 000 mg/l de NaCl avec de la calcite durant plusieurs jours (3 jours) a été effectuée. La Figure IV-32 présente ces résultats. Une adsorption significative de sodium par la calcite ($p=0,013$ et $p=0,0011$ respectivement pour les deux concentrations) a été mesurée entre les concentrations de sodium avant et après contact avec la calcite.

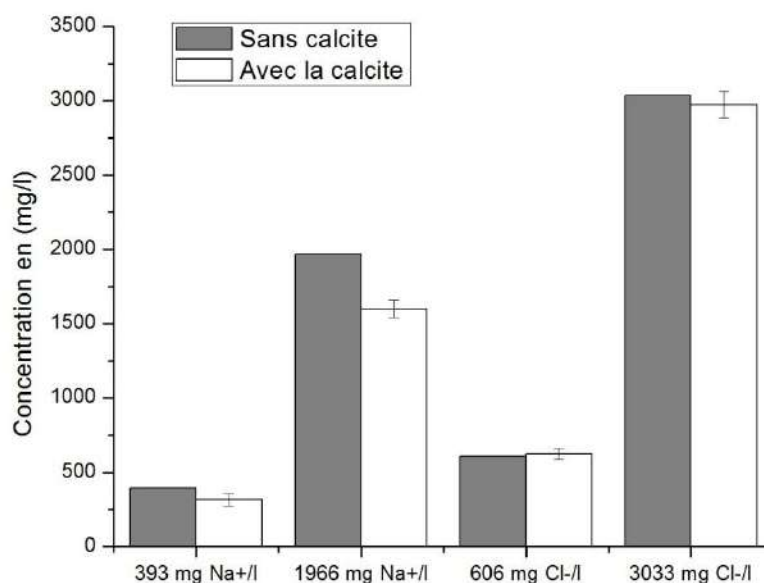


Figure IV-32 : Adsorption du chlorure et du sodium par la calcite

Les diminutions de concentrations de sodium vont de 0 à 7 % pour les répliquats. Les résultats concernant le chlorure, par contre, ne présentent pas d'adsorption statistiquement significative ($p = 0,31$ et $p = 0,27$) entre les concentrations de chlorure avant et après un contact avec la calcite. Ces expériences, bien que fragmentaires, permettent de relativiser les capacités de rétention par la calcite du chlorure et du sodium.

La calcite permet de traiter le P. Le MECA par les plantes mais également par le substrat de calcite permet de traiter une partie du P dans les eaux de ruissellement routier.

Les deux systèmes peuvent donc être employés ensemble ou séparément. Une utilisation en série est cependant plus intéressante, car elle permet d'assurer un traitement plus complet. Ce sujet est traité plus en détail à la Section 4.5.6.

Le substrat utilisé durant les essais-pilotes était constitué de calcite, ce qui implique une adsorption du P. Une question peut se poser sur la granulométrie de calcite à employer dans le cas du substrat du MECA, mais également pour le lit filtrant. Hormis l'adsorption favorisée par une granulométrie plus fine, la conductivité hydraulique change en fonction de la granulométrie du matériau pour les deux systèmes de traitement. Tel qu'il est précisé dans l'état des connaissances, les granulométries conseillées pour les MECESS vont de 3 à 200 μm (Kadlec et Wallace, 2009) si l'on veut éviter des problèmes de colmatage ou d'obstruction du substrat créant, à moyen terme, un MEC à écoulement surfacique. Il faut donc choisir une granulométrie permettant une adsorption maximale tout en permettant une conductivité hydraulique suffisante.

4.5.2. Cinétique d'adsorption

La Figure IV-33 montre la cinétique d'adsorption par la calcite de granulométrie 0,635 μm . Pour la solution de 0,025 mg P/l, la capacité d'adsorption augmente de 0 à 5×10^{-5} mg P /g de calcite en 30 min. En présence de la solution de 0,25 mg P/l, la capacité d'adsorption par la calcite hausse de 0 à $3,3 \times 10^{-4}$ mg P /g de calcite en 120 min. Les concentrations adsorbées augmentent rapidement. L'adsorption atteint un plateau pour toutes les concentrations testées après deux heures de contact entre la calcite et le P.

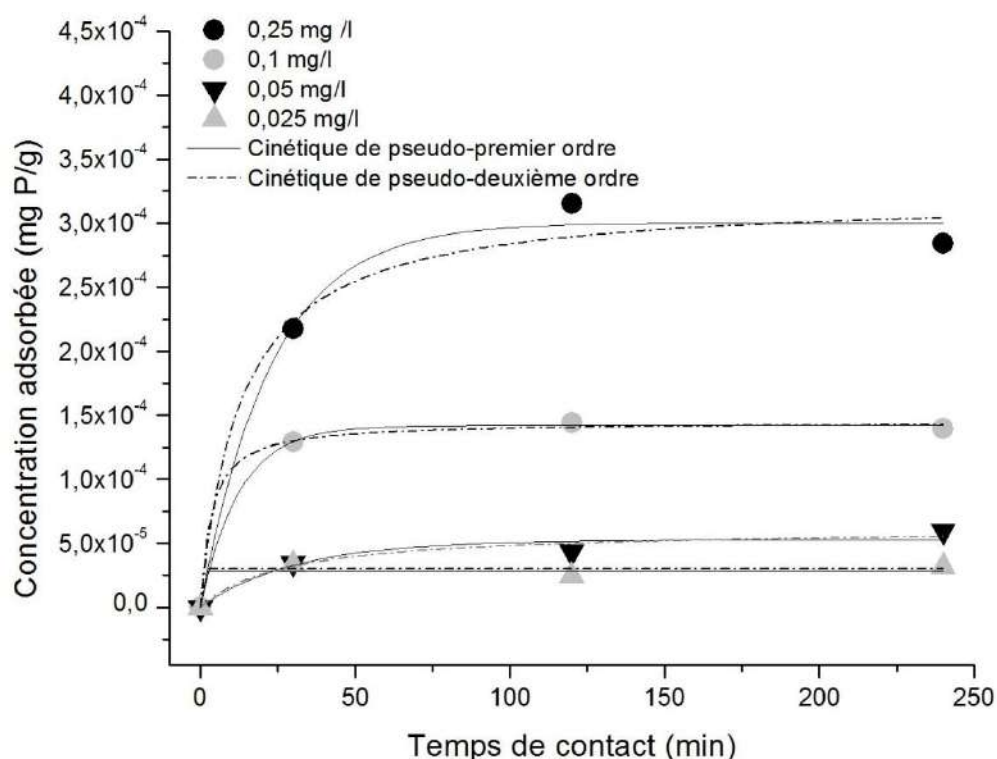


Figure IV-33 : Cinétique d'adsorption du P par la calcite.

En conséquence, le temps de contact de 4 h choisi pour les autres tests en batch sur le pH est suffisant pour arriver à l'adsorption maximale de la calcite.

Les différents modèles permettant de décrire la cinétique d'adsorption sont décrits dans la section 2.3.5 de la revue de littérature. Les modèles employés sont l'équation de Lagergren (Pseudo-premier ordre) et celle de pseudo-deuxième ordre. Les coefficients de corrélation déterminés pour ces modèles cinétiques sont indiqués dans le Tableau IV-32.

Le modèle cinétique de pseudo-premier ordre donne les coefficients de corrélation les plus proches de l'unité. C'est donc celui qui convient le mieux à la réaction d'adsorption observée. Les valeurs de k_2 et de q_e sont résumées dans le Tableau IV-32., et k_2 est comprise entre 910 et 19 500. La q_e expérimentale est très proche de celle atteinte grâce au modèle de pseudo-deuxième ordre.

**Tableau IV-32 : Caractéristiques du modèle de cinétique
d'adsorption de pseudo-deuxième ordre.**

C (mg P /l)	Pseudo premier ordre				Pseudo-deuxième ordre		
	q_e (exp.)	k_1	q_e (théo.)	r^2	k_2	q_e (théo.)	r^2
0,25	$2,8 \times 10^{-4}$	240	$3,2 \times 10^{-4}$	0,94	0,04	$3,0 \times 10^{-4}$	0,97
0,1	$1,4 \times 10^{-4}$	2041	$1,4 \times 10^{-4}$	0,99	0,08	$1,4 \times 10^{-4}$	0,99
0,05	$6,0 \times 10^{-5}$	604	$6,0 \times 10^{-5}$	0,88	0,03	$5,2 \times 10^{-5}$	0,81
0,025	$3,2 \times 10^{-5}$	1	$3,0 \times 10^{-5}$	0,81	2,13	$2,8 \times 10^{-5}$	0,77

Où q_e (mg d'adsorbat/g d'adsorbant) l'adsorption à l'équilibre et q_t (mg d'adsorbat/g d'adsorbant) l'adsorption au temps t ; k_1 (min^{-1}), k_2 ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$) les constantes de sorption, exp. : expérimentale et théo : théorique.

Le modèle cinétique de pseudo-premier ordre modélise le mieux la cinétique de la réaction d'adsorption du P par la calcite. Les coefficients de corrélation vont de 0,81 à 0,99 et les différences entre la capacité d'adsorption à l'équilibre expérimental et théorique sont inférieures à celles du pseudo-deuxième ordre. Le modèle de pseudo-premier ordre obtenu pourrait donc être utilisé pour déterminer l'adsorption par la calcite dans le lit filtrant à partir de la concentration de P dans les effluents issus du MECA.

Les résultats nous permettent d'affirmer que l'adsorption du phosphore atteint une saturation après deux heures. So et coll. (2011) présentes des résultats similaire avec une adsorption du phosphore par la calcite arrivant à l'équilibre en deux-trois heures. So (Sø et coll., 2011) précise qu'une adsorption de quelques heures du phosphore par la calcite est de manière générale présentée dans la littérature.

4.5.3. Le pH et l'adsorption du P

Les variations des pH durant les différentes expériences réalisées pour obtenir les isothermes sont présentées à la Figure IV-34. Le pH des solutions était au départ de 6,5 puis, avec le temps de contact avec la calcite, le pH évolue. Une hausse du pH des solutions est constatée dans les premières dizaines de minutes de l'expérience. Les expériences

d'adsorption mettant en présence des solutions de P avec 10 g de calcite démontrent des augmentations moindres de pH (6,8 à 9,3) comparativement aux expériences avec 100 g de calcite (6,3 à 10). L'augmentation est aussi plus rapide pour les expériences avec 100 g de calcite. On assiste par la suite à une diminution lente et continue du pH.

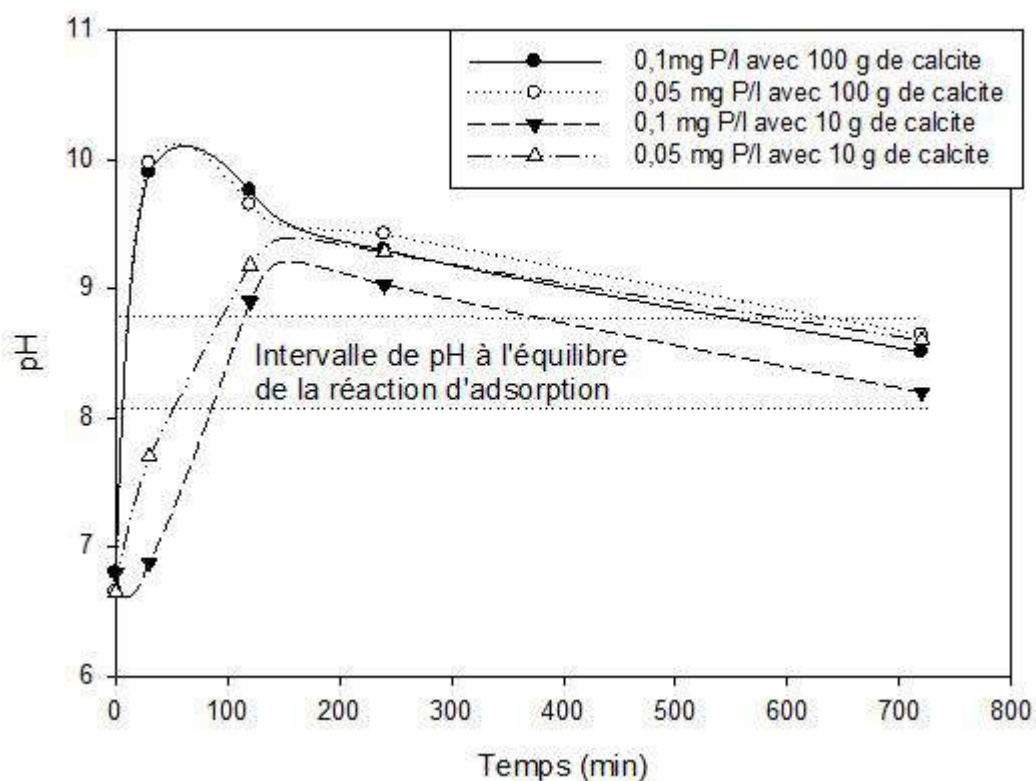
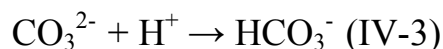


Figure IV-34 : Évolution du pH lors de l'adsorption de P par la calcite.

L'augmentation de pH au début de l'expérience correspond à la période d'adsorption maximale du P par la calcite (Figure IV-34 et Figure IV-33). Cette hausse du pH provient de la dissolution de la calcite qui, en relargant du CO_3^{2-} , consomme des ions H^+ par la réaction suivante :



La variation de pH fait également varier la forme du P en solution, c'est-à-dire celle des carbonates ainsi que leurs concentrations. Comme il est présenté à la Figure II-24, les

formes de phosphates dans la solution aux alentours des pH 8 à 10 est HPO_4^- , et de pH 6,5 à 8,5, la forme est $\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ (Karageorgiou et coll., 2007).

Comme il est présenté à la section 2.3.7 dans la revue de littérature, si l'eau est sous saturée en Ca^{2+} et CO_3^{2-} , la calcite se dissout en entraînant une augmentation de pH et de Ca^{2+} dans la solution et de la formation de molécules Ca-Phosphates (Donnert et coll., 2002; Berg et coll., 2005; Song et coll., 2006; Karageorgiou et coll., 2007). La réaction d'adsorption est en partie contrôlée par la formation de Ca-Phosphates solides dans la solution. La calcite se dissout et sature la solution de Ca^{2+} et CO_3^{2-} . Le Ca s'associe ensuite avec le P pour former des molécules Ca-Phosphates, ce qui constitue un procédé de cristallisation et non d'adsorption (famille de minéraux composés de Ca^{2+} et de PO_4^{3-}). La calcite dans ce cas sert de « substrat » sur lequel peut se dérouler la cristallisation (Sigg et coll., 2000).

Visual MINTEQ (ver. 2.61, 2009, EPA, É.-U.) a été utilisé pour renforcer cette hypothèse. C'est un modèle d'équilibre chimique qui permet d'estimer la spéciation des espèces chimiques dans une solution ainsi que les indices de saturation des minéraux, de simuler des réactions chimiques (précipitation, dissolution), et des réactions de surface (adsorption, complexation), telles que la fixation d'ions à la surface d'oxydes, d'hydroxydes ou de la matière organique, etc., pour les eaux naturelles. Ce modèle permet donc de simuler la composition chimique d'une solution au contact, notamment, de la surface de particules. Si on entre les données initiales des espèces présentes dans la solution dans Visual MINTEQ, les résultats indiquent une sursaturation de la solution en hydroxyapatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$, usuellement écrite $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$, pour souligner le fait que la structure cristalline comprend deux molécules. De même, Visual Minteq permet de déterminer les concentrations de Ca^{2+} et CO_3^{2-} , et de faire le calcul de l'indice de saturation SI :

$$SI_{\text{CaCo}_3} = \log \frac{a(\text{Ca}^{2+}) * a(\text{CO}_3^{2-})}{L} \quad (\text{IV-4})$$

où SI : indice de saturation;

a : activité de l'ion définie par un coefficient d'activité qui traduit les interactions entre l'ion et les autres constituants de la solution, généralement considérés comme interchangeables avec la concentration (mg/l);

L : produit de solubilité ($L = a(Ca^{2+})_{GI} * a(CO_3^{2-})_{GI}$).

$$SI = \log \frac{10^{-3,97} * 10^{-4,50}}{10^{-8,18}} = 0,51 \quad (IV-5)$$

Le SI est supérieur à 0, ce qui indique, comme il est expliqué dans l'état des connaissances à la section 2.3.7, que la solution est « sursaturée » par rapport au minéral, soit la calcite. En d'autres mots, cela indique qu'il y a une co-précipitation de Ca-Phosphates et de calcite sur la surface de la calcite.

Dans le cas du lit filtrant, le mécanisme d'adsorption du P par la calcite dépendra de l'indice de saturation du carbonate de calcium des eaux arrivant dans le lit filtrant. Les données présentées dans les documents indiquant des concentrations des eaux de ruissellements routiers se jetant dans le lac ne fournissent aucune concentration de CO_3^{2-} . Cependant, les concentrations de calcium vont de 28 à 267 mg Ca/l, ce qui est largement supérieur aux concentrations de notre expérience. Même avec une concentration très faible de CO_3^{2-} , cette réaction devrait entraîner un SI supérieur à 0, donc une co-précipitation à la surface de la calcite.

La Figure IV-35 présente les variations d'adsorption du P par la calcite en fonction du pH initial de la solution de P. Les pH 6,5, 7,5 et 8,5 montrent des adsorptions différentes avec des adsorptions maximales pour le pH 6,5 et minimales pour le pH 8,5. Les adsorptions pour une concentration à l'équilibre de 0,9 mg P/l sont de 0,00024 mg P/g de calcite pour le pH 8,5 et de 0,00055 mg P/l pour le pH 6,5.

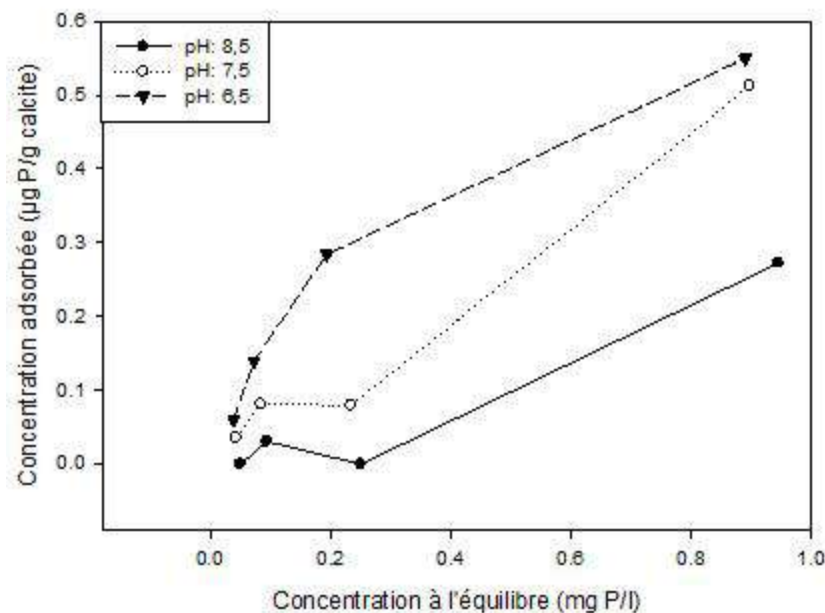


Figure IV-35 : Influence du pH sur les isothermes.

Les faibles pH favorisent l'adsorption. Les expériences d'adsorption réalisées à pH faibles (Figure IV-35) présentent des adsorptions supérieures (Van der Weijden et coll., 1997). Van der Weijden et coll. (1997) expliquent cela par l'augmentation des sites d'adsorption. En effet, la charge de surface et les spéciations à la surface changent pour la calcite en fonction du pH. Une diminution de pH, augmentant la concentration d'ions H^+ à la surface de la calcite, hausse la charge positive de la surface, donc l'attraction des phosphates pour la surface.

Liu et coll. (2012) présentent des résultats similaires avec une diminution de l'adsorption entre le pH 6 et 9. Cependant les concentrations de phosphore auxquelles est exposée la calcite sont de l'ordre de 1000 mg P/l ce qui est largement supérieur à nos concentrations. Moharami et Jalali (2013) observent les mêmes résultats mais également avec des concentrations de phosphore largement supérieures aux nôtres (0 à 250 mg/l). Les expériences de So et coll. (2011) les amènent aux mêmes résultats que les nôtres (diminution de l'adsorption par une augmentation du pH) avec des concentrations dans le même intervalle que nous.

En conclusion, les résultats permettent de montrer que :

- Le phénomène conduisant à l'adsorption est une co-précipitation de Ca-Phosphates et de calcite sur la surface de la calcite;
- Les pH des tributaires compris entre 7,2 et 8,2 (section 2.4.4.1) entraînent des taux d'adsorption moindres aux concentrations de P mesurées sur le terrain (inférieures à 1mg/l). Cependant le MECA faisant baisser le pH le lit filtrant serait adéquatement placé après celui-ci.

4.5.4. Influence des métaux sur l'adsorption du P

La Figure IV-36 présente les concentrations de P adsorbées en présence de métaux ou sans métaux. L'axe des ordonnées présente les différents métaux ayant été mis en présence de la calcite dans une solution de P (0,1 mg P/l) pour mesurer l'influence de métaux sur l'adsorption du P. Les concentrations des métaux étaient de 0,05 mg/l; 0,1 mg/l; 0,5 mg/l et 1 mg/l pour le Zn, le Ni, le Pb, le Cu et le Mn. Les boîtes représentent l'ensemble des valeurs obtenues, et la moyenne de ces valeurs est marquée par un trait noir horizontal.

Les moyennes d'adsorption vont de 0,00034 à 0,00027 mg P/g de calcite en présence de métaux. Par contre, la moyenne est de 0,00013 mg P/g de calcite sans la présence de métaux pour des concentrations initiales de P de 0,1 mg P/l.

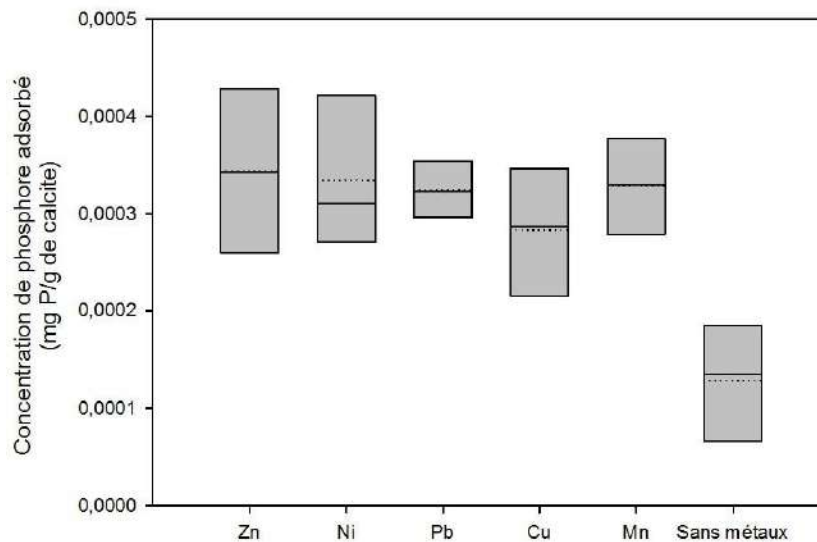
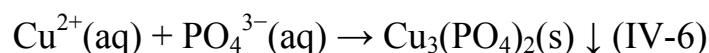


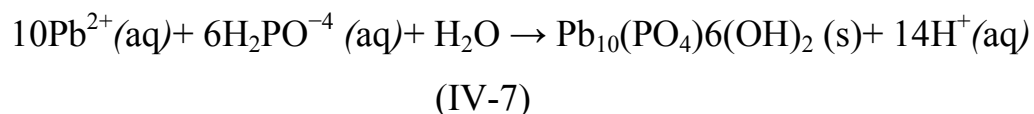
Figure IV-36 : Influence des métaux sur l'adsorption du P sur la calcite (moyenne : ligne noire).

Pour l'ensemble des métaux testés hormis le cuivre, l'adsorption de P est plus élevée en présence des métaux (résultats de t-test entre les métaux et sans métaux Mn $p=0,03$; Pb $p=0,02$; Ni $p=0,05$ Zn $p=0,01$). Ces métaux sont présents dans les eaux de ruissellement routier aussi bien sur le site de l'étude (Lefebvre et Harvey, 2002) que dans de nombreux autres cas (Scholes et coll., 1998; Glenn et Sansalone, 2002; Pitcher et coll., 2004; Weiss et coll., 2006; Okochi et McMartin). Les métaux (Mn, Pb, Ni, Zn) dans les eaux de ruissellement routier augmentent la rétention de P.

Les métaux interagissent avec la calcite (Zachara et coll., 1991; Van der Weijden et coll., 1997; Rouff et coll., 2005), mais également avec les orthophosphates (Okochi et McMartin). Okochi et Mc Martin (2011) ont attribué la diminution de concentrations de phosphates à la présence de cuivre et à la précipitation suivant l'équation suivante :



Le même mécanisme a été suggéré pour le plomb avec la formation d'un minéral de type pyromorphite insoluble (Cao et coll., 2003; Sugiyama et coll., 2003).



De même, la plupart des métaux montre des mécanismes de précipitation par la formation de métaux phosphatés (Cotter-Howells et Caporn, 1996). Ceci permet d'expliquer l'augmentation de l'adsorption du P en présence de métaux. Ces composés présentent différentes stabilités. L'amendement des sols contaminés par des métaux avec du P est ainsi une des applications possibles (Cao et coll., 2003).

Cependant, on ne peut pas parler d'adsorption par la calcite pour ces cas-là. La précipitation des composés pourrait avoir lieu à la surface de la calcite comme dans le milieu et se déposer dans le fond du bécher par la suite. Ce procédé devrait sûrement se mettre en place dans le lit filtrant ainsi que dans le substrat du MECA et améliorer l'enlèvement des métaux par sédimentation des particules sur lesquelles ils sont fixés dans le bassin de rétention des eaux.

4.5.5. Essais en colonnes

Suite à l'adsorption dans des conditions fixes tel que présentés dans la section précédentes, des essais d'adsorption en colonne étaient nécessaires. En effet ces conditions permettent de confirmer les résultats précédents mais également de se rapprocher de conditions plus proches d'un lit filtrant. Un type de colonne a été utilisée avec deux débits différents. Les résultats de ces expériences sont présentés ci-dessous.

Le suivi du pH n'a pas donné de différence significative entre l'affluent et l'effluent. La colonne ayant eu un débit de 13,5 ml/min a présenté des pH pour l'affluent de $8,01 \pm 0,04$ et pour l'effluent, de $8,08 \pm 0,04$. Durant l'expérience avec un débit plus faible (4,5 ml/min), le pH de l'affluent était de $7,97 \pm 0,11$ et celui de l'effluent, de $8,04 \pm 0,03$.

Les courbes de percée illustrées aux Figure IV-37 et IV-38 permettent de déterminer la vitesse de saturation dans la colonne. Un calcul permet également de le déterminer théoriquement grâce à l'équation (IV-8). Cette dernière permet de déterminer la vitesse

d'avancée de la zone de transfert décrite à la section 2.3.6. Elle permet donc de modéliser et de connaître le temps de saturation complète de la colonne ou d'un lit filtrant si les conditions de flux et de concentration sont continues.

Le calcul de la vitesse d'avancée de la solution de P dans la calcite, dans la colonne, v_{wf} , est réalisé grâce à l'équation suivante (Hendricks, 2005) :

$$V_{wf} \approx \frac{HLR.C_0}{\bar{X}^*.\rho.(1-\varepsilon).10^3} \quad (IV-8)$$

où v_{wf} : vitesse d'avancée de la zone de transfert (m/s);

ρ : masse volumique de l'adsorbant (g/cm³);

C_0 : concentration initiale de l'effluent traité (mg/l);

$\bar{X}^*$: nombre de sites occupés à l'équilibre (mg d'adsorbat/g d'adsorbant);

ε : porosité (sans dimension);

et HLR : taux de charge hydraulique tel que définis à la 2.1.7 (m/s).

Les deux colonnes ont reçu deux débits différents avec le même type d'eau tel que décrit dans la section 3.5.3. Les débits variaient légèrement dû à la variation du fonctionnement de la pompe péristaltique. Ces débits durant les deux expériences présentaient des moyennes de 13,6 cm³/min $\pm$ 1 cm³/min et de 4,5 cm³/min $\pm$ 0,4 cm³/min. Ces débits sont les deux débits testés sur les colonnes.

Ces mesures nous permettent de calculer les taux de charges hydrauliques en divisant les débits par l'aire de la colonne perpendiculaire au flux ($\pi r^2 = 6 \text{ cm} \times 6 \text{ cm} \times \pi = 113,1 \text{ cm}^2$). Avec le HLR = 13,6 cm³/min / 113,1 cm² = 0,120 cm/min, la v_{wf} suivante est obtenue :

$$V_{wf} \approx \frac{0,120 \times 0,1}{1,5 \times 10^{-4} \times 2890 \times (1 - 0,47)} = 0,052 \text{ cm/min} \quad (IV-9)$$

Avec un HLR = 4,5 cm³/min / 113,1 cm² = 0,039 cm/min la v_{wf} suivante est calculée :

$$V_{wf} \approx \frac{0,039 \times 0,1}{1,5 \times 10^{-4} \times 2890 \times (1 - 0,47)} = 0,017 \text{ cm/min} \quad (IV-10)$$

Les différentes vitesses d'avancées permettent de calculer le temps de saturation de la colonne. La hauteur de calcite étant de 12,5 cm pour le flux de 13,6 ml/min, la saturation de la calcite dans la colonne est complète à 238 min (12,5 cm/0,052 cm/min) et à 737 min pour un flux de 4,5 ml/min. Ces temps de saturation théoriques (238 et 737 min) calculés à partir de la démonstration de Hendricks donnent les résultats présentés aux Figure IV-37 et Figure IV-38. Les temps de saturation théorique de l'adsorption du P par la calcite correspondent à la diminution des pourcentages d'abaissement des concentrations de P par la calcite à travers la calcite contenue dans la colonne.

Les résultats obtenus grâce aux essais d'adsorption en continu sont présentés aux Figure IV-37 (concentration initiale à 0,1 mg P/l, à 25 °C, à 13,6 ml/min) et Figure IV-38 (concentration initiale de 0,1 mg P/l, à 25 °C, à 4,5 ml/min). Les temps de saturation théorique sont proches de ceux déterminés avec notre expérience.

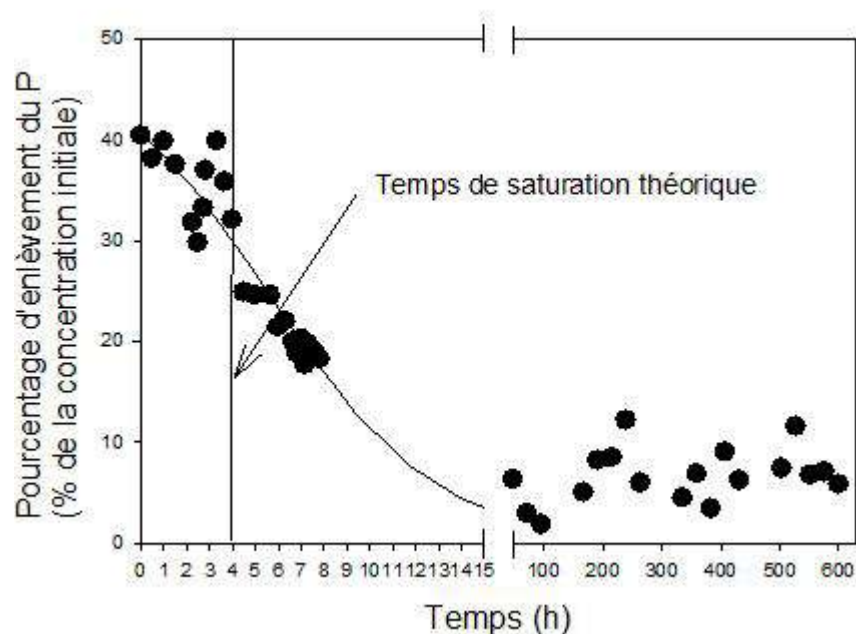


Figure IV-37 : Enlèvement du P par la calcite en fonction du temps.

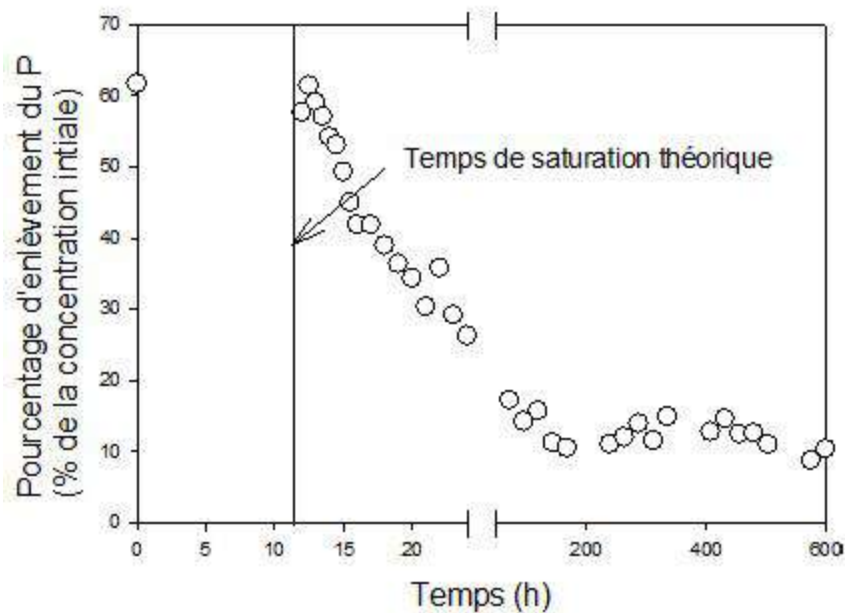


Figure IV-38 : Enlèvement du P par la calcite.

Les courbes présentent, toutes les deux, une zone d'enlèvement maximum de la concentration de P suivie d'un déclin rapide jusqu'à un enlèvement compris entre 0 et 20 %. Les pourcentages d'enlèvement maximum sont respectivement de 40 et 64 % respectivement pour les flux de 13,6 ml/min et de 4,5 ml/min. Les pourcentages d'enlèvement sont plus faibles pour le flux le plus élevé. Vohla et coll. (2011) présentent dans une revue de littérature des tendances qui situeraient le maximum de rétention pour des taux de charges hydraulique compris entre 0,0027 et 0,004 cm/min quand les nôtres sont de 0,039 et 0,120 cm/min. Donc un flux moindre pourrait améliorer les performances. Ceci dit sur le terrain en cas de pluie les flux sont difficilement maîtrisables. Il faut adapter les dimensions du lit filtrant pour essayer de tendre vers ces taux de charges hydrauliques en cas de pluie.

Les essais en colonne indiquent des pourcentages d'enlèvement de phosphore allant de 40 à 64 % de la concentration initiale de 0,1 mg P/l. Les concentrations de l'effluent des colonnes vont donc de 0,06 à 0,036 mg/l, ce qui est supérieur à la concentration entraînant une eutrophisation.

La concentration de 0,1 mg P/l, choisie pour l'expérience, bien que réaliste, est supérieure à celle observée sur le site de l'étude. En effet, l'étude la plus récente (Daviau, 2009) présente des concentrations maximales de 0,17 mg P/l avec une moyenne sur une année de mesure et sur l'ensemble des mesures effectués de 0,03 mg P/l. La concentration de P atteinte en sortie du lit filtrant sur le terrain pourrait donc être plus faible que celle rencontré lors de cette expérience en colonne. Cependant, cette affirmation dépend d'autres aspects, dont le facteur d'échelle entraînant souvent des résultats différents au laboratoire et sur le terrain.

Berg et coll. (2005) présentent une rétention de phosphore de 60 % pour une solution contenant 10 mg P/l passant à travers une colonne contenant de la calcite. Nos concentrations sont inférieures et les concentrations finales sont comprise entre 0,06 à 0,036 mg/l. Donnert et coll. (2002) présentent avec les mêmes concentrations de phosphore les mêmes réductions pour une colonne avec un temps de séjour de 1,5 h et des réductions allant jusqu'à 80% pour des colonnes avec un temps de séjour de 4 h. Les temps de séjour influence la rétention comme dans nos colonnes.

La formule développée dans Hendricks (2005) et employée pour évaluer la vitesse d'avancée de la zone de transfert nous donne des temps de saturation de la colonne proches de ceux obtenus durant l'expérience. Elle pourrait donc servir à configurer le lit filtrant avec les données calculées pour les isothermes.

En conclusion, les résultats nous permettent d'affirmer que :

- Le pH reste stable entre l'affluent et l'effluent du lit filtrant.
- Les essais en colonne présentent des pourcentages d'enlèvement de 40 à 64 % pour une concentration initiale de 0,1 mg P/l.
- La formule développée par Hendricks (2005) et employée pour évaluer la vitesse d'avancée de la zone de transfert donne des résultats valides et peut être utilisée pour fixer les paramètres d'un lit filtrant sur place.

4.5.6. Place du lit filtrant dans le système de traitement

Daviau (2009) présente des concentrations de phosphore de 0,035 mg/l de P en moyenne par an dans les eaux de ruissellement routier. Avec cette concentration, un flux annuel correspondant aux eaux de ruissellement récoltées sur la portion d'autoroute incluse dans le bassin versant du lac Saint-Augustin ($1,77 + 0,96 = 2,73 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ présenté dans le Tableau II-8) est une aire de contact dans le lit filtrant de $20\,000 \text{ m}^2$, soit un HLR de 136 m/an. La vitesse d'avancée de la zone de transfert serait de 20 m/an. En revanche, avec une granulométrie de 0,317 cm, on calcule une avancée de 98 cm/an. Ces chiffres sont énormes et le traitement du lit filtrant positionné avant le MECA n'est pas réalisable. Pour cela le positionnement du lit filtrant serait plus adéquat après le MECA.

Des exemples existent de lits filtrants placés à la suite de MEC dans le cas de l'enlèvement du phosphore d'eaux issues d'étangs aérés ou de MEC (Shilton et coll., 2006; Shilton et coll., 2005; Arias et coll., 2003). Les sections suivantes présentent les avantages apportés par ce positionnement.

Kadlec et Wallace (2009) présentent un graphique du traitement de phosphore par 83 MECESS. Les données obtenues amènent Kadlec et Wallace à la conclusion que les MECESS sont peu actifs sur la rétention, hormis ceux dont l'adsorption par le substrat est importante. La présence de calcite dans le MECA, en tant que substrat permettrait au MECA d'effectuer un enlèvement du phosphore de même que les plantes par absorption. D'autres mécanismes de rétention du phosphore tel que la précipitation du phosphore avec du calcium issu de la calcite, sous la forme d'hydroxyapatite (Kadlec et Wallace, 2009) sont également possible. Cet enlèvement de phosphore par le MECA, s'il était placé avant le lit filtrant, augmenterait la durée de vie de la calcite dans le lit filtrant qui servirait alors de filet de sauvetage en cas de relargage de la part du MECA.

Le substrat du MECA est composé d'une matière organique dans sa partie supérieure. Selon Kadlec et Wallace (2009), les sols organiques dans les MEC peuvent renfermer entre 0,3 et 2 mg de phosphore total/g de sol pour des expositions allant de 50 à $3\,000 \mu\text{g P/l}$. Ces taux sont égaux à supérieurs comparativement aux taux d'adsorptions déterminées pour la

calcite. L'adsorption du P par le marais épurateur devrait donc être plus importante que dans le cas du lit filtrant. Le P lié à la matière organique dans le substrat du MECA pourrait être désorbé si les conditions chimiques évoluent (Kadlec et Wallace, 2009). Ces questions pourraient faire l'objet de recherches ultérieures.

Les MEC diminuent les concentrations de matières organiques dans leur effluent. Les effluents arrivant dans un lit filtrant positionné à la suite sont donc faibles. Ceci limite grandement la formation de biofilm. En effet, le développement de biofilm peut diminuer l'adsorption du P. L'adsorption est un procédé de surface et ne tolère pas les biofilms pouvant s'installer sur le matériau. Bien que le biofilm puisse traiter une partie du phosphore il est souvent lié à des problèmes d'obstruction autant dans des traitement en colonne que dans le substrat des MEC (Kadlec et Wallace, 2009; Vohla et coll., 2011). Le lit filtrant verrait donc son efficacité augmenter s'il est positionné à la suite du MECA.

4.5.7. Conclusions de la phase IV

Les isothermes d'adsorption du phosphore par la calcite ont présenté les capacités d'adsorption de la calcite aux concentrations que l'on rencontre sur le site d'étude. Les pH de 6,5, la présence de métaux et un temps de contact minimum de deux heures augmentent l'adsorption du phosphore par la calcite.

L'adsorption de sodium par la calcite est statistiquement significative bien que faible. Les diminutions de concentrations vont de 0 à 7 %. Les résultats concernant le chlorure par contre ne présentent pas d'adsorption statistiquement significative ($p = 0,31$ et $p = 0,27$). Le traitement des sels de déglacage par la calcite est donc impossible, car elle ne traite qu'une fraction du sodium.

La formule développée dans Hendricks (2005) et employée pour évaluer la vitesse d'avancée de la zone de transfert donne des résultats valides, et peut être utilisée pour fixer les dimensions d'un lit filtrant in situ.

Le traitement du P par la calcite durant les isothermes est confirmé par les essais en colonne réalisés avec l'eau du terrain. Les essais en colonne présentent des pourcentages d'enlèvement de 40 à 64 % de la concentration initiale de 0,1 mg P/l. C'est une concentration supérieure à celles mesurées sur le terrain, ce qui permet d'envisager une meilleure performance du système de traitement sur le terrain. De plus un temps de séjour plus important pourrait permettre une meilleure adsorption du phosphore.

Chapitre V Conclusions

5.1. Conclusions générales

Cette étude est consacrée à la problématique des eaux de ruissellement routier. Celles-ci sont constituées d'un mélange de contaminants qui est complexifié au Canada par les sels de déglacage. Bien que différentes solutions s'offrent aujourd'hui aux pouvoirs publics face à cette contamination, les traitements disponibles quant à la salinité des eaux de ruissellement sont inexistantes aujourd'hui. Les alternatives étudiées sont des adaptations de traitements tels que les MEC et les lits filtrants.

Les résultats obtenus lors de cette thèse concernent les systèmes de MECA et les lits filtrants conçus et adaptés pour le traitement des sels présents dans les eaux de ruissellement routier. Le système de MEC est adapté aux plantes halophytes qui absorbent le chlorure et le sodium. Le lit filtrant est un système contenant de la calcite qui adsorbe le phosphore.

Concernant l'absorption par les plantes halophytes :

Les différents facteurs permettant aux espèces sélectionnées de développer une biomasse et une accumulation optimale ont été déterminés par l'expérience ou par la revue de littérature lorsque celle-ci était suffisante. Les résultats sont principalement les suivants :

- Toutes les espèces sélectionnées peuvent être classées comme hyperaccumulatrices avec *Atriplex patula*, *Salicornia europaea* et *Typha angustifolia* ayant les meilleurs potentiels de bioaccumulation du Cl^- et du Na^+ .
- Les plantes halophytes et leurs graines respectives retenues pour la phytoremédiation des eaux de ruissellement routier s'épanouissent et croissent aux concentrations de NaCl présentes sur le site de l'étude.

Ces deux premières conclusions montrent clairement que les espèces choisies sont adaptées aux conditions environnementales du site d'étude et conviennent pour un traitement par phytoremediation des sels de déglacage. Par la suite les facteurs optimisant l'absorption ont été déterminés.

- L'apport nutritif des eaux de ruissellement routier n'est pas suffisant pour la croissance des espèces sélectionnées. Un apport nutritif est donc nécessaire dans le substrat. Les nutriments seront apportés dans les essais-pilotes du MECA par un compost.
- La saturation hydrique du substrat la plus adéquate pour la phytoremédiation des eaux de ruissellement routier est une saturation avec un niveau d'eau proche de la saturation.
- La densité optimale de plantation pour *Atriplex patula* et *Salicornia europaea* pour les expériences subséquentes est de 90 plantes/m², et de 60 plantes/m² pour *Typha angustifolia*.
- D'après les résultats des expériences portant sur la cinétique présentées à la section 4.2.4, un temps de contact d'une semaine pour *Atriplex patula*, *Salicornia europaea* et *Typha angustifolia* est suffisant pour une absorption du chlorure et du sodium optimal.

Ces résultats nous ont permis de déterminer les conditions optimales pour la phytoabsorption du sel par les espèces halophytes et leur croissance. Ce sont des paramètres à être considéré dans la conception d'un future MECA sur le terrain. Ces paramètres comprendraient :

- 1) la présence d'un apport nutritif et bien que nous ayons utilisé un compost dans nos expériences un autre apport pourrait être utilisé,
- 2) une hauteur d'eau proche du niveau du sol mais légèrement en dessous (4 cm en dessous du niveau du sol),

- 3) un temps de résidence des eaux d'une semaine,
- 4) des densités d'*Atriplex patula* et *Salicornia* de 90 plantes/m², et de 60 plantes/m² pour *Typha angustifolia*. Ces densités pourraient être bien moindres pour typha qui se propagera à travers les années,
- 5) les différences de comportement des espèces suggèrent un marais composé de différents bassins pour bénéficier des différentes tolérances aux sels et capacité de traitement des différentes espèces proposées.

Concernant les essais-pilotes de MECA :

Un traitement des sels de déglaceage contenu dans les eaux de ruissellement MECA est possible grâce à la rétention par le substrat et par les plantes. Des améliorations au système de traitement, telles que présentées ici, pourrait être apportées, notamment en recherchant de nouvelles espèces avec des bioaccumulations de sel supérieures.

La rétention des masses de chlorure et de sodium entre l'affluent et les effluents est expliquée dans cette étude par la rétention par les plantes et par le substrat et par le dépôt de sels à la surface du substrat sous forme solide. Les masses retenues par les plantes sont largement inférieures à celles emportées dans l'effluent et à celles présentes dans le substrat. Une rétention du chlorure et du sodium a été mise en évidence dans la partie organique du substrat alors que la calcite ne retenait que très peu de sodium et pas de chlorure. Malgré les possibilités d'amélioration de la rétention par les plantes le rôle joué par le substrat est primordial dans la rétention du sel.

Le traitement est tangible mais dépend surtout de la rétention par le substrat alors que notre hypothèse était que les plantes halophytes pourraient permettre une diminution substantielle des concentrations. En conséquence le traitement de sel tel qu'il est présentement demande de nouvelles recherches pour développer les capacités d'absorption des plantes et mieux maîtriser la rétention du substrat. De plus, la rétention du chlorure et du sodium par le substrat peut arriver à saturation avec des possibilités de relargage à moyen ou long terme. Dans l'ensemble, le pourcentage d'enlèvement du chlorure et du

sodium diminue entre les deux parties. Ces diminutions sont dues à l'augmentation de la salinité dans le substrat et à la diminution de sa possibilité de rétention.

Salicornia europaea atteint une efficacité de traitement maximum avec des salinités plus élevées, et *Typha angustifolia* et *Atriplex patula* avec des salinités plus faibles pour le MECA. Tel que suggéré, il serait utile de faire des zones séparées à l'intérieur du marais pour maximiser le potentiel de phytoabsorption des plantes en fonction de leur particularité.

Selon nos estimations, les superficies nécessaires au traitement complet du chlorure et du sodium par MECA sont comprises entre 70 et 209 ha. Le traitement du chlorure de sodium tel que définis dans les objectifs (70 % de diminution) est impossible pour les masses de chlorure de sodium épandus sur l'autoroute 40 traversant le bassin versant du lac Saint Augustin. Cette autoroute reçoit des masses de sel de déglacage parmi les plus élevées de la province due à son trafic routier intense. De plus l'autoroute traverse le bassin versant sur une longueur de 2 km. Les masses de sel à retirer sont donc très élevées. Il est peu probable que de tels systèmes puissent traiter des masses aussi importantes que celles épandues sur l'autoroute 40. Cependant d'autre projet sont possibles tel que ceux de route ou d'autoroute traversant des milieux protégés ou fragile bénéficiant de taux d'épandages moindres et pour des surfaces inférieures à celles traitées dans cette thèse.

Conscient du problème environnemental posé par les sels de déglacage, de nombreuses institutions ont mis en place des stratégies pour une gestion environnementales des sels de voiries (Association des transports du canada, 2003; Ministère des transports, 2010). Ces stratégies visent, entre autres, à minimiser les taux d'épandage sur les routes sans diminuer la sécurité des usagers. En envisageant une diminution des taux d'épandages de sel et une amélioration de la technique de phytoremédiation des sels de déglacage, il est possible que cette solution devienne réaliste.

Tout en diminuant les surfaces demandées pour un traitement efficace, une vision du traitement avec une approche distributive (CSIRO, 2006) permettrait de disposer de plus d'espace de traitement que si le traitement est centralisé dans un seul système de traitement.

Cette approche envisage de multiples systèmes de traitement disposés dans différents points du bassin versant ou le long de l'écoulement des eaux de ruissellement routier. Il permet de mieux gérer l'espace mais pourrait permettre de localiser les systèmes de traitement là où les concentrations sont les plus fortes. Cette approche a également l'avantage de diminuer les risques d'échec du système de traitement dans son ensemble et de diminuer les flux, ce qui augmente l'efficacité de traitement (CSIRO, 2006).

Concernant l'adsorption par la calcite et le lit filtrant :

La calcite possède des capacités d'adsorption du phosphore variables selon la granulométrie. Ces adsorptions maximales variaient entre 0,42 $\mu\text{g P/g}$ de calcite et 1,44 mg P/g de calcite à 25 °C et après 4 h de temps de contact entre la solution de phosphore et la calcite. Ces capacités d'adsorption bien que chiffrées sont à prendre avec précaution pour les applications sur le terrain. Prat et coll. (2010) ont en effet observé des différences de facteur 90 entre les données déterminées sur le terrain et celles déterminées par les isothermes.

L'adsorption du phosphore par la calcite possède une cinétique d'adsorption amenant à l'équilibre la réaction d'adsorption en 2 h. Le temps de séjour dans le lit filtrant devrait donc être de 2 heures.

Le pH des eaux de ruissellement du site de l'étude était proche de 8 dans notre étude et entre 7,2 et 8,3 pour les autres (Bergeron et coll., 2002; Galvez-Cloutier et coll., 2006). Le pH où l'adsorption est la plus élevée dans nos études est le pH 6,5. Le pH présent sur le terrain est donc moins adéquat pour le traitement. Cependant le pH suite aux essais pilotes du MECA diminue. Un lit filtrant positionné à la suite aurait donc un traitement plus important.

La formule développée dans Hendricks (2005) employée pour évaluer la vitesse d'avancée de la zone de transfert donne des résultats valides et peut être utilisée pour fixer les paramètres d'un lit filtrant sur place.

Les essais en colonnes présentaient des pourcentages d'enlèvement de 40 à 64 % de la concentration initiale de 0,1 mg P/l. Les résultats bien que similaires à ceux de la littérature sont insuffisants pour arriver aux concentrations ne provoquant pas d'eutrophisation. Un temps de séjour plus long pourrait améliorer les traitements et le positionnement du lit filtrant après le MECA permettrait d'avoir un prétraitement par le MECA.

Le traitement vis-à-vis du chlorure et du sodium était minime. Le lit filtrant serait donc plus approprié comme un traitement suivant le MECA. Il jouerait ainsi le rôle de filet de protection en cas de rejet de phosphore par le MECA. Le lit filtrant placé à la suite du MEC maximiserait l'efficacité de l'ensemble du système de traitement et limiterait les rejets de contaminants (P, métaux) vers le lac Saint-Augustin.

5.2. Contribution scientifique

L'apport scientifique de cette thèse porte sur les plantes halophytes, les MEC et l'adsorption du phosphore par la calcite. Elle a permis de développer les connaissances sur les éléments suivants :

- Les espèces halophytes occupent des niches écologiques particulières pour le règne végétal. Elles vivent dans un milieu hostile, les milieux salins. Ces milieux sont étudiés car ils sont encore peu connus au niveau de leur biologie et de leur écologie. Cette thèse a contribué à l'apport de connaissances vis-à-vis de la biologie et de l'écologie des plantes halophytes, notamment de l'adaptation des espèces au sel et à l'impact des facteurs environnementaux (saturation hydrique, nature du substrat, densité de plantation) sur leur physiologie. Ces résultats étaient absents ou fragmentaires dans la littérature pour les espèces halophytes sélectionnées, et aucune étude n'avait été trouvée à propos de *Spergularia canadensis*.

- Les espèces halophytes sont employées uniquement pour la phytoremédiation de sols salins. Leur utilisation pour le traitement de l'eau est rare et, dans le cadre de MEC, plus rare encore. Cette thèse a contribué au développement des connaissances sur l'emploi de plantes halophytes dans des MEC.
- Le traitement des eaux de ruissellement routier contenant des sels de déglacage est inexistant. De nombreuses études se fixent comme objectif le traitement des eaux de ruissellement, mais le sel de déglacage est souvent ignoré ou vu comme un handicap au traitement. Le traitement du sel de déglacage est très rarement un objectif en raison du peu de réactivité du chlorure et de sa grande solubilité qui complique son traitement. Cette thèse a posé les premières bases d'un enlèvement des sels de déglacage. Cependant, beaucoup de connaissances sont encore à acquérir pour aboutir à un système de traitement performant et totalement maîtrisé.
- Les MEC sont adaptés de manières diverses pour traiter différents contaminants. L'enlèvement du sel incite à développer de nouvelles manières d'employer les MEC, ce qui incite à développer la science des MEC.
- La calcite dans l'enlèvement du phosphore par adsorption, bien que déjà connue, n'est pas appliquée pour le traitement des eaux de ruissellement. Elle peut représenter une nouvelle voie dans le traitement des eaux de ruissellement routier.

5.3. Perspectives

Dans le cadre de cette thèse, plusieurs aspects n'ont pu être étudiés au laboratoire, tels que : 1) le comportement du MECA durant les événements pluvieux; 2) les interactions entre les espèces sélectionnées et les espèces envahissantes; 3) le comportement du MECA à long terme; 4) le comportement du MECA concernant l'enlèvement des métaux présents dans les eaux de ruissellement routiers. Par conséquent, la transposition des résultats obtenus dans le cadre de cette thèse au MECA *in situ*, en association avec le lit filtrant, est

complexe. Les données obtenues ne constituent en effet qu'un essai, mais elles donnent une idée du comportement du MECA, donc de son potentiel sur le terrain. Plusieurs commentaires et recommandations sont émis pour ces essais *in situ*.

Les conditions météorologiques sur le terrain sont différentes et variables comparées aux conditions environnementales dans les serres, ce qui peut fortement influencer l'efficacité de traitement par le MECA, en particulier le développement des plantes.

Les précipitations peuvent avoir trois effets : 1) diminuer les concentrations de chlorure et de sodium dans le MECA tout en augmentant les volumes d'eau à traiter; 2) faire varier la saturation hydrique du MECA; 3) faire varier la dilution de l'accumulation de chlorure de sodium présent à la surface du substrat. Tel que montré dans le Chapitre 4, les plantes ont une tolérance plus ou moins grande à la saturation hydrique. La dilution du chlorure de sodium présent à la surface du substrat paraît être un avantage par rapport aux expériences effectuées ci-dessus. En effet, une accumulation de chlorure de sodium semble diminuer l'efficacité d'enlèvement du MECA à long terme.

Le comportement des MEC durant les événements pluvieux est relativement différent du fait de l'arrivée massive de contaminants et de l'augmentation des débits de l'affluent (Kadlec et Wallace, 2009). L'enlèvement du sel par le MECA est effectué par le substrat et par les plantes. L'augmentation du débit emmène souvent les MECESS à devenir des MECES. Les écoulements, se produisant alors à la surface, les racines des plantes et le substrat ont moins de contact avec les contaminants, ce qui entraînerait une diminution des taux d'enlèvement du chlorure et du sodium. Ce phénomène pourrait également se produire lors de la fonte de la neige qui crée de très grands volumes d'eau. Des infrastructures limitant l'arrivée forte et subite des eaux de ruissellement routier durant les événements pluvieux ou la fonte de la neige devrait être prévues pour éviter ces effets. Celles-ci pourraient être des étangs de sédimentation, des étangs d'infiltration ou des trop-pleins.

Dans la plupart des cas, les plantes externes au MEC envahissent relativement vite les MEC (Kadlec et Wallace, 2009). Les espèces envahissantes proviennent généralement des

milieux entourant le marais. Ils peuvent avoir différents avantages dans la compétition interspécifique. Les plantes se situant dans les fossés aux alentours du MECA risquent de s'implanter à l'intérieur du marais. Pour éviter cela, les espèces sélectionnées pour le MECA doivent posséder une biomasse élevée (Kadlec et Wallace, 2009) leur permettant de couper l'accès au soleil aux autres plantes et ainsi de limiter l'arrivée de nouvelles espèces. De plus, l'occupation maximale de l'espace par les plantes désirées diminue les risques d'envahissement (Kadlec et Wallace, 2009). L'avantage de traiter des eaux salines est de diminuer le type de plantes pouvant vivre dans ce type de milieu, donc les risques d'envahissement du MECA. Notons que, selon Kadlec et Wallace (2009), l'envahissement ne diminue pas l'efficacité dans les MEC traitant des nitrates, des phosphores et de la matière organique. Cela pourrait être également le cas pour le traitement d'eaux de ruissellement routier salines.

Les plantes localisées dans les alentours des autoroutes au Québec sont principalement le phragmite et *Typha angustifolia* (Lavoie et coll., 2003; Paradis, 2008). Ce sont des espèces se développant en monoculture et empêchant l'arrivée de toute autre espèce du fait de leur grande hauteur et de leur biomasse, mais aussi de leur grande densité de tige au m². Il conviendra donc de surveiller ces deux espèces autour du MECA et de limiter leur propagation dans le système.

Les expériences réalisées montrent que le substrat du MECA retient une partie du chlorure et du sodium par l'adsorption et la précipitation sous forme de cristaux de chlorure de sodium. Ces deux procédés sont limités et peuvent arriver à saturation à moyen ou long terme. Il est à craindre que le substrat se sature de sel à long terme, tel qu'il est suggéré par Lymbery et coll. (2006) et par nos résultats. Dans ce cas-là, le traitement reposera uniquement sur l'enlèvement des ions par les plantes. La recherche de nouveaux substrats avec des adsorptions supérieures est une voie stérile, car le substrat du marais ne peut être remplacé sans engendrer des coûts quasiment identiques à ceux de la création du MEC en soi. Ainsi, à long terme, le traitement par le MECA se fera essentiellement par les plantes; il est donc important de continuer les recherches pour maximiser l'absorption par les plantes. Les voies envisageables pour ces objectifs peuvent être :

- la recherche de nouvelles espèces avec des absorptions de chlorure et de sodium supérieures à celles des espèces sélectionnées;
- l'étude de la conception du MECA permettant de maximiser l'espace de plantation et les contacts entre les plantes et les eaux de ruissellement routier.

Le comportement du MECA vis-à-vis des métaux dépend du substrat et des plantes. Les plantes sont des puits naturels absorbant les métaux. Les espèces que nous avons sélectionnées absorberont une masse de métaux. Celle-ci devrait être mesurée au cours de l'expérience pour déterminer de manière précise les masses qui pourraient être retirées des eaux par la phytoextraction. Le substrat adsorbe les métaux selon sa nature. La calcite présente des adsorptions de métaux, comme il est montré dans la Section 4.5. Un autre mécanisme d'enlèvement des métaux dans les MEC existe en condition anoxique. Dans ce cas, la plupart des métaux réagiront avec le soufre formant des précipités. Dans ces conditions, la plupart réagissent également avec les hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium (Kadlec et Wallace, 2009).

Il existe également un risque de transfert de contaminants vers les oiseaux et les mammifères attirés par ce nouvel aménagement. En effet, le MECA crée un milieu attirant pour les organismes. Une étude de risque écotoxicologique devrait être conduite pour évaluer en détail ce problème en fonction des espèces concernées sur le site et des contaminants potentiels (métaux, etc.).

La construction d'un MEC sur le site de l'étude a été achevée par l'équipe de recherche de Mme Galvez. Cette expérience de terrain donnera de nouvelles informations sur ce type traitement.

5.4. **Développements futurs**

Le système de traitement de MECA combiné à un lit filtrant est un système n'ayant jamais servi, selon nos connaissances, pour le traitement des eaux de ruissellement routier. Il faut donc encore développer ou préciser les aspects suivants :

- Les débits et les concentrations des contaminants des affluents des MEC traitant des eaux de ruissellement routier varient rapidement selon les pluies. Ces variations entraînent des conditions particulières qui n'ont pas été étudiées dans cette étude, car les flux étaient constants dans les essais sur les unités-pilotes.
- Les concentrations présentes dans le substrat ont été mesurées à la fin de chaque partie de l'expérience sur les essais-pilotes. Ces parties représentaient deux saisons de croissance, puisque deux générations de plante s'y sont développées. Cependant, une vision à plus long terme donnerait une idée de la durabilité du traitement.
- La calcite adsorbe le phosphore par un procédé d'adsorption qui se déroule à sa surface. La présence de phosphore dans les eaux de ruissellement engendre la formation de biofilms qui peuvent diminuer les procédés de surface, comme l'adsorption. Une étude de ce procédé permettrait de mieux gérer le lit filtrant.
- La taille du lit filtrant sera supérieure aux colonnes de cette thèse. Une étude avec des colonnes plus grandes permettrait d'avoir une meilleure idée de l'effet d'échelle et de valider l'équation démontrée par Hendricks (2005).

De nouveaux développements ou thèmes de recherche pourraient être abordés pour le développement des connaissances scientifiques dans le domaine du traitement des eaux de ruissellement routier.

- L'étude de l'impact des cycles de précipitation/d'évapotranspiration sur les concentrations de chlorure et de sodium dans le substrat, les plantes et les eaux présentes dans le marais ainsi que sur le fonctionnement du marais est un point clé pour développer le système de traitement sur le terrain en le comprenant et en le maîtrisant.

- Un autre aspect non abordé dans cette thèse, mais déjà largement étudié par les scientifiques, est l'enlèvement des métaux par la calcite et le MECA. Celui-ci a une influence positive sur l'enlèvement du phosphore par la calcite, mais quelle est l'influence des métaux sur les plantes? Sur le substrat? A-t-il une influence sur l'enlèvement du chlorure et du sodium? Ce sont des questions qui restent ouvertes et qui pourront possiblement être répondues dans de futures études.
- Une autre préoccupation pour la mise en place du système de traitement sur le terrain reste l'impact des métaux sur les populations végétales et animales. Le MECA est en effet un environnement attractif pour la faune qui pourrait alors être exposée aux métaux. Cette exposition pourrait se faire par une ingestion d'eau, des plantes et de substrat pouvant éventuellement conduire à une bioaccumulation dans les organismes, et possiblement à des effets néfastes, voire à une bioamplification dans la chaîne trophique. Il est donc impératif pour la mise en place du système sur le terrain d'étudier la présence des métaux dans l'eau de surface des MECA ainsi que l'accumulation de métaux par les plantes et le substrat.

La construction d'un MECA associé à un lit filtrant au lac Saint-Augustin a eu lieu au printemps 2011. Cette expérience de terrain, menée par l'équipe de recherche de la professeure Rosa Galvez, donnera de nouvelles informations sur ce traitement.

Références

- Aaron, M.E.** Density-dependent dynamics of *Salicornia europaea* monocultures. *Ecology*. **1987**, 68 (3):pp. 737-741.
- Agarie, S., T. Shimoda, Y. Shimizu, K. Baumann, H. Sunagawa, A. Kondo, O. Ueno, T. Nakahara, A. Nose and J.C. Cushman.** Salt tolerance, salt accumulation, and ionic homeostasis in an epidermal bladder-cell-less mutant of the common ice plant *Mesembryanthemum crystallinum*. *Journal of Experimental Botany*. **2007**, 58 (8):pp. 1957-1967.
- Akratos, C.S. and V.A. Tsihrintzis.** Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering*. **2007**, 29 (2):pp. 173-191.
- APHA, AWWA and WPCF.** Standard methods for the examination of water and wastewater, 17th edition. **1989**, p. 1 268.
- Arias, C.A. and H. Brix.** Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Science & Technology*. **2005**, 51 (9):pp. 267-273.
- Arias, C.A., H. Brix and N.-H. Johansen.** Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. *Water Science and Technology*. **2003**, 48 (5):pp. 51-58.
- Artoli, Y.** Ecological processes: Adsorption. In: S. E. Jorgensen and L. Palmeri, eds. *Encyclopedia of ecology. Ecological processes*. University of Padua, Padua, Italy: Elsevier. **2008**, p. 60-65.
- Aryal, R., S. Vigneswaran, J. Kandasamy and R. Naidu.** Urban stormwater quality and treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering*. **2010**, 27 (5):pp. 1343-1359.
- Asaeda, T., T. Fujino and J. Manatunge.** Morphological adaptations of emergent plants to water flow: a case study with *Typha angustifolia*, *Zizania latifolia* and *Phragmites australis*. *Freshwater Biology*. **2005**, 50 (12):pp. 1991-2001.
- Association des transports du canada.** Synthèses des meilleures pratiques de gestion des sels de voirie (9 brochures). **2003**, 125 p.
- ASTM International.** D 5919-96 Standard practice for the determination of adsorptive capacity of activated carbon by a micro-isotherm technique for adsorbates at ppb concentrations. **2001**: p. 6.

- ASTM International.** D3860 – 98. Determination of adsorptive capacity of activated carbon by aqueous phase isotherm technique. **2008**: p. 3.
- ASTM international.** D 6586 - 03 (Reapproved 2008) Standard practice for the prediction of contaminant adsorption on GAC in aqueous systems using rapid small-scale column tests. **2011**: p. 6.
- Backstrom, M., S. Karlsson, L. Backman, L. Folkesson and B. Lind.** Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Research*. **2004**, 38:pp. 720-732.
- Bajji, M., J. Kinet and S. Lutts.** Osmotic and ionic effects of NaCl on germination, early seedling growth, and ion content of *Atriplex halimus* (Chenopodiaceae). *Canadian Journal of Botany*. **2002**, 80 (3):pp. 297-304.
- Baldisserotto, B., C. Kamunde, A. Matsuo and C.M. Wood.** A protective effect of dietary calcium against acute waterborne cadmium uptake in rainbow trout. *Aquatic Toxicology*. **2004**, 67 (1):pp. 57-73.
- Balnokin, Y.V., N.A. Myasoedov, Z.S. Shamsutdinov and N.Z. Shamsutdinov.** Significance of Na⁺ and K⁺ for sustained hydration of organ tissues in ecologically distinct halophytes of the family chenopodiaceae. *Russian Journal of Plant Physiology*. **2005**, 52 (6):pp. 779-787.
- Barnes, T.G., T.G. Barnes and S.W. Francis.** Wildflowers and ferns of Kentucky. University Press of Kentucky **2004**, p. 234.
- Barrett-Lennard, E.G.** The interaction between waterlogging and salinity in higher plants: causes, consequences and implications. *Plant Soil*. **2003**, 253:pp. 35-54.
- Batzer, D.P. and A.H. Baldwin, Eds.** Wetland habitats of North America : ecology and conservation concerns. **2012**, 389 p.
- Bavor, H.J., D. Roser, S.A. Mc Kersie and P.F. Breen.** Report to Sydney Water Board Sydney, NSW, Australia. **1988**, 56 p.
- Berg, U., D. Donnert, A. Ehbrecht, W. Bumiller, I. Kusche, P.G. Weidler and R. Nuesch.** “Active filtration” for the elimination and recovery of phosphorus from waste water. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*. **2005**, 265:pp. 141-148.
- Bergeron, M., C. Corbeil and S. Arsenault.** Diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec. **2002**, 76 p.

- Birch, G.F., C. Matthai, M.S. Fazeli and J. Suh.** Efficiency of a constructed wetland in removing contaminants from stormwater. *Wetlands*. **2004**, 24 (2):pp. 459-466.
- Boillot, C., G. Triffault-Bouchet, G. Soumis-Dugas, L. Martel and R. Galvez.** Évaluation de la compatibilité écologique d'une technique de restauration pour lacs eutrophes vis-à-vis du lac Saint-Augustin et de la baie Missisquoi. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec et Université Laval. **2010**, 215 p.
- Bolan, N.S., P. Loganathan and S. Saggarr.** Calcium and magnesium in soils. In: H. Daniel, eds. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Oxford: Elsevier. **2005**, p. 149-154.
- Bonales-Alatorre, E., S. Shabala, Z.H. Chen and I. Pottosin.** Reduced tonoplast fast-activating and slow-activating channel activity is essential for conferring salinity tolerance in a facultative halophyte, quinoa. *Plant physiology*. **2013**, 162 (2):pp. 940-952.
- Boonsaner, M. and D.W. Hawker.** Remediation of saline soil from shrimp farms by three different plants including soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. **2012**, 47 (4):pp. 558-564.
- Boorman, L.A. and J.H. Boorman, M. .** The effect of rates of sedimentation and tidal submersion regimes on the growth of salt marsh plants. *Continental Shelf Research*. **2001**, 21:pp. 2155-2165.
- Bos, M.G., R.A.L. Kselik, R.G. Allen and D.J. Molden.** Water requirements for irrigation and the environment. Netherlands. Springer **2009**, p. 174.
- Bouchard-Valentine, M., W.F. Vincent and S. Arsenault.** Écologie des cyanobactéries. Document préparé pour le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin. **2002**, 23 p.
- Brin, M.-E. and G. Dominguez.** Projet d'assainissement du lac St-Augustin: Volet Sédiments contaminés. **2002**, 48 p.
- Bronick, C.J. and R. Lal.** Soil structure and management: a review. *Geoderma* **2005**, 124:pp. 3 -22.
- Brown, J., Jed., E. Glenn, P., K. Fitzsimmons, M. and S. Smith, E.** Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture*. **1999**, 175:pp. 255-268.
- Bryson, G.M. and A.V. Barker.** Sodium accumulation in soils and plants along Massachusetts roadsides. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **2002**, 33 (1):pp. 67-78.

- Cao, R.X., L.Q. Ma, M. Chen, S.P. Singh and W.G. Harris.** Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site. *Environmental Pollution*. **2003**, 122 (1):pp. 19-28.
- Carleton, J.N., T.J. Grizzard, A.N. Godrej and H.E. Post.** Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research*. **2001**, 35 (6):pp. 1552-1562.
- Carter, C.T., L.S. Brown and A.I. Ungar.** Effect of temperature regimes on germination of dimorphic seeds of *Atriplex prostrata*. *Biologia Plantarum*. **2003**, 47 (2):pp. 269-272.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.** Détermination des métaux dans l'eau : méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon. . Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. **2008**, 19 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.** Détermination des anions fluorure, chlorure et sulfate dans l'eau : dosage par chromatographie ionique avec détecteur conductivimétrique. . Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec,. **2010**, 11 p.
- Centre Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ).** Methods manual for sediments characterization. **1993**, 145 p.
- Charbonneau, P.** Sels de voirie: une utilisation nécessaire, mais lourde de conséquences. *Le naturaliste canadien*. **2006**, 130 (1):pp. 75-81.
- Chazarenc, F., S. Naylor, Y. Comeau, G. Merlin and J. Brisson.** Modeling the effect of plants and peat on evapotranspiration in constructed wetlands. *International Journal of Chemical Engineering*. **2010**:pp. 1-6.
- Chen, J., H.S. Wheeler and M.J. Lees.** Identification of processes affecting stream chloride response in the Hafren catchment, mid-Wales. *Journal of Hydrology*. **2002**, 264 (1-4):pp. 12-33.
- Chen, W., Z.L. He, X.E. Yang, S. Mishra and P.J. Stoffella.** Chlorine nutrition of higher plants: progress and perspectives. *Journal of Plant Nutrition*. **2010**, 33 (7):pp. 943 - 952.
- Colmer, T.D. and T.J. Flowers.** Flooding tolerance in halophytes. *New Phytologist*. **2008**, 179 (4):pp. 964-974.
- Cooney, O.D.** Adsorption design for wastewater treatment. Boca Raton, Florida. Lewis publisher **1998**, p. 190.

- Cotter-Howells, J. and S. Caporn.** Remediation of contaminated land by formation of heavy metal phosphates. *Applied Geochemistry*. **1996**, 11 (1-2):pp. 335-342.
- Craft, C., J. Reader, J.N. Sacco and S.W. Broome.** Twenty-five years of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* (Loisel) marshes. *Ecological Applications*. **1999**, 9 (4):pp. 1405-1419.
- Crittenden, B. and W.J. Thomas.** Adsorption Technology and Design. Massachusetts. Butterworth-Heinemann **1998**, p. 271.
- Cronan, C.S.** Major Cations (Ca, Mg, Na, K, Al). In: E. L. Gene, eds. *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Academic Press. **2009**, p. 45-51.
- Cronk, J.K.C. and M.S. Fennessy, Eds.** *Wetland Plants. Biology and ecology*. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers. **2001**, 462 p.
- Cronk, J.K.C. and M.S. Fennessy.** *Wetland Plants*. In: G. Likens, eds. *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford, UK: Elsevier. **2009**, p. 590-598.
- CSIRO.** Urban Storm Water: Best Practice Environmental Management Guidelines: Structural Treatment Measure. **2006**, 112 p.
- Dane, J.H. and G.C. Topp, Eds.** *Methods of soil analysis*. Madison, American Society of Agronomy and Soils Science Society of America. **1982**, 422 p.
- Daviau, V.** Adsorption du phosphore et du NaCl par de la calcite. Université Laval. **2008**, 16 p.
- Daviau, V.** Suivi de la contamination des eaux de surface du lac St-Augustin par bilan de masse. Génie Civil. Québec, Université Laval. **2009**, Maîtrise: p. 64.
- Del Bubba, M., C.A. Arias and H. Brix.** Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds as measured by the Langmuir isotherm. *Water Research*. **2003**, 37:pp. 3390-3400.
- Demarche, P., C. Junghanns, R.R. Nair and S.N. Agathos.** Harnessing the power of enzymes for environmental stewardship. *Biotechnology Advances*. **2012**, 30 (5):pp. 933-953.
- Dessau-Soprin/Tecsult.** Résumé de l'étude du consortium Dessau-Soprin/Tecsult 'étude d'opportunité de l'autoroute Felix Leclerc sur le territoire de la ville de Québec'. **2004**, 17 p.
- Dominguez, G.-J.** Utilisation d'une couche de recouvrement pour l'isolement des sédiments contaminés du lac Saint-Augustin, Québec. Génie civil. Québec, Laval. **2005**, Maîtrise: p. 151.

- Donnert, D., U. Berg, P.G. Weidler, R. Nüesch, Y. Song, M. Salecker, I. Kusche, W. Bumiller and F. Friedrich.** Phosphorus removal and recovery from waste water by crystallisation. *Wasser und Geotechnologie* **2002**, 3 (02):pp. 23.
- Drexler, J.Z., R.L. Snyder, D. Spano and K.T. Paw U.** A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. *Hydrological processes*. **2004**, 18 (11):pp. 2071-2101.
- Drizo, A., C.A. Frost, M. Grace, J. and K.A. Smith.** Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems *Water Research*. **1999**, 33 (17):pp. 3595-3602.
- Drizo, A., C.A. Frost, K.A. Smith and J. Grace.** Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water science and technology*. **1997**, 35 (5):pp. 95-102.
- Egan, T.P. and I.A. Ungar.** The effects of temperature and seasonal change on the germination of two salt marsh species, *Atriples prostrata* and *Salicornia europaea*, along a salinity gradient. *International Journal of Plant Science*. **1999**, 160 (5):pp. 861-867.
- Else, M.A., D. Coupland, L. Dutton and M.B. Jackson.** Decreased root hydraulic conductivity reduces leaf water potential, initiates stomatal closure and slows leaf expansion in flooded plants of castor oil (*Ricinus communis*) despite diminished delivery of ABA from the roots to shoots in xylem sap. *Physiologia Plantarum*. **2001**, 111 (1):pp. 46-54.
- Encyclopedia, T.C.** Visité le 23/09/2010, **2008**, à partir de <http://www.encyclopedia.com>.
- Engelhard, C., S. De Toffol, I. Lek, W. Rauch and R. Dallinger.** Environmental impacts of urban snow management. The alpine case study of Innsbruck. *Science of The Total Environment*. **2007**, 382 (2-3):pp. 286-294.
- Environnement Canada.** Visité le 15/02/2010, partir de www.climate.weatheroffice.gc.ca.
- Environnement Canada.** Code de pratique pour la gestion environnementale des sels de voirie. **2004**, 24 p.
- Environnement Canada and Santé Canada.** Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Listes des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Sels de voirie. **1999**, 204 p.
- Espinoza-Quiñones, F.R., A.N. Módenes, L.P. Thomé, S.M. Palácio, D.E.G. Trigueros, A.P. Oliveira and N. Szymanski.** Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. *Chemical Engineering Journal*. **2009**, 150 (2-3):pp. 316-322.

- Faulwetter, J.L., V. Gagnon, C. Sundberg, F. Chazarenc, M.D. Burr, J. Brisson, A.K. Camper and O.R. Stein.** Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*. **2009**, 35 (6):pp. 987-1004.
- Férard, J.-F. and C. Blaise, Eds.** Encyclopedia of aquatic ecotoxicology. Springer Netherlands. **2013**, p.
- Finch-Savage, W.E. and G. Leubner-Metzger.** Seed dormancy and the control of germination. *New Phytologist*. **2006**, 171: :pp. 501-523.
- Flowers, T.J. and T.D. Colmer.** Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist*. **2008**, 179 (4):pp. 945-963.
- Fox, C.R. and D.C. Kennedy.** Conceptual design of adsorption systems. In: F. L. Slejko, eds. Adsorption technology: A step-by-step approach to process evaluation and application. **1985**, p. 223.
- Fraser, L.H., S.M. Carty and D. Steer.** A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource Technology*. **2004** 94 (185-192).
- Freundlich, H. and H.S. Hatfield.** Colloid and Capillary Chemistry. London. Matheun and Co. Ltd., **1926**, p. 883.
- Fuerhacker, M., T.M. Haile, B. Monai and A. Mentler.** Performance of a filtration system equipped with filter media for parking lot runoff treatment. *Desalination*. **2011**, 275 (1-3):pp. 118-125.
- Furumai, H., F. Nakajima and H. Katayama.** Urban nonpoint source pollution focusing on micropollutants and pathogens. In: W. Peter, eds. Treatise on water science. Oxford: Elsevier. **2011**, p. 265-276.
- Galvez-Cloutier, R., S. Leroueil and J.C. Perez-Arzola.** Le lac Saint-Augustin, sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Félix Leclerc. Université Laval. **2006**, 35 p.
- García-Legaz, M.F., E. López-Gómez, J. Mataix Beneyto, A. Navarro and M.J. Sánchez-Blanco.** Physiological behaviour of loquat and anger rootstocks in relation to salinity and calcium addition. *Journal of Plant Physiology*. **2008**, 165 (10):pp. 1049-1060.
- Garcia, J., P. Aguirre, J. Barragan, R. Mujeriego, V. Matamoros and J.M. Bayona.** Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. **2005**, 25:pp. 405-418.

- Garcia, J., d.P.L. Rousseau, J. Morató, E. Lesage, V. Matamoros and J.M. Bayona.** Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. **2010**, 40 (7):pp. 561 - 661.
- Gheju, M. and I. Stelescu.** Chelant-assisted phytoextraction and accumulation of Zn by *Zea mays*. *Journal of Environmental Management*. **2013**, 128:pp. 631-636.
- Gianfreda, L. and M.A. Rao.** Potential of extra cellular enzymes in remediation of polluted soils: a review. *Enzyme and Microbial Technology*. **2004**, 35 (4):pp. 339-354.
- Giles, C.H., D. Smith and A. Huitson.** A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. *Journal of Colloid and Interface Science*. **1974**, 47 (3):pp. 755-765.
- Gillis, P.L. and C.M. Wood.** Investigating a potential mechanism of Cd resistance in *Chironomus riparius* larvae using kinetic analysis of calcium and cadmium uptake. *Aquatic Toxicology*. **2008**, 89 (3):pp. 180-187.
- Girija, C., B.N. Smith and P.M. Swamy.** Interactive effects of sodium chloride and calcium chloride on the accumulation of proline and glycinebetaine in peanut (*Arachis hypogaea* L.). *Environmental and Experimental Botany*. **2002**, 47 (1):pp. 1-10.
- Gleason, H.A. and A. Cronquist.** Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada. Bronx, N.Y. New York Botanical Garden **1991**, p. 986.
- Glenn, D.W. and J.J. Sansalone.** Accretion and partitioning of heavy metals associated with snow exposed to urban traffic and winter storm maintenance activities. *Journal of Environmental Engineering*. **2002**, 128 (2):pp. 167-185.
- Glenn, E., T.L. Thompson, R. Frye, J. Riley and D. Baumgartner.** Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. *Aquatic Botany*. **1995**, 52 (1-2):pp. 75-91.
- Glenn, E.P., J.J. Brown and E. Blumwald.** Salt tolerance and crop potential of halophytes. *Critical reviews in plant sciences*. **1999**, 18 (2):pp. 227-255.
- Global Internet.** Visité le 11/12/2010, **2009**, à partir de www.gouv.qc.ca/portail/quebec.
- Godwin, K.S., S.D. Hafner and M.F. Buff.** Long-term trends in sodium and chloride in the Mohawk River, New York: the effect of fifty years of road-salt application. *Environmental Pollution*. **2003**, 124 (2):pp. 273-281.

- Gottschall, N., C. Boutin, A. Crolla, C. Kinsley and P. Champagne.** The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological engineering*. **2007**, 29:pp. 154-163.
- Goulden, M.L., M. Litvak and S.D. Miller.** Factors that control *Typha* marsh evapotranspiration. *Aquatic Botany*. **2007**, 86 (2):pp. 97-106.
- Grace, J.B. and R.G. Wetzel.** Long-term dynamics of *Typha* populations. *Aquatic Botany*. **1998**, 61 (2):pp. 137-146.
- Graham, S., C. Craft, P. McCormick and A. Aldous.** Forms and accumulation of soil P in natural and recently restored peatlands—Upper Klamath Lake, Oregon, USA. *Wetlands*. **2005**, 25 (3):pp. 594-606.
- Grattan, S.R., S.E. Benes, D.W. Peters and F. Diaz.** Feasibility of irrigating pickleweed with hyper-saline drainage water. *J. Environ. Qual.* **2008**, 37 (5 Supplement):pp. 149-156.
- Gregory, P.J.** *Plant Roots: Growth, Activity and Interactions with the Soil*. Oxford, UK. Blackwell publishing **2007**, p. 318.
- Hager, H.A.** Competitive effect versus competitive response of invasive and native wetland plant species. *Oecologia*. **2004**, 139:pp. 140-149.
- Hares, R.J. and N.I. Ward.** Sediment accumulation in newly constructed vegetative treatment facilities along a new major road. *Science of The Total Environment*. **2004**, 334- 335:pp. 473-479.
- Hebert, E.A.** Bioavailability of metals in terrestrial ecosystems: importance of partitioning for bioavailability to invertebrates, microbes and plants. Pensacola, Florida. SETAC Press **2002**, p. 256.
- Hellings, S.E. and J.L. Gallagher.** The effects of salinity and flooding on *Phragmites australis*. *Journal of Applied Ecology*. **1992**, 29:pp. 41-49.
- Hendricks, D.W.** *Water treatment unit processes : physical and chemical*. Boca Raton, FL. Taylor & Francis **2005**, p. 1266.
- Hewitt, E.J.** *Sand and water culture methods used in the study of plant nutrition*. Farnham Royal. Commonwealth Agricultural Bureaux **1966**, p. 547.
- Heyman, F., B. Lindahl, L. Persson, M. Wikström and J. Stenlid.** Calcium concentrations of soil affect suppressiveness against *Aphanomyces* root rot of pea. *Soil Biology and Biochemistry*. **2007**, 39 (9):pp. 2222-2229.

- Hjelm, O., H. Borén and G. Öberg.** Analysis of halogenated organic compounds in coniferous forest soil from a *Lepista nuda* (wood blewitt) fairy ring. *Chemosphere*. **1996**, 32 (9):pp. 1719-1728.
- Ho, Y.S. and G. McKay.** The sorption of lead (II) ions on peat. *Water Research*. **1999**, 33 (2):pp. 578-584.
- Ho, Y.S., J.C.Y. Ng and G. McKay.** Kinetics of pollutant sorption by biosorbents : review. *Separation & Purification Reviews*. **2000**, 29 (2):pp. 189-232.
- Holm, L., J. Doll, E. Holm, J. Pancho and J. Herberger.** World weeds: natural histories and distribution. New york. John Wiley & Sons, Inc. **1996**, p. 1129.
- House, W.A. and L. Donaldson.** Adsorption and coprecipitation of phosphate on calcite. *Journal of colloid and interface science*. **1986**, 112 (2).
- Huett, D.O., S.G. Morris, G. Smith and N. Hunt.** Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water Research*. **2005**, 39 (14):pp. 3259-3272.
- Hylander, L.D., A. Kietlinska, G. Renman and G. Siman.** Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production. *Bioresource Technology*. **2006**, 97:pp. 914-921.
- Irish, L.B., M.E. Barrett, J.F. Malina and R.J. Charbeneau.** Use of regression models for analyzing highway storm-water loads. *Journal of Environmental Engineering*. **1998**, 124 (10):pp. 987-993.
- Irmak, S.** Evapotranspiration. In: J. Sven Erik and F. Brian, eds. *Encyclopedia of Ecology*. Oxford: Academic Press. **2008**, p. 1432-1438.
- Jefferies, R.L., A.J. Davy and T. Rudmik.** Population Biology of the Salt Marsh Annual *Salicornia Europaea* agg. *Journal of Ecology*. **1981**, 69 (1):pp. 17-31.
- Jeffries, D.S.** Canadian Acid Rain Assessment, Vol.3. The effects on Canada's lakes, rivers and wetlands. Environment Canada. **1997**, 220 p.
- Johnston, S.G., P.G. Slavich and P. Hirst.** Alteration of groundwater and sediment geochemistry in a sulfidic backswamp due to *Melaleuca quinquenervia* encroachment. *Soil Research*. **2003**, 41 (7):pp. 1343-1367.
- Kadiri, M., K. Spencer, C. Heppell and P. Fletcher.** Sediment characteristics of a restored saltmarsh and mudflat in a managed realignment scheme in Southeast England. *Hydrobiologia*. **2011**, 672 (1):pp. 79-89.
- Kadlec, R.H. and S.D. Wallace.** Treatment wetlands. Boca Raton. Taylor and Francis group **2009**, p. 1016.

- Kamiya, M., J. Hatta, E. Shimada, Y. Ikuma, M. Yoshimura and H. Monma.** AFM analysis of initial stage of reaction between calcite and phosphate. *Materials Science and Engineering B*. **2004**, 111:pp. 226-231.
- Kanagy, L.E., B.M. Johnson, J.W. Castle and J.J.H. Rodgers.** Design and performance of a pilot-scale constructed wetland treatment system for natural gas storage produced water. *Bioresource Technology*. **2008**, 99:pp. 1877-1885.
- Kantawanichkul, S., S. Kladprasert and H. Brix.** Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological engineering*. **2009**, 35 (2):pp. 238-247.
- Karageorgiou, K., M. Paschalis and G.N. Anastassakis.** Removal of phosphate species from solution by adsorption onto calcite used as natural adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*. **2007**, 139 (3):pp. 447-452.
- Karagiannis, I.C. and P.G. Soldatos.** Water desalination cost literature: review and assessment. *Desalination*. **2008**, 223 (1-3):pp. 448-456.
- Karlsson, P.S. and M. Méndez.** 1 - The Resource Economy of Plant Reproduction. In: E. G. Reekie and F. A. Bazzaz, eds. *Reproductive Allocation in Plants*. Burlington: Academic Press. **2005**, p. 1-49.
- Katembe, W.J., I.A. Ungar and J.P. Mitchell.** Effect of salinity on germination and seedling growth of two *Atriplex species* (*Chenopodiaceae*). *Annals of Botany*. **1998**, 82:pp. 167-175.
- Kaushal, S.S.** Chloride. In: E. L. Gene, eds. *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Academic Press. **2009**, p. 23-29.
- Kayhanian, M., A. Singh, C. Suverkropp and S. Borroum.** Impact of annual average daily traffic on highway runoff pollutant concentrations. *Journal of Environmental Engineering*. **2003**, 129 (9):pp. 975-990.
- Kayhanian, M., C. Stransky, S. Bay, S.L. Lau and M.K. Stenstrom.** Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration. *Science of The Total Environment*. **2008**, 389 (2-3):pp. 386-406.
- Kayhanian, M., C. Suverkropp, A. Ruby and K. Tsay.** Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management*. **2007**, 85 (2):pp. 279-295.
- Keddy, P. and t. Ellis.** Seedling recruitment of 11 wetland plant species along a water level gradient: shared or distinct responses? *Canadian Journal of Botany*. **1985**, 63:pp. 1876-1880.

- Keefe, S.H., J.S. Daniels, R.L. Runkel, R.D. Wass, E.A. Stiles and L.B. Barber.** Influence of hummocks and emergent vegetation on hydraulic performance in a surface flow wastewater treatment wetland. *Water Resources Research*. **2010**, 46 (11):pp. 14.
- Keiffer, C., Howes, and I. Ungar, A. .** The effect of extended exposure to hypersaline conditions on the germination of five inland halophyte species. *American Journal of Botany*. **1997a**, 84 (1):pp. 104-111.
- Keiffer, C.H., C.B. McCarthy and A.I. Ungar.** Effect of salinity and waterlogging on growth and survival of *Salicornia europaea L.*, an inland halophyte. *Ohio Journal of Science*. **1994**, 94:pp. 70-73.
- Keiffer, C.H. and I.A. Ungar.** The effects of density and salinity on shoot biomass and ion accumulation in five inland halophytic species. *Canadian Journal of Botany*. **1997b**, 75 (1):pp. 96-107.
- Keiffer, C.H. and I.A. Ungar.** Germination and establishment of halophytes on brine-affected soils. *Journal of Applied Ecology*. **2002**, 39 (3):pp. 402-415.
- Khan, M.A. and B. Gul.** Chapter 2: Halophyte seed germination In: M. A. Khan and D. J. Weber, eds. *Ecophysiology of high salinity tolerant plants* Dordrecht, the Netherlands: Springer. **2006**, p. 11-30.
- Khan, M.A., B. Gul and D.J. Weber.** Effect of salinity on the growth and ion content of *Salicornia rubra*. *Communication in soil science and plant analyses*. **2001**, 32 (17&18):pp. 2965-2977.
- Khawaji, A.D., I.K. Kutubkhanah and J.-M. Wie.** Advances in seawater desalination technologies. *Desalination*. **2008**, 221 (1-3):pp. 47-69.
- Khellaf, N. and M. Zerdaoui.** Development of a kinetic model for the removal of zinc using the aquatic macrophyte, *Lemna gibba L.* *Water Science & Technology*. **2012**, 66 (5):pp. 953.
- Kirkham, M.B.** Potential evapotranspiration. eds. *Principles of soil and plant water relations*. Burlington: Academic Press. **2005**, p. 455-468.
- Knowles, P., G. Dotro, J. Nivala and J. García.** Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological engineering*. **2011**, 37 (2):pp. 99-112.
- Kovacs, M.** Chemical composition of the lesser reedmace (*Typha angustifolia L.*) in Lake Balaton. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae*. **1982**, 28 (3-4):pp. 297-307.

- Kvarnström, M.E., C.A.L. Morel and T. Krogstad.** Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems. *Ecological Engineering*. **2004**, 22:pp. 1-15.
- Kvesitadze, G., G. Khatisashvili, T. Sadunishvili and J.J. Ransden.** Biochemical mechanisms of detoxification in higher plants. Berlin. Springer **2006**, p. 262.
- Lamb, R., M. Citarelli and S. Teotia.** Functions of the poly(ADP-ribose) polymerase superfamily in plants. *Cellular and Molecular Life Sciences*. **2012**, 69 (2):pp. 175-189.
- Langmuir, I.** The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica, and platinum. *Journal of american chemical society*. **1918**, 40:pp. 1361-1403.
- Lassabatere, L.** Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb et Cd) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire carbonaté par l'introduction de geotextiles. Département de Génie Civil. Québec, Université Laval (Québec) et l'ENTPE. **2002**, Philosophiae doctor: p. 252.
- Lavoie, C., M. Jean, F. Delisle and G. Letourneau.** Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography*. **2003**, 30:pp. 537-549.
- Lefebvre, C. and B.-P. Harvey.** Étude de faisabilité : Utilisation de marais épurateurs construits pour le traitement des eaux de drainage de l'autoroute 40 dans le bassin versant du lac Saint-Augustin. **2002**, 46 p.
- Levy, G.J. and I. Shainberg.** Sodic soils. In: H. Daniel, eds. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Oxford: Elsevier. **2005**, p. 504-513.
- Li, E.-H., W. Li, X.-L. Wang, H.-P. Xue and F. Xiao.** Experiment of emergent macrophytes growing in contaminated sludge: Implication for sediment purification and lake restoration. *ecological engineering*. **2010**, 36 (4):pp. 427-434.
- Li, J., Q. Lin, X. Zhang and Y. Yan.** Kinetic parameters and mechanisms of the batch biosorption of Cr(VI) and Cr(III) onto *Leersia hexandra* Swartz biomass. *Journal of Colloid and Interface Science*. **2009**, 333 (1):pp. 71-77.
- Lightbody, A.F., H.M. Nepf and J.S. Bays.** Mixing in deep zones within constructed treatment wetlands. *Ecological Engineering*. **2007**, 29:pp. 209-220.
- Lin, Y.-F., S.-R. Jing, D.-Y. Lee, Y.-F. Chang, Y.-M. Chen and K.-C. Shih.** Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environmental Pollution*. **2005**, 134:pp. 411-421.

- Liu, D.Q., C.H. Zhang, X. Chen, Y.Z. Yang, S. Wang, Y.J. Li, H. Hu, Y. Ge and W.D. Cheng.** Effects of pH, Fe, and Cd on the uptake of Fe^{2+} and Cd^{2+} by rice. *Environmental Science and Pollution Research*. **2013**, 20 (12):pp. 8947-8954.
- Liu, Y. and J. Chen.** Phosphorus cycle. In: J. Sven Erik and F. Brian, eds. *Encyclopedia of Ecology*. Oxford: Academic Press. **2008**, p. 2715-2724.
- Liu, Y., X. Sheng, Y. Dong and Y. Ma.** Removal of high-concentration phosphate by calcite: Effect of sulfate and pH. *Desalination*. **2012**, 289 (0):pp. 66-71.
- Lott, R.B. and R.J. Hunt.** Estimating evapotranspiration in natural and constructed wetlands *Wetlands*. **2001**, 21 (4):pp. 614-628.
- Lüderitz, V. and F. Gerlach.** Phosphorus Removal in Different Constructed Wetlands. *Acta Biotechnologica*. **2002**, 22 (1-2):pp. 91-99.
- Luo, J., N.W. Garrick and N.P. Nikolaidis.** A Portable Method to Determine Chloride Concentration on Roadway Pavements. 81th Annual Meeting of the Transportation Research Board, Washington, D.C. **2002**.
- Ly, S.L., L.L. Nie, P.X. Fan, X.C. Wang, D. Jiang, X.Y. Chen and Y.X. Li.** Sodium plays a more important role than potassium and chloride in growth of *Salicornia europaea*. *Acta Physiologiae Plantarum*. **2012**, 34 (2):pp. 503-513.
- Lymbery, A.J., R.G. Doupe, T. Bennett and M.R. Starcevich.** Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. *Aquacultural Engineering*. **2006**, 34:pp. 1-7.
- Lynch, J.M., A. Wiseman and F.A.A.M. De Leij.** Ecotoxicology. In: Levin S, eds. *Encyclopedia of biodiversity*. Amsterdam: Elsevier. **2007**, p. 363–373.
- Maganti, M., S. Weaver and M. Downs.** Responses of spreading orach (*Atriplex patula*) and common lambsquarters (*Chenopodium album*) to soil compaction, drought, and waterlogging. *Weed Science*. **2005**, 53:pp. 90-96.
- Manousaki, E. and N. Kalogerakis.** Halophytes—An Emerging Trend in Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*. **2011**, 13 (10):pp. 959-969.
- Marie-Victorin, f.r.** Flore laurentienne. Boucherville, Québec. Morin, G. **2002**, p. 1093.
- Markich, S.J. and R.A. Jeffree.** Absorption of divalent trace metals as analogues of calcium by Australian freshwater bivalves: an explanation of how water hardness reduces metal toxicity. *Aquatic Toxicology*. **1994**, 29 (3-4):pp. 257-290.

- Marsalek, J.** Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Science and Technology*. **2003**, 48 (9):pp. 61-70.
- Marsalek, P.M., W.E. Watt, J. Marsalek and B.C. Anderson.** Winter how dynamics of an on-stream stormwater management pond. *Water Qual. Res. J. Canada*. **2000**, 35 (3):pp. 505-523.
- Marti, F.** Research on a method for the quantification of the mobility of pesticide Asulam in soil. Department of Civil and structural Engineering. Sheffield University of Sheffield **2008**, master: p. 56.
- Martin, J., E. Hofherr and M.F. Quigley.** Effects of *Typha latifolia* transpiration and harvesting on nitrate concentrations in surface water of wetland microcosms. *Wetlands*. **2003**, 23 (4):pp. 835-844.
- Masel, R.I.** Principles of adsorption and reaction on solid surfaces. New York. John Wiley and sons, Inc. **1996**, p. 804.
- Mathioulakis, E., V. Belessiotis and E. Delyannis.** Desalination by using alternative energy: Review and state-of-the-art. *Desalination*. **2007**, 203:pp. 346-365.
- Maurel, A.** Dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres et autres procédés non conventionnels d'approvisionnement en eau douce. Paris. Éditions Tec & Doc **2006**, p. 286.
- Mayer, T., W.J. Snodgrass and D. Morin.** Spatial caractérisation of the occurrence of road salts and their environmental concentrations as chlorides in canadian surface waters and benthic sediments. *Water Quality Research Journal of Canada*. **1999**, 34 (4):pp. 545-574.
- Mc Millan, C.** Salt Tolerance within a *Typha Population*. *American Journal of Botany*. **1959**, 46 (7):pp. 521-526.
- McCutcheon, S.C. and S.E. Jørgensen.** Phytoremediation. In: J. Sven Erik and F. Brian, eds. *Encyclopedia of Ecology*. Oxford: Academic Press. **2008**, p. 2751-2766.
- McIntyre, T.** Phytoremediation of heavy metals from soils. In: D. Tsao, eds. *Phytoremediation Berlin / Heidelberg*: Springer. **2003**, p. 97-123.
- Menon, R., C. Jackson and M. Holland.** The Influence of Vegetation on Microbial Enzyme Activity and Bacterial Community Structure in Freshwater Constructed Wetland Sediments. *Wetlands*. **2013**, 33 (2):pp. 365-378.
- Metcalf and Eddy Inc.** Wastewater engineering. Treatment and reuse. Boston. McGraw-Hill **2003**, p. 1819.

- Meuleman, A.F.M., R. Van Logtestijn, G.B.J. Rijs and J.T.A. Verhoeven.** Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. **2003**, 20:pp. 31-44.
- Miklovic, S. and S.M. Galatowitsch.** Effect of NaCl and *Typha Angustifolia* on marsh community establishment: a greenhouse study. *Wetlands*. **2005**, 25 (2):pp. 420-429.
- Ministère de l'environnement. Direction des politiques du secteur municipal Service de l'expertise technique en eau.** Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. **2001**, 1020 p.
- Ministère des Richesses Naturelles.** Rapport de la diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Direction Générale des Eaux, Québec. **1979**, 108 p.
- Ministère des transports.** Stratégie québécoise pour une gestion environnementale des sels de voirie. **2010**, 18 p.
- Mitchell, L.K. and A.D. Karathanasis.** Treatment of metal-chloride-enriched wastewater by simulated constructed wetlands. *Environmental Geochemistry and Health*. **1995**, 17:pp. 119-126.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink.** *Wetlands*. New York. Van Nostrand Reinhold **1993**, p. 722.
- Moghaieb, R.E.A., H. Saneoka and K. Fujita.** 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*. **2004**, 166:pp. 1345-1349.
- Mohamed, Y.A., W.G.M. Bastiaanssen, H.H.G. Savenije, B.J.J.M. Van den Hurk and C.M. Finlayson.** Wetland versus open water evaporation: An analysis and literature review. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. **2012**, 47–48 (0):pp. 114-121.
- Moharami, S. and M. Jalali.** Removal of phosphorus from aqueous solution by Iranian natural adsorbents. *Chemical Engineering Journal*. **2013**, 223 (0):pp. 328-339.
- Morse, G.K., S.W. Brett, J.A. Guy and J.N. Lester.** Review: Phosphorus removal and recovery technologies. *The Science of The Total Environment*. **1998**, 212:pp. 69-81.
- Morteau, B., R. Galvez Cloutier and G. Triffault-Bouchet.** Évaluation du potentiel de bioaccumulation de sel par des plantes halophytes. 2ème Rapport d'avancement. Phase II: Marais épurateur construit adapté. **2007**, 46 p.

- Mossman, H.L., M.J.H. Brown, A.J. Davy and A. Grant.** Constraints on salt marsh development following managed coastal realignment: dispersal limitation or environmental tolerance? *Restoration ecology*. **2012**, 20 (1):pp. 65-75.
- Munoz, P., A. Drizo and W.C. Hession.** Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate. *Water Research*. **2006**, 40:pp. 3209-3218.
- Myers, D.** Surface, interfaces and colloids: principles and applications. New York ; Toronto. John Wiley and Sons **1999**, p. 501.
- Nations Unies.** Agenda 21. Conference on Environment & Development. Rio de Janeiro, Brazil. **1992**: p. 351.
- Nault, R. and F. Bolduc.** Développement d'un outil de gestion in situ du phosphore provenant des sédiments du lac Saint-Augustin. **2005**, 106 p.
- Nitorisavut, S. and P. Klomjek.** Inhibition kinetics of salt-affected wetland for municipal wastewater treatment. *Water Research*. **2005**, 39:pp. 4413-4419.
- Nivala, J., P. Knowles, G. Dotro, J. García and S. Wallace.** Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. *Water Research*. **2012**, 46 (6):pp. 1625-1640.
- Novotny, E.V., D. Murphy and H.G. Stefan.** Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Science of The Total Environment*. **2008**, 406 (1-2):pp. 131-144.
- Oberg, G. and P. Sanden.** Retention of chloride in soil and cycling of organic matter-bound chlorine. *Hydrological processes*. **2005**, 19:pp. 2123-2136.
- Okochi, N.C. and D.W. McMartin.** Laboratory investigations of stormwater remediation via slag: Effects of metals on phosphorus removal. *Journal of Hazardous Materials*. **2011**, In Press, Corrected Proof.
- Olson, A., J. Paul and J.R. Freeland.** Habitat preferences of cattail species and hybrids (*Typha spp.*) in eastern Canada. *Aquatic Botany*. **2009**, 91 (2):pp. 67-70.
- Orion research incorporated.** Chloride/chloride combination electrode instruction manual (Model 94-17B and Model 97-17B)O. R. Incorporated. Boston, MA. **1999**: p. 39.
- Pansu, M.** Soluble Salts. eds. *Handbook of Soil Analysis* Berlin ; New York: Springer. **2006**, p. 605-628.
- Pansu, M. and J. Gautheyrou.** Phosphorus, *Handbook of Soil Analysis*. eds. Springer Berlin Heidelberg. **2006**, p. 793-834.

- Paradis, É.** Effet de la salinité sur la compétition entre le roseau (*Phragmites australis*) et les quenouilles (*Typha spp.*). Département de Sciences biologiques. Université de Montréal. **2008**, Maîtrise: p. 98.
- Parant, M.-A.** Évaluation de la performance en essai en colonne d'un recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin (Québec). Département Génie Civil. Faculté des sciences et de génie. Québec., Université Laval. **2007**, Maîtrise: p. 193.
- Parida, A.K. and A.B. Das.** Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **2005**, 60 (3):pp. 324-349.
- Parker, D.R. and W.A. Norvell.** Advances in Solution Culture Methods for Plant Mineral Nutrition Research. In: L. S. Donald, eds. *Advances in Agronomy* Academic Press. **1999**, p. 151-213.
- Parks, G.E., M.A. Dietrich and K.S. Schumaker.** Increased vacuolar Na^+/H^+ exchange activity in *Salicornia bigelovii* Torr. in response to NaCl. *Journal of Experimental Botany*. **2002**, 53 (371):pp. 1055-1065.
- Pasek, M.A.** Rethinking early Earth phosphorus geochemistry. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **2008**, 105 (3):pp. 853-858.
- Paydar, Z., S. Khan, M.A. Rahimi Jamnani and J. Blackwell.** Regional land suitability guidelines for SBC “Serial Biological Concentration” application. CSIRO Land and Water Science. **2007**, 46 p.
- Pedescoll, A., R. Sidrach-Cardona, J.C. Sánchez and E. Bécares.** Evapotranspiration affecting redox conditions in horizontal constructed wetlands under Mediterranean climate: Influence of plant species. *ecological engineering*. **2013**, 58 (0):pp. 335-343.
- Pienitz, R., K. Roberge and W.F. Vincent.** Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Québec City, Canada. *Canadian Journal of Botany*. **2006**, 84 (2):pp. 303–320.
- Pilote, R., E. Buon and S. Arsenault.** Portrait agroenvironnemental du bassin versant du lac Saint-Augustin préparé pour le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin par EXXEP. **2002**, 20 p.
- Pitcher, S.K., R.C.T. Slade and N.I. Ward.** Heavy metal removal from motorway stormwater using zeolites. *Science of The Total Environment*. **2004**, 334-335:pp. 161-166.
- Pontier, H., J.B. Williams and E. May.** Progressive changes in water and sediment quality in a wetland system for control of highway runoff. *The Science of The Total Environment*. **2004**, 319:pp. 215-224.

- Prasad, M.N.V., Ed.** Heavy metal stress in plants, from biomolecules to ecosystems. Berlin ; New York, Springer. **2004**, 462 p.
- Pratt, C. and A. Shilton.** Active slag filters--simple and sustainable phosphorus removal from wastewater using steel industry byproduct. *Water Science & Technology*. **2010**, 62 (8):pp. 1713-1718.
- Qadir, M., R.H. Qureshi and N. Ahmad.** Reclamation of a saline-sodic soil by gypsum and *Leptochloa fusca*. *Geoderma*. **1996**, 74:pp. 207-217.
- Rand, T.A.** Herbivore-mediated apparent competition between two salt marsh forbs. *Ecology*. **2003**, 84 (6):pp. 1517-1526.
- Reeves, R.D. and A.J.M. Baker.** Metal accumulating plants. In: John Wiley and Sons, eds. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. New York: Raskin, I. Ensley, B.D. **2000**, p. 193-229.
- Revitt, D.M., R.B.E. Shutes, R.H. Jones, M. Forshaw and B. Winter.** The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *Science of The Total Environment*. **2004**, 334-335:pp. 261-270.
- Rouff, A.A., R.J. Reeder and N.S. Fisher.** Electrolyte and pH effects on Pb(II)–calcite sorption processes: the role of the $\text{PbCO}_3(\text{aq})$ complex. *Journal of Colloid and Interface Science*. **2005**, 286:pp. 61-67.
- Roy-Poirier, A., P. Champagne and Y. Filion.** Bioretention processes for phosphorus pollution control. *Environmental Reviews*. **2010**, 18 (1):pp. 159-173.
- Ruthven, D.M.** Adsorption (Chemical Engineering). In: A. M. Robert, eds. *Encyclopedia of physical science and technology*. New York: Academic Press. **2001**, p. 251-271.
- Ryan, P., M. Wanielista and N.-B. Chang.** Nutrient Reduction in Stormwater Pond Discharge Using a Chamber Upflow Filter and Skimmer (CUFS). *Water, Air, & Soil Pollution*. **2010**, 208 (1):pp. 385-399.
- Saeed, T. and G. Sun.** A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. *Chemical Engineering Journal*. **2011**, 171 (2):pp. 439-447.
- Saint-Augustin-de-Desmaures, V.d.** Visité le 15-02/2013, **2013**, à partir de <http://www.st-augustin.org/>.
- Salisbury, F.B. and C.W. Ross.** *Plant physiology*. Belmont, California. Wadsworth Publishing Company **1992**, p. 682.

- Salter, J., K. Morris, P.C.E. Bailey and P.I. Boon.** Interactive effects of salinity and water depth on the growth of *Melaleuca ericifolia* Sm. (swamp paperbark) seedlings. *Aquatic Botany*. **2007**, 86:pp. 213-222.
- Samecka-Cymerman, A., D. Stepień and A.J. Kempers.** Efficiency in removing pollutants by constructed wetland purification systems in Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. **2004**, 67:pp. 265-275.
- Sanchez-Carrillo, S., M. Alvarez-Cobelas, D.G. Angeler and M. Benitez.** A simple method for estimating water loss by transpiration in wetlands. *Hydrological Science Journal*. **2001**, 46:pp. 537-552.
- Sanfaçon, R.** Étude globale de la dégradation de l'environnement au lac St-Augustin. Québec, Université Laval. **1978**: p. 125.
- Scherer, H.W.** Fertilizers and fertilization. In: H. Daniel, eds. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Oxford: Elsevier. **2005**, p. 20-26.
- Scholes, L., R.B.E. Shutes, D.M. Revitt, M. Forshaw and D. Purchase.** The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *The Science of The Total Environment*. **1998**, 214:pp. 211-219.
- Scholz, M.** Wetlands systems to control urban runoff. Amsterdam ; Boston. Elsevier **2006**, p. 333.
- Scholz, M. and S. Kazemi Yazdi.** Treatment of Road Runoff by a Combined Storm Water Treatment, Detention and Infiltration System. *Water, Air, & Soil Pollution*. **2009**, 198 (1):pp. 55-64.
- Schueler, T., D. Hirschman, M. Novotney and J.P.E. Zielinski.** Urban Stormwater Retrofit Practices. Version 1.0. **2007**, 262 p.
- Schuetz, T., M. Weiler and J. Lange.** Multitracer assessment of wetland succession: Effects on conservative and nonconservative transport processes. *Water Resources Research*. **2012**, 48 (6):pp. W06538.
- Schulze, E.D., E. Beck and K. Muller-Hohenstein.** Plant ecology. Berlin. Springer **2005**, p. 702.
- Seaman, J.** Mechanisms of salt tolerance in halophytes: can crop plants resistance to salinity be improved? . **2003**, 11 p.
- Selbo, S.M. and A.A. Snow.** The potential for hybridization between *Typha angustifolia* and *Typha latifolia* in a constructed wetland. *Aquatic Botany*. **2004**, 78 (4):pp. 361-369.

- Sèrodes, J.-B. and A. Taillon.** Traitement des eaux de ruissellement des autoroutes par marais épurateurs construits. **2003**, 68 p.
- Shabala, S.** Learning from halophytes: physiological basis and strategies to improve abiotic stress tolerance in crops. *Annals of Botany*. **2013**, 112 (7):pp. 1209-1221.
- Shabala, S. and A. Mackay.** Ion Transport in Halophytes. In: T. Ismail, eds. *Advances in Botanical Research* Academic Press. **2011**, p. 151-199.
- Shelef, O., A. Gross and S. Rachmilevitch.** The use of *Bassia indica* for salt phytoremediation in constructed wetlands. *Water Research*. **2012**, 46 (13):pp. 3967-3976.
- Shibles, R.M. and C.R. Weber.** Interception of solar radiation and dry matter production by various soybean planting patterns. *Crop Science*. **1966**, 6:pp. 55-59.
- Shilton, A., S. Pratt, A. Drizo, B. Mahmood, S. Banker, L. Billings, S. Glenny and D. Luo.** 'Active' filters for upgrading phosphorus removal from pond systems. *Water Science and Technology*. **2005**, 51 (12):pp. 111-116.
- Shilton, A.N., I. Elmetri, A. Drizo, S. Pratt, R.G. Haverkamp and S.C. Bilby.** Phosphorus removal by an 'active' slag filter-A decade of full scale experience. *Water Research*. **2006**, 40:pp. 113 -118.
- Shutes, B., J.B. Ellis, D.M. Revitt and L.N.L. Scholes.** Constructed wetlands in UK urban surface drainage systems. *Water Science and Technology*. **2005**, 51 (9):pp. 31-37.
- Shutes, R.B.E., D.M. Revitt, A.S. Mungur and L.N.L. Scholes.** The design of wetlands systems for the treatment of urban run off. *Water Science and Technology*. **1997**, 35 (5):pp. 19-25.
- Shutes, R.B.E., D.M. Revitt, L.N.L. Scholes, M. Forshaw and B. Winter.** An experimental constructed wetland system for the treatment of highway runoff in the UK. *Water Science and Technology*. **2001**, 44 (11-12):pp. 571-578.
- Sigg, L., P. Behra and W. Stumm.** *Chimie des milieux aquatiques, Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. Paris. Dunod **2000**, p. 567.
- Sims, J.T. and P.A. Vadas.** Phosphorus in soils, Overview. In: H. Daniel, eds. *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Oxford: Elsevier. **2005**, p. 202-210.
- Sindilariu, P.D., C. Schulz and R. Reiter.** Treatment of flow-through trout aquaculture effluents in a constructed wetland. *Aquaculture*. **2007**, 270 (1-4):pp. 92-104.
- Slejko, F.L.** Adsorption Technology: a step by step approach to process evaluation and application. New York et Basel. M. Dekker **1985**, p. 223.

- Smith, E., R. Gordon, A. Madani and G. Stratton.** Cold climate hydrological flow characteristics of constructed wetlands. *Canadian biosystems engineering*. **2005**, 47:pp. 7.
- Smith, V.H.** Eutrophication. In: E. L. Gene, eds. *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Academic Press. **2009**, p. 61-73.
- Sø, H.U., D. Postma, R. Jakobsen and F. Larsen.** Sorption of phosphate onto calcite; results from batch experiments and surface complexation modeling. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. **2011**, 75 (10):pp. 2911-2923.
- Song, Y., P.G. Weidler, U. Berg, R. Nuesch and D. Donnert.** Calcite-seeded crystallization of calcium phosphate for phosphorus recovery. *Chemosphere*. **2006**, 63:pp. 236-243.
- Srivastava, L.M.** Chapter 1 - Special features of plant development. In: L. M. Srivastava, eds. *Plant Growth and Development*. San Diego: Academic Press. **2002**, p. 3-22.
- Starzec, P., B.B. Lind, A. Lanngren, Å. Lindgren and T. Svenson.** Technical and environmental functioning of detention ponds for the treatment of highway and road runoff. *Water, Air, and Soil Pollution*. **2005**, 163 (1):pp. 153-167.
- Steinbachova-Vojtkova, L., E. Tylova, A. Soukup, H. Novicka, O. Votrubova, H. Lipavska and H. Cizkova.** Influence of nutrient supply on growth, carbohydrate, and nitrogen metabolic relations in *Typha angustifolia*. *Environmental and Experimental Botany*. **2006**, 57:pp. 246-257.
- Sugiyama, S., T. Ichii, M. Fujisawa, K. Kawashiro, T. Tomida, N. Shigemoto and H. Hayashi.** Heavy metal immobilization in aqueous solution using calcium phosphate and calcium hydrogen phosphates. *Journal of Colloid and Interface Science*. **2003**, 259 (2):pp. 408-410.
- Suliman, F., C. Futsaether and U. Oxaal.** Hydraulic performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different strategies of filling the filter medium into the filter basin. *Ecological Engineering*. **2007**, 29:pp. 45-55.
- Suzuki, M., Ed.** Adsorption engineering. Amsterdam-Oxford-New York-Tokyo, Elsevier. **1990**, 295 p.
- Tan, K.H., Ed.** Principles of soil chemistry. Boca Raton, New York, Oxon, CRC publisher. **2011**, 362 p.
- Tanner, C.C., J.P.S. Sukias and M.P. Upsdell.** Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *Water science and technology*. **1999**, 40 (3):pp. 147-154.

- Tester, M. and R. Davenport.** Na⁺ Tolerance and Na⁺ Transport in Higher Plants. *Annals of Botany*. **2003**, 91 (5):pp. 503-527.
- Tikhomirova, N.A., S.A. Ushakova, N.P. Kovaleva, I.V. Gribovskaya and A.A. Tikhomirov.** Influence of high concentrations of mineral salts on production process and NaCl accumulation by *Salicornia europaea* plants as a constituent of the LSS phototroph link. *Advances in Space Research*. **2005**, 35:pp. 1589-1593.
- Tilley, D.R. and M.T. Brown.** Wetland networks for stormwater management in subtropical urban watersheds. *Ecological Engineering*. **1998**, 10:pp. 131-158.
- Touchette, B.W., G.A. Smith, K.L. Rhodes and M. Poole.** Tolerance and avoidance: Two contrasting physiological responses to salt stress in mature marsh halophytes *Juncus roemerianus* Scheele and *Spartina alterniflora* Loisel. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. **2009**, 380 (1-2):pp. 106-112.
- Towler, B.W., J.E. Cahoon and O.R. Stein.** Evapotranspiration crop coefficients for cattail and bulrush. *Journal of Hydrologic Engineering*. **2004**, 9 (3):pp. 235-239.
- Truu, M., J. Juhanson and J. Truu.** Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*. **2009**, 407 (13):pp. 3958-3971.
- Tsao, D.** Overview of Phytotechnologies. In: D. Tsao, eds. *Phytoremediation*. Berlin / Heidelberg: Springer **2003**, p. 97-123.
- Ungar, I.A.** Vegetation-soil relationships on saline soils in northern Kansas. *American Midland Naturalist*. **1967**, 78:pp. 98-120.
- Ungar, I.A.** Salinity, temperature and growth regulator effects on seed germination of *Salicornia europaea* L. *Aquatic Botany*. **1977**, 3:pp. 329-335.
- Ungar, I.A.** Population Characteristics, Growth, and Survival of the Halophyte *Salicornia Europaea*. *Ecology*. **1987**, 68 (3):pp. 569-575.
- Ungar, I.A.** *Ecophysiology of Vascular Halophytes*. Boca Raton, Florida. CRC Press **1991**, p. 209.
- Ungar, I.A.** Effect of salinity on seed germination, growth, and ion accumulation of *Atriplex patula* (Chenopodiaceae). *American Journal of Botany*. **1996**, 83 (5):pp. 604-607.
- Ungar, I.A.** Seed banks and seed population dynamics of halophytes. *Wetlands Ecology and Management*. **2001**, 9:pp. 499-510.

- Ungar, I.A., D.K. Benner and D.C. Mc Graw.** The distribution and growth of *salicornia europaea* on an inland salt pan. *Ecology*. **1979**, 60 (2):pp. 329-336.
- United States Environmental Protection Agency.** Design Manual. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Water Treatment. **1998**, 92 p.
- Ushakova, S.A., N.P. Kovaleva, I.V. Gribovskaya, V.A. Dolgushev and N.A. Tikhomirova.** Effect of NaCl concentration on productivity and mineral composition of *Salicornia europaea* as a potential crop for utilization NaCl in LSS. *Advances in Space Research*. **2005**, 36:pp. 1349-1353.
- Van der Weijden, R.D., J. Meima and R.N.J. Comans.** Sorption and sorption reversibility of cadmium on calcite in the presence of phosphate and sulfate. *Marine Chemistry*. **1997**, 57:pp. 119- 132.
- Van Nevel, L., J. Mertens, K. Oorts and K. Verheyen.** Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? *Environmental Pollution*. **2007**, 150 (1):pp. 34-40.
- Veneklaas, E.J., H. Lambers, J. Bragg, P.M. Finnegan, C.E. Lovelock, W.C. Plaxton, C.A. Price, W.-R. Scheible, M.W. Shane, P.J. White and J.A. Raven.** Opportunities for improving phosphorus-use efficiency in crop plants. *New Phytologist*. **2012**, 195 (2):pp. 306-320.
- Vengosh, A.** Salinization and Saline Environments. In: D. H. Heinrich and K. T. Karl, eds. *Treatise on Geochemistry*. Oxford: Pergamon. **2007**, p. 1-35.
- Verma, N., K. Salem and D. Mewes.** Simulation of micro- and macro-transport in a packed bed of porous adsorbents by lattice Boltzmann methods. *Chemical Engineering Science*. **2007**, 62 (14):pp. 3685-3698.
- Vickerman, D.B., M.C. Shannon, G.S. Banuelos, C.M. Grieve and J.T. Trumblea.** Evaluation of *Atriplex* lines for selenium accumulation, salt tolerance and suitability for a key agricultural insect pest. *Environmental Pollution*. **2002**, 120 (2):pp. 463-473.
- Vohla, C., R. Alas, K. Nurk, S. Baatz and Ü. Mander.** Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*. **2007**, 380 (1-3):pp. 66-74.
- Vohla, C., M. Kõiv, H.J. Bavor, F. Chazarenc and Ü. Mander.** Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecological engineering*. **2011**, 37 (1):pp. 70-89.
- Vymazal, J.** The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*. **2002**, 18:pp. 633-646.

- Vymazal, J.** Wastewater treatment in constructed wetland with horizontal sub-surface flow. Netherland. Springer **2008**, p. 566.
- Vymazal, J.** Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*. **2011**, 674 (1):pp. 133-156.
- Wahid, A., S. Gelani, M. Ashraf and M.R. Foolad.** Heat tolerance in plants: An overview. *Environmental and Experimental Botany*. **2007**, 61 (3):pp. 199-223.
- Wang, R., N. Korboulewsky, P. Prudent, M. Domeizel, C. Rolando and G. Bonin.** Feasibility of using an organic substrate in a wetland system treating sewage sludge: Impact of plant species. *Bioresource Technology*. **2010**, 101 (1):pp. 51-57.
- Wanko, A., G. Tapia, R. Mosé and C. Gregoire.** Adsorption distribution impact on preferential transport within horizontal flow constructed wetland (HFCW). *Ecological Modelling*. **2009**, 220 (23):pp. 3342-3352.
- Watson, M.C.** *Atriplex* species as irrigated forage crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **1990**, 32 (1-2):pp. 107-118.
- Weis, J.S. and C.A. Butler.** Salt marshes. A natural and unnatural history. New Brunswick, New Jersey, and London. Rutgers University Press **2009**, p. 254.
- Weisner, S.E.B.** Long-term competitive displacement of *Typha latifolia* by *Typha angustifolia* in a eutrophic lake. *Oecologia*. **1993**, 94 (3):pp. 451-456.
- Weiss, J.D., M. Hondzo and M. Semmens.** Storm Water Detention Ponds: Modeling Heavy Metal Removal by Plant Species and Sediments. *Journal of Environmental Engineering*. **2006**, 132 (9):pp. 1034-1042.
- Welz, B., M. Sperling and M. Resano.** Atomic absorption spectrometry New York. Wiley-VCH **1999**, p. 941.
- Westerlund, C. and M. Viklander.** Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of The Total Environment*. **2006**, 362 (1-3):pp. 143-156.
- Wetzel, R.G.** Limnology: lake and river ecosystems. San Diego. Academic press **2001**, p. 1006.
- White, P.J. and M.R. Broadley.** Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. *Annals of Botany*. **2001**, 88:pp. 967-988.
- Wild, U., T. Kamp, A. Lenz, S. Heinz and J. Pfadenhauer.** Cultivation of *Typha spp.* in constructed wetlands for peatland restoration. *Ecological engineering*. **2001**, 17 (1):pp. 49-54.

- Williams, J.B.** Phytoremediation in wetland ecosystems: progress, problems, and potential. Critical reviews in plant sciences. **2002**, 21 (6):pp. 607-635.
- World Water Assessment Programme.** The United Nations world water development report 3: water in a changing world. UNESCO Earthscan. **2009**, 349 p.
- Wu, Y. and W.H. Hendershot.** The effect of calcium and pH on nickel accumulation in and rhizotoxicity to pea (*Pisum sativum L.*) root-empirical relationships and modeling. Environmental Pollution. **2010**, 158 (5):pp. 1850-1856.
- Xu, D., J. Xu, J. Wu and A. Muhammad.** Technical note studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. Chemosphere. **2006**, 63:pp. 344-352.
- Xu, J., C. Li, F. Yang, Z. Dong, J. Zhang, Y. Zhao, P. Qi and Z. Hu.** *Typha angustifolia* stress tolerance to wastewater with different levels of chemical oxygen demand. Desalination. **2011**, 280 (1-3):pp. 58-62.
- Yensen, N.P.** Chapter 23 Halophytes uses for the twenty-first century. In: A. Kratochwil and H. Lieth, eds. Ecophysiology of high salinity tolerant plants. Dordrecht, the Netherlands: Springer. **2006**, p. 367-396.
- Yong, R.N., M. Nakano and R. Pusch.** Environmental Soil Properties and Behaviour. Boca raton, Florida. Taylor and Francis Group **2012**, p. 285-332.
- Young, M.A., D.G. Rancier, J.L. Roy, S.R. Lunn, S.A. Armstrong and J.V. Headley.** Technical note: seeding conditions of the halophyte *Atriplex patula* for optimal growth on a salt impacted site. International Journal of Phytoremediation. **2011**, 13 (7):pp. 674-680.
- Zachara, J.M., C.E. Cowan and C.T. Resch.** Sorption of divalent metals on calcite. Geochimica et Cosmochimica Acta. **1991**, 55 (6):pp. 1549-1562.
- Zehra, A., B. Gul, R. Ansari and M.A. Khan.** Role of calcium in alleviating effect of salinity on germination of *Phragmites karka* seeds. South African Journal of Botany. **2012**, 78 (0):pp. 122-128.
- Zhao, K.** Desalination of Saline Soils by Suaeda Salsa. Plant and Soil. **1991**, 135:pp. 303-305.

Sommaires des Annexes

ANNEXE A	SOLUTION HOAGLAND	324
ANNEXE B	MATÉRIELS POUR LES ESSAI PILOTES	325
ANNEXE C	RÉSULTATS DE LA PREMIÈRE PHASE	326
ANNEXE D	RÉSULTATS DES ESSAIS-PILOTES (PARTIE 1)	368
ANNEXE E	RÉSULTATS DES ESSAIS PILOTES (PARTIE 2)	380
ANNEXE F	CALCUL DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION.....	393
ANNEXE G	CALCUL DE LA RÉTENTION DE SEL PAR BAC.....	394
ANNEXE H	RÉSULTATS DE LA PHASE IV	395

Annexe A Solution Hoagland

La solution Hoagland se compose des différents éléments minéraux requis par une plante pour vivre. Les composés chimiques suivants la compose : KNO_3 , KH_2PO_4 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ et Fe chélaté + les micronutriments (métaux MoO_3 , CuSO_4 , ZnSO_4 , MnCl_2 , H_3Bo_3). On verse, à l'aide d'une micropipette réglable, les quantités appropriées tel qu'indiquées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Préparation de la solution nutritive Hoagland $\frac{1}{4}$ et $\frac{1}{20}$:

Composés chimiques	Concentration des solutions mère (g/l)	Volume de solution mère pour la préparation de 1 litre de Hoagland $\frac{1}{4}$ (ml)	Volume de solution mère pour la préparation de 1 litre de solution synthétique recomposant le tributaire (ml)
KNO_3	101,2	1,25	
KH_2PO_4	68,05	0,5	0,0025
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	236	1,25	0,0084
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	98,6	1,25	1,3013
Fe chélaté	17,72	0,25	0,5
micronutriments (métaux MoO_3 , CuSO_4 , ZnSO_4 , MnCl_2 , H_3Bo_3)	MoO_3 0,013; CuSO_4 0,08; ZnSO_4 0,22; MnCl_2 1,81; H_3Bo_3 2,86.	0,5	1
NH_4Cl	0,59		0,5000

Annexe B **Matériels pour les essais pilotes**

Tableau 2: Liste des fournisseurs.

Matériel	Fournisseur
Bac (60L) (61×51×34)	Hydrodionne 1990, rue Cyrille-Duquet, local 150 Sainte-Foy, Québec G1N 4K8
Tuyau	Hydrodionne
Serre joint	Hydrodionne
Rondelles (5/8)	Hydrodionne
Passe coque (5/8)	Hydrodionne
Valve (o/f) 2 sortie 3/4 de pouce	Hydrodionne
Gravier (1/2 pouce)	Drolet J-C Excavation Inc. 6295, boulevard Wilfrid-Hamel L'Ancienne-Lorette, QC G2E 5W2
Compost de crevette	Bourbeau Gerard et fils 8285, 1er avenue Québec G1G 4C1
Gravier (1/4 pouce)	Drolet J-C Excavation Inc.
Filtre 25MM .45UM WH PL PK/100	Fisher scientifique CP 9200 Terminal, Ottawa (ON), K1G 4A9
Réservoir (107×53×42)	Canadian Tire 630 boulevard Wilfrid Hamel, Québec, Qc, G1M 3P9

Annexe C Résultats de la première phase

C.1. Expérience sur la germination et la récupération des graines dans des conditions salines

Tableau 3 : Grandes graines d'*Atriplex patula*

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nombre de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
0	1	23	3	0
	2	19	5	2
	3	18	7	3
	4	22	2	2
150	1	20	4	1
	2	22	4	1
	3	20	3	1
	4	22	5	2
1500	1	21	4	2
	2	21	4	4
	3	20	5	4
	4	23	3	1
10 000	1	3	22	20
	2	0	25	22
	3	1	24	17
	4	0	25	18
20 000	1	0	25	23

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nombre de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
	2	0	25	18
	3	0	25	20
	4	0	25	20

Tableau 4 :Petites graines d'*Atriplex patula*

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nombre de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
0	1	19	5	3
	2	16	8	3
	3	20	5	2
	4	17	8	6
150	1	17	8	4
	2	17	7	5
	3	19	6	2
	4	16	10	5
1500	1	16	9	5
	2	18	7	3
	3	14	11	7
	4	15	10	4
10 000	1	1	24	21

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nombre de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
	2	0	25	19
	3	0	25	23
	4	0	25	19
20 000	1	0	25	21
	2	0	25	18
	3	0	25	19
	4	0	25	22

Tableau 5 :Grandes graines de *Salicornia europaea*

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nbres de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
0	1	23	2	0
	2	24	1	0
	3	20	5	0
	4	24	1	0
150	1	24	1	0
	2	24	1	0
	3	24	1	0
	4	25	5	0
1500	1	21	4	0
	2	22	3	0
	3	22	3	0
	4	20	5	0
10 000	1	20	5	0
	2	14	11	1
	3	13	12	0
	4	12	13	0
20000	1	11	14	5
	2	3	22	5
	3	7	18	6
	4	7	18	5

Tableau 6 : Petites graines de *Salicornia europaea*

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nombre de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
0	1	20	5	0
	2	21	4	0
	3	22	3	0
	4	19	6	0
150	1	23	2	0
	2	22	3	0
	3	23	2	0
	4	24	1	0
1500	1	20	5	0
	2	24	1	0
	3	20	5	0
	4	18	7	0
10 000	1	18	7	0
	2	20	5	0
	3	19	6	1
	4	12	13	0
20 000	1	12	13	7
	2	11	14	8
	3	12	13	6
	4	7	18	6

Tableau 7 : Graines de *Spergularia canadensis*

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nombre de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
0	1	23	0	0
	2	25	0	0
	3	23	0	0
	4	25	0	0
150	1	25	0	0
	2	25	0	0
	3	25	0	0
	4	25	0	0
1500	1	25	0	0
	2	24	1	1
	3	25	0	0
	4	24	1	0
10000	1	21	5	4
	2	16	8	8
	3	12	13	13
	4	10	18	18
20000	1	0	24	25
	2	0	25	25
	3	0	25	25
	4	1	24	20

Tableau 8 : Graines de *Typha angustifolia*

Concentration de NaCl (mg/l)	Replicat	Nombre de graines germées	Nombre de graines non-germées utilisées pour l'expérience de récupération	Nombre de graines germées durant l'expérience de récupération
0	1	22	3	0
	2	21	4	0
	3	18	7	0
	4	17	8	0
150	1	23	2	0
	2	20	5	0
	3	23	2	0
	4	23	2	0
1500	1	20	5	0
	2	24	1	1
	3	21	4	0
	4	20	5	0
10000	1	8	16	2
	2	12	13	2
	3	17	8	0
	4	6	19	3
20000	1	0	10	15
	2	0	12	13
	3	0	11	14
	4	0	11	14

C.2. Évaluation de l'impact de la salinité sur la croissance et l'accumulation de sel par les plantes

Tableau 9 : Taille et poids des plantes de l'espèce *Atriplex patula*

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
		Poids frais	Poids sec	Tige	Racine
0	1	4,25	0,35	44	9
0	2	9,54	0,9	45	8
0	3	11,55	0,96	47,5	6
0	4	12	1,08	38,5	10
0	5	10,81	1,2	41,5	9
0	6	10,91	0,91	48	9
15	1	12,15	1,09	41	12
15	2	8,75	0,73	50,5	5,5
15	3	3,66	0,26	35	4,5
15	4	4,1	0,3	41	6,5
15	5	3,02	0,28	40	12,5
15	6	26,06	2,31	53,5	8,5
150	1	11,11	0,87	51	14,5
150	2	16,57	1,35	45	16
150	3	21,27	1,72	55	15
150	4	12,84	1,01	52	10,5
150	5	21,74	1,83	53,5	17
150	6	12,72	1	56	10
1500	1	6,79	0,67	46,5	18
1500	2	18,96	1,6	42	17

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
1500	3	14,45	1,17	47,5	23
1500	4	24,04	2,4	57	15
1500	5	13,92	1,14	47	16
1500	6	21	1,82	59	14,5

Tableau 10 : Taille et poids des plantes de l'espèce *Spergularia canadensis*

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
		Poids frais	Poids sec	Tige	Racine
0	1	0,17	1,86	27,4	3,3
0	2	0,05	0,77	21,6	3,2
0	3	0,07	0,99	22,1	3,4
0	4	0	0,3	16,5	2,7
0	5	0,04	0,84	16,5	4,2
0	6	0,06	0,78	14,2	3,8
15	1	0	0,12	6,9	2,9
15	2	0,09	1,56	23,2	3,5
15	3	0,09	1,2	29,7	3,7
15	4	0	0,3	17	2,3
15	5	0	0,09	8,8	1,7
15	6	0	0,4	14,2	3
150	1	0	0,4	15	2,8
150	2	0	0,45	14,9	3,6

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
150	3	0	0,12	6	2,6
150	4	0	0,12	12,3	1,9
150	5	0	0,62	17,7	2,7
150	6	0	0,23	10,7	2,4
1500	1	0	0,73	21,4	3,5
1500	2	0,05	0,99	27,6	5,2
1500	3	0,09	1,27	22,7	11,6
1500	4	0	0,16	10,3	2,7
1500	5	0	0,34	21,3	3,2
1500	6	0	0,26	15,6	3,8

Tableau 11 : Taille et poids des plantes de l'espèce *Typha angustifolia*

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
		Poids frais	Poids sec	Tige	Racine
0	1	3,58	1,15	72	9,5
0	2	9,72	1,56	110	13
0	3	4,06	0,74	103	7,5
0	4	8,76	1,61	112	17
0	5	7,04	1,15	92,5	11,5
15	1	11,55	1,58	12,2	16
15	2	4	0,25	70	12
15	3	22	2,71	167	21
15	4	7,45	1,57	136	13

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
45	5	47,06	7,82	190	21
150	1	2,33	0,74	81	13
150	2	27,69	2,94	157	30
150	3	5,35	0,55	73,5	8
150	4	15,7	1,78	129	11
150	5	10,34	1,26	107	15
150	6	5,32	0,65	106	8
150	7	22,84	2,66	153	13
1500	1	8,67	0,95	70	12
1500	2	13,26	1,29	88	17
1500	3	6,19	0,55	77	12
1500	4	5,7	0,57	71	15
1500	5	22,33	2,41	141	17
1500	6	3,86	0,37	74	11
1500	7	10,49	1,38	104	27

Tableau 12 : Taille et poids des plantes de l'espèce *Salicornia europaea*.

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
		Poids frais	Poids sec	Tige	Racine

Concentration (mg NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
0	1	1,18	0,54	9,50	15,00
0	2	1,09	0,37	7,50	13,00
0	3	1,87	0,72	11,00	9,50
0	4	1,19	0,71	11,00	13,00
0	5	1,36	0,47	8,00	13,00
0	6	1,14	0,48	10,00	13,50
15	1	5,71	1,70	12,00	16,50
15	2	5,51	1,62	10,50	14,50
15	3	4,35	1,33	11,00	17,00
15	4	2,24	0,70	10,50	15,00
15	5	2,91	0,84	9,00	14,00
15	6	2,53	0,92	9,50	20,00
150	1	12,86	2,88	12,50	24,00
150	2	6,93	1,33	12,50	19,00
150	3	8,33	4,09	12,50	13,50
150	4	9,11	1,85	10,00	16,00
150	5	9,81	2,12	12,00	16,50
150	6	7,71	1,88	11,00	16,00
1500	1	12,00	2,26	10,50	19,00
1500	2	21,00	4,12	13,00	25,00
1500	3	20,70	1,88	14,50	16,00
1500	4	8,38	1,93	16,00	20,00
1500	5	33,07	5,37	16,50	21,00
1500	6	22,76	4,08	16,00	25,00

**Tableau 13 :Résultats de l'analyse des extractions pour l'espèce
*Spergularia canadensis***

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻ /g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
0	2,51	0,43	19,74	3,36
0	2,19	0,11	31,88	1,59
0	2,66	0,19	25,25	1,77
0	3,85	0,00	28,00	0,00
0	2,30	0,09	24,55	0,98
0	3,17	0,19	25,56	1,53
15	5,73	0,00	10,50	0,00
15	7,48	0,67	24,47	2,20
15	2,09	0,19	24,20	2,18
15	8,87	0,00	16,33	0,00
15	4,33	0,00	21,58	0,00
15	6,07	0,00	25,67	0,00
150	6,15	0,00	33,94	0,00
150	8,36	0,00	37,92	0,00
150	0,00	0,00	48,13	0,00
150	11,81	0,00	60,00	0,00
150	11,50	0,00	37,10	0,00
150	5,95	0,00	36,94	0,00
1500	9,14	0,00	51,25	0,00
1500	30,00	0,98	44,77	2,24

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
1500	19,53	1,34	46,23	4,16
1500	14,86	0,00	63,00	0,00
1500	29,75	0,00	53,96	0,00
1500	24,79	0,00	56,00	0,00

Tableau 14 :Résultats de l'analyse des extractions pour l'espèce
Atriplex patula

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
0	11,49	7,12	12,16	7,54
0	14,67	8,36	10,48	5,97
0	7,70	8,32	10,50	11,34
0	6,65	7,98	7,00	8,40
0	10,83	8,34	11,18	8,61
0	17,60	5,98	16,59	5,64
15	20,30	14,82	13,30	9,71
15	20,18	26,23	13,92	18,09
15	17,33	5,20	11,55	3,47
15	20,92	15,27	12,55	9,16
15	12,63	29,16	11,92	27,54
15	16,67	23,33	15,97	22,36
150	32,77	23,92	18,13	13,23
150	27,30	46,96	20,30	34,92
150	33,76	34,10	16,54	16,70
150	34,86	63,80	18,46	33,78
150	35,70	35,70	18,20	18,20
150	32,20	27,37	16,10	13,69
1500	39,88	35,89	41,26	37,13
1500	41,82	15,89	41,82	15,89
1500	35,56	86,76	46,02	112,28
1500	35,28	40,22	42,19	48,10

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
1500	42,70	77,71	44,10	80,26
1500	41,14	32,09	43,23	33,72

**Tableau 15 : Résultats de l'analyse des extractions pour l'espèce
*Typha angustifolia***

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
0	36,33	41,78	29,34	33,74
0	12,60	19,66	2,94	4,59
0	12,36	9,15	2,47	1,83
0	16,77	26,99	3,00	4,84
0	21,00	24,15	5,25	6,04
15	14,64	23,13	3,42	5,40
15	59,73	14,93	3,70	0,93

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
15	21,53	58,34	4,17	11,29
15	17,54	27,53	2,31	3,63
15	13,09	102,37	2,20	17,24
150	46,20	135,83	3,99	11,73
150	40,28	71,69	9,10	5,01
150	51,10	28,11	6,94	12,36
150	40,44	50,95	3,70	4,66
150	37,72	24,52	9,08	5,90
150	42,70	113,58	7,70	20,48
1500	58,79	55,85	11,76	11,17
1500	64,58	83,31	13,89	17,92
1500	59,50	33,92	15,40	8,78
1500	63,19	152,30	19,44	46,86
1500	73,60	27,23	19,63	7,26
1500	54,17	74,75	10,42	14,38

Tableau 16 :Résultats de l'analyse des extractions pour l'espèce
Salicornia europaea

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
0	14,8	18,3	8,0	9,9
0	17,2	15,6	6,4	5,8
0	16,6	14,1	12,0	10,2
0	17,6	22,0	8,3	10,4
0	16,6	18,1	8,0	8,7
15	13,3	13,3	22,5	22,7
15	19,0	18,3	30,7	29,6
15	13,6	11,5	18,0	15,3
15	17,9	18,8	12,5	13,1
15	18,9	19,6	15,9	16,4
15	17,6	18,3	16,2	16,8
150	26,7	34,0	76,8	98,0
150	32,6	38,3	43,4	51,0
150	31,2	39,1	127,8	160,0
150	36,4	44,2	67,4	81,7
150	27,2	29,3	57,7	62,1
150	31,6	35,2	59,5	66,1
1500	55,4	49,9	125,3	112,8
1500	49,7	50,2	204,6	206,8

Concentration d'exposition des plantes en NaCl (mg NaCl/l)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Masse de Cl⁻ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)	Concentration de Na⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na⁺/g MS)	Masse de Na⁺ contenue dans la biomasse aérienne de la plante (mg)
1500	47,7	52,3	89,7	98,3
1500	52,2	50,0	100,8	96,5
1500	52,7	51,7	283,2	277,4
1500	46,7	47,6	190,5	194,2

C.3. Substrat et nutrition des plantes

**Tableau 17 : Résultats de l'expérience portant sur la nutrition
d'*Atriplex patula***

Type de solution nutritive	Solution (Concentration en mg de NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
			Poids frais	Poids sec	Tige	Racine
Hoagland 1/4	0	1	10,47	2,59	66,5	14
Hoagland 1/4	0	2	27,23	7,36	77,5	21,5
Hoagland 1/4	0	3	15,98	3,85	68	18
Hoagland 1/4	0	4	7,99	1,84	56	19
Hoagland 1/4	0	5	12,83	3,15	57,5	16
Hoagland 1/4	0	6	18,09	4,6	77	19
Hoagland 1/4	150	1	25,22	6,42	84	17,5
Hoagland 1/4	150	2	19,79	4,17	54	18,5
Hoagland 1/4	150	3	16,4	3,54	69	19
Hoagland 1/4	150	4	13,19	2,69	73	20
Hoagland 1/4	150	5	28,34	6,28	75	19,5
Hoagland 1/4	150	6	14,81	3,07	66	17
Tributaire	0	1	2,91	0,65	54	21
Tributaire	0	2	2,79	0,6	54,5	22
Tributaire	0	3	3,17	0,65	48,5	19,5
Tributaire	0	4	3,04	0,64	57	24
Tributaire	0	5	3,52	0,79	48	21
Tributaire	0	6	3,64	0,8	36	23
Tributaire	150	1	5,29	1,31	42	25
Tributaire	150	2	5,24	1,41	37,5	23

Type de solution nutritive	Solution (Concentration en mg de NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
Tributaire	150	3	6,61	1,56	55,5	22
Tributaire	150	4	3,36	0,65	50	20,5
Tributaire	150	5	5,96	1,33	49,5	25
Tributaire	150	6	3,98	1,06	61,5	25

Tableau 18 : Résultats de l'expérience portant sur la nutrition nécessaire à la plante pour *Typha angustifolia*

Type de solution nutritive	Solution (Concentration en mg de NaCl/l)	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
			Poids frais	Poids sec	Tige	Racine
Hoagland 1/4	0	1	79,42	12,5	150	46
Hoagland 1/4	0	2	154,47	21,73	142	70
Hoagland 1/4	0	3	59,17	7,75	132	58
Hoagland 1/4	0	4	92,05	12,07	157	50
Hoagland 1/4	0	5	9,97	1,36	81	39
Hoagland 1/4	150	1	38,52	6,06	106	50
Hoagland 1/4	150	2	74,7	10,55	123	59
Hoagland 1/4	150	3	51,46	7,68	113	47
Hoagland 1/4	150	4	50,91	4,36	115	50
Hoagland 1/4	150	5	103,22	18,2	145	55
Hoagland 1/4	150	6	103,55	16,49	148	45
Tributaire	0	1	2,89	0,1	42	37
Tributaire	0	2	29,5	6,36	91	110
Tributaire	0	3	7,77	1,2	62	30

Type de solution	Solution (Concentration	Réplicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Taille (cm)	
Tributaire	0	4	19,7	3,87	83	83
Tributaire	0	6	6,28	0,95	54,5	86,5
Tributaire	150	2	4,2	0,71	49	73
Tributaire	150	3	5,75	0,1	49,5	88,5
Tributaire	150	4	32,32	6,33	85	66
Tributaire	150	5	12,41	1,96	66	96
Tributaire	150	6	5,95	0,89	49,5	65

Tableau 19 : Analyses chimiques des extractions du tissus des plantes

Type de solution nutritive	Concentration de Solution (mg de NaCl/l)	Réplicat N°	Espèce	Concentration de Na ⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na ⁺ /g MS)	Concentration de Cl ⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl ⁻ /g MS)
Tributaire	0	1	<i>Typha</i>	14,7	2,03
Tributaire	0	2	<i>Typha</i>	7,7	2,8
Tributaire	0	3	<i>Typha</i>	18,9	2,24
Tributaire	0	4	<i>Typha</i>	10,5	3,43
Tributaire	0	5	<i>Typha</i>	16,1	2,03
Tributaire	150	2	<i>Typha</i>	21	4,50849
Tributaire	150	3	<i>Typha</i>	22,4	4,7943
Tributaire	150	4	<i>Typha</i>	18,9	6,02427
Tributaire	150	5	<i>Typha</i>	26,6	6,04758
Tributaire	150	6	<i>Typha</i>	16,1	3,80415
Hoagland 1/4	0	1	<i>Typha</i>	2,45	1,5127
Hoagland 1/4	0	2	<i>Typha</i>	2,45	1,23004
Hoagland 1/4	0	3	<i>Typha</i>	1,47	1,42926
Hoagland 1/4	0	4	<i>Typha</i>	1,82	1,37249
Hoagland 1/4	0	5	<i>Typha</i>	2,45	1,23382
Hoagland 1/4	150	1	<i>Typha</i>	31,5	7,42
Hoagland 1/4	150	2	<i>Typha</i>	36,4	8,19
Hoagland 1/4	150	3	<i>Typha</i>	37,1	7,56
Hoagland 1/4	150	4	<i>Typha</i>	49	9,17
Hoagland 1/4	150	5	<i>Typha</i>	36,4	8,68
Hoagland 1/4	150	6	<i>Typha</i>	35	9,87
Tributaire	0	1	<i>Atriplex</i>	34,3	10,5
Tributaire	0	2	<i>Atriplex</i>	30,8	13,3

Type de solution nutritive	Concentration de Solution (mg de NaCl/l)	Réplicat N°	Espèce	Concentration de Na ⁺ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Na ⁺ /g MS)	Concentration de Cl ⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl ⁻ /g MS)
Tributaire	0	3	<i>Atriplex</i>	49	17,5
Tributaire	0	4	<i>Atriplex</i>	39,9	14,7
Tributaire	0	5	<i>Atriplex</i>	32,2	10,5
Tributaire	150	6	<i>Atriplex</i>	32,9	11,9
Tributaire	150	1	<i>Atriplex</i>	41,3	15,4
Tributaire	150	2	<i>Atriplex</i>	36,4	11,2
Tributaire	150	3	<i>Atriplex</i>	40,6	17,5
Tributaire	150	4	<i>Atriplex</i>	45,5	13,3
Tributaire	150	5	<i>Atriplex</i>	42	15,4
Hoagland 1/4	0	1	<i>Atriplex</i>	16,8	9,1
Hoagland 1/4	0	2	<i>Atriplex</i>	14	7,7
Hoagland 1/4	0	3	<i>Atriplex</i>	25,2	10,5
Hoagland 1/4	0	4	<i>Atriplex</i>	21	10,5
Hoagland 1/4	0	5	<i>Atriplex</i>	16,8	9,1
Hoagland 1/4	150	1	<i>Atriplex</i>	30,8	14,7
Hoagland 1/4	150	2	<i>Atriplex</i>	33,6	15,4
Hoagland 1/4	150	3	<i>Atriplex</i>	37,1	16,1
Hoagland 1/4	150	4	<i>Atriplex</i>	33,6	15,4

C.4. Taux de saturation hydrique du substrat

Tableau 20 : Tailles et poids de la plante.

Stade de développement de la plante au début de	Saturation hydrique (%)	Concentration en sel de la solution d'arrosage (mg)	Replicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Suculence (g)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Taille (cm)	
				Poids secs	Poids frais		Poids secs	Poids frais	Tige	Racine
8	30	0	1	6,4	1,8	4,6	3,2	1,0	45	32
8	30	0	2	24,4	7,8	16,7	10,3	4,1	68	25
8	30	0	3	18,7	8,2	10,5	17,8	6,6	67	43
8	30	0	4	40,2	11,2	29,0	19,5	5,9	66	29
8	30	0	5	12,7	3,7	9,0	8,3	2,1	52	29
8	30	0	6	12,4	3,7	8,6	7,4	2,6	48	43
8	30	1500	1	72,1	13,8	58,3	26,9	8,9	77	34
8	30	1500	2	52,1	9,9	42,2	19,0	5,9	78	53
8	30	1500	3	58,2	11,0	47,2	16,8	5,7	81	36
8	30	1500	4	31,4	5,1	26,3	10,3	2,1	76	28
8	30	1500	5	24,0	3,8	20,2	11,2	3,1	62	37
8	30	1500	6	88,7	15,6	73,2	20,9	5,2	90	65
8	60	0	1	47,0	8,2	38,8	9,2	1,7	80	20
8	60	0	2	30,7	5,8	24,8	10,1	2,0	82	36
8	60	0	3	24,0	5,3	18,7	8,4	2,2	70	19
8	60	0	4	30,8	5,8	25,0	11,1	2,6	73	20
8	60	0	5	73,8	11,7	62,1	31,8	5,6	39	58
8	60	0	6	4,8	0,8	4,0	2,2	0,5	90	19
8	60	1500	1	117,9	15,3	102,7	27,3	7,5	87	28

Stade de développement	Saturation hydrique (%)	Concentration en sel de la	Replicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Suculence (g)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Taille (cm)	
8	60	1500	2	90,4	10,8	79,6	17,5	2,6	71	24
8	60	1500	3	80,1	9,4	70,6	22,6	5,0	77	35
8	60	1500	4	62,7	7,4	55,3	16,0	3,4	88	24
8	60	1500	5	129,8	18,9	110,9	47,4	9,8	37	68
8	60	1500	6	30,9	4,7	26,2	9,2	1,1	63	20
8	100	0	1	42,2	7,1	35,2	12,1	1,7	46	16
8	100	0	2	10,0	1,1	8,9	4,9	0,5	70	17
8	100	0	3	24,6	4,5	20,1	14,5	1,7	71	22
8	100	0	4	49,7	8,6	41,1	17,2	3,0	26	35
8	100	0	5	3,1	0,4	2,8	1,9	0,1	65	17
8	100	0	6	47,9	8,9	39,0	18,7	2,6	50	36
8	100	1500	1	25,8	2,4	23,4	10,4	1,7	80	18
8	100	1500	2	99,3	13,2	86,1	31,4	4,8	59	28
8	100	1500	3	35,0	4,0	31,0	13,3	1,6	48	19
8	100	1500	4	31,7	3,7	28,0	11,6	1,0	51	20
8	100	1500	5	24,2	3,1	21,2	7,7	-4,3	61	19
8	100	1500	6	66,0	8,8	57,2	23,2	4,5	59	28
16	30	0	1	24,7	4,6	20,1	11,5	1,5	62	20
16	30	0	2	14,3	2,5	11,8	5,7	1,2	63	20
16	30	0	3	36,5	6,5	30,0	15,1	2,9	76	29
16	30	0	4	33,4	6,1	27,3	13,8	2,2	89	19
16	30	0	5	27,6	5,2	22,4	13,0	2,6	76	20
16	30	0	6	26,4	5,1	21,3	11,0	1,9	77	19
16	30	1500	1	32,8	4,5	28,3	10,3	1,9	74	22
16	30	1500	2	40,1	5,4	34,7	15,3	3,1	75	19
16	30	1500	3	47,8	5,9	42,0	12,3	1,7	77	43

Stade de développement	Saturation hydrique (%)	Concentration en sel de la	Replicat	Poids de la biomasse aérienne (g)		Succulence (g)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Taille (cm)	
16	30	1500	4	89,7	10,2	79,5	11,5	1,8	74	25
16	30	1500	5	44,9	6,0	38,9	13,2	2,2	78	21
16	30	1500	6	74,9	10,3	64,6	18,2	2,5	84	20
16	60	0	1	26,4	4,6	21,8	8,5	1,0	79	21
16	60	0	2	44,4	7,6	36,8	11,5	2,4	93	17
16	60	0	3	28,0	4,8	23,3	9,2	1,4	78	17
16	60	0	4	15,0	2,1	12,9	5,6	0,6	58	24
16	60	0	5	17,8	2,8	15,0	6,9	0,7	60	20
16	60	0	6	27,9	4,8	23,1	9,7	1,9	70	17
16	60	1500	1	51,2	6,4	44,7	12,5	0,3	86	21
16	60	1500	2	104,0	11,4	92,7	14,5	-0,8	82	19
16	60	1500	3	61,6	9,3	52,4	14,8	1,6	92	18
16	60	1500	4	59,3	8,0	51,3	11,1	1,2	82	20
16	60	1500	5	66,7	9,8	56,9	13,0	1,7	96	22
16	60	1500	6	80,6	9,3	71,3	20,2	4,0	78	18
16	100	0	1	44,3	6,9	37,3	9,6	1,6	74	15
16	100	0	2	30,4	6,4	24,0	14,5	2,6	86	18
16	100	0	3	67,3	10,5	56,8	9,9	2,2	85	20
16	100	0	4	21,7	3,6	18,0	9,4	1,4	68	16
16	100	0	5	16,5	2,9	13,6	9,9	1,7	67	18
16	100	0	6	17,2	3,0	14,3	7,3	0,8	65	16
16	100	1500	1	47,0	7,6	39,4	15,3	3,5	98	20
16	100	1500	2	29,1	5,1	24,0	10,6	2,0	72	19
16	100	1500	3	40,8	7,3	33,6	12,1	2,4	86	17
16	100	1500	4	30,6	5,2	25,4	11,1	1,4	69	19
16	100	1500	5	26,4	4,4	22,0	10,1	1,9	81	18

Taille (cm)	24	59
	1,6	10,2
Poids de la biomasse racinaire (g)	20,4	4,7
Suculence (g)	25,1	6
Poids de la biomasse aérienne (g)	1500	100
Concentration en sel de la	16	
Saturation hydrique (%)		
Stade de développement		

C.5. La densité des plantes

Tableau 21 : Résultats d'*Atriplex patula*

Taille (cm)	Racine	Tige	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la plante	N° réplicat	Concentration de en NaCl de la solution d'arrosage (mg NaCl/l)	Nombre de plante par pot
			Poids sec	Poids frais	Poids sec	Poids frais				
20	20	98	2,0	13,6	7,5	38,8	1	1	0	1
20	20	81	1,0	7,4	4,8	22,9	1	2	0	1
18	18	67	1,2	7,5	5,5	27,1	1	3	0	1
16	16	101	4,5	15,8	10,5	50,1	1	4	0	1
19	19	90	1,1	7,2	5,3	27,9	1	5	0	1
16	16	103	3,5	15,1	9,8	48,6	1	6	0	1
19	19	102	6,3	22,0	24,2	86,2	1	1	1500	1
18	18	74	2,2	9,1	9,7	34,0	1	2	1500	1
19	19	82	6,1	21,3	20,4	81,6	1	3	1500	1
17	17	95	2,9	10,6	11,1	41,0	1	4	1500	1
28	28	97	3,9	16,3	18,9	67,3	1	5	1500	1
19	19	72	2,3	10,8	9,9	36,9	1	6	1500	1
18	18	83	0,8	5,7	3,3	15,1	1	1	0	3
16	16	86	0,9	6,4	4,3	18,2	2	1	0	3
13	13	78	0,6	5,5	3,3	15,5	3	1	0	3
16	16	92	1,3	-3,2	3,3	13,8	1	2	0	3
18	18	58	0,2	1,6	1,1	4,9	2	2	0	3
14	14	93	0,7	5,3	4,9	24,7	3	2	0	3

Taille (cm)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la	N° réplicat	Concentration de en NaCl de la	Nombre de plante par pot	
16	90	0,8	4,4	2,8	13,3	1	3	0	3
14	84	0,5	3,5	1,9	8,7	2	3	0	3
16	102	1,3	8,0	5,1	22,0	3	3	0	3
15	91	1,1	6,6	4,1	17,6	1	4	0	3
14	80	0,2	2,4	2,7	15,3	2	4	0	3
20	92	1,2	5,0	4,0	17,4	3	4	0	3
13	91	0,8	4,9	3,4	14,3	1	5	0	3
14	70	0,3	2,3	1,4	6,9	2	5	0	3
20	83	0,5	4,3	3,0	17,2	3	5	0	3
17	50	0,1	1,0	39,0	2,2	1	6	0	3
15	83	0,8	4,5	0,5	15,3	2	6	0	3
21	97	1,9	8,9	3,4	24,8	3	6	0	3
18	89	1,8	5,9	5,7	34,9	1	1	1500	3
20	82	3,1	11,7	7,8	45,2	2	1	1500	3
19	89	1,2	5,4	9,0	31,9	3	1	1500	3
20	96	2,8	10,7	7,3	69,4	1	2	1500	3
13	76	2,1	6,5	14,4	30,6	2	2	1500	3
15	88	1,2	5,8	6,2	31,4	3	2	1500	3
21	88	2,2	10,0	7,1	61,9	1	3	1500	3
26	88	1,9	6,9	11,5	41,2	2	3	1500	3
20	80	0,1	1,0	9,1	9,9	3	3	1500	3
24	100	1,5	6,0	2,0	45,3	1	4	1500	3
17	82	1,5	7,2	9,3	43,7	2	4	1500	3
17	97	2,1	6,9	8,1	42,7	3	4	1500	3
15	72	0,2	2,4	2,3	12,8	1	5	1500	3

Taille (cm)		Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la	N° réplicat	Concentration de en NaCl de la	Nombre de plante par pot
17	77	1,8	7,1	9,2	43,9	2	5	1500	3
25	86	2,4	11,3	7,5	38,7	3	5	1500	3
26	93	2,3	10,2	12,4	60,9	1	6	1500	3
17	88	1,8	6,1	8,4	38,9	2	6	1500	3
16	94	1,0	3,6	6,2	31,9	3	6	1500	3
10	67	0,1	0,9	0,8	4,1	1	1	0	6
13	65	0,2	1,5	1,1	5,4	2	1	0	6
14	79	0,3	1,9	1,5	7,8	3	1	0	6
14	83	0,4	3,1	3,2	15,3	4	1	0	6
13	77	0,3	1,3	1,2	5,7	5	1	0	6
13	55	0,0	0,5	0,4	2,5	6	1	0	6
15	69	0,4	3,4	2,9	15,9	1	2	0	6
18	70	0,3	2,1	1,8	8,9	2	2	0	6
16	70	0,1	-1,0	1,4	6,4	3	2	0	6
14	68	0,4	2,3	0,8	8,0	4	2	0	6
14	69	0,1	0,9	1,0	5,5	5	2	0	6
13	67	0,2	1,1	0,8	4,7	6	2	0	6
13	63	0,1	1,1	1,0	4,8	1	3	0	6
13	71	0,2	2,2	1,2	6,4	2	3	0	6
12	60	0,1	1,2	-0,7	4,2	3	3	0	6
14	73	0,3	2,5	1,6	8,7	4	3	0	6
13	66	0,4	2,2	1,2	5,7	5	3	0	6
14	77	0,4	2,5	1,6	7,9	6	3	0	6
13	77	0,5	2,0	1,6	8,8	1	4	0	6
10	66	0,2	0,6	0,4	2,5	2	4	0	6

Taille (cm)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la	N° réplicat	Concentration de en NaCl de la	Nombre de plante par pot	
6	82	0,4	3,8	3,0	14,7	3	4	0	6
6	58	0,2	0,8	0,4	2,4	4	4	0	6
6	71	0,2	1,1	1,4	6,6	5	4	0	6
6	76	0,2	2,2	2,0	9,2	6	4	0	6
6	79	0,5	3,6	2,1	10,6	1	5	0	6
6	89	0,7	3,8	3,1	14,6	2	5	0	6
6	77	0,4	2,4	1,8	9,4	3	5	0	6
6	69	0,3	1,5	1,1	5,8	4	5	0	6
6	59	0,2	0,9	0,7	3,9	5	5	0	6
6	56	0,0	0,2	0,4	3,0	6	5	0	6
6	75	0,4	3,2	1,8	9,1	1	6	0	6
6	75	0,4	2,6	1,4	7,5	2	6	0	6
6	79	0,2	2,7	1,7	10,7	3	6	0	6
6	69	0,2	2,7	1,6	7,6	4	6	0	6
6	73	0,2	2,4	1,5	7,6	5	6	0	6
6	68	0,2	2,2	1,4	6,8	6	6	0	6
6	61	0,0	0,3	0,3	3,1	1	1	1500	6
6	92	0,8	5,8	4,4	30,3	2	1	1500	6
6	75	0,2	1,8	1,5	12,5	3	1	1500	6
6	75	2,8	8,8	4,5	41,7	4	1	1500	6
6	68	0,7	4,0	1,3	11,7	5	1	1500	6
6	87	2,0	9,1	4,4	33,9	6	1	1500	6
6	73	0,1	1,2	1,2	9,1	1	2	1500	6
6	70	0,2	2,5	1,3	11,4	2	2	1500	6
6	81	0,4	2,2	2,9	25,6	3	2	1500	6

Taille (cm)			Poids de la biomasse racinaire (g)	Poids de la biomasse aérienne (g)	Numéro de la	N° réplicat	Concentration de en NaCl de la	Nombre de plante par pot	
6	1500	2	4	48,3	6,5	11,1	4,2	81	16
6	1500	2	5	39,0	5,8	10,4	3,2	98	16
6	1500	2	6	31,5	4,7	9,1	3,0	90	16
6	1500	3	1	4,5	0,4	0,3	0,0	56	12
6	1500	3	2	26,3	4,2	7,7	1,1	88	18
6	1500	3	3	13,8	1,8	2,7	0,4	85	25
6	1500	3	4	10,2	1,5	3,1	0,4	82	21
6	1500	3	5	24,6	3,2	2,8	-1,8	93	16
6	1500	3	6	30,4	4,2	10,0	1,5	78	16
6	1500	4	1	43,3	5,0	7,3	1,6	86	19
6	1500	4	2	16,8	1,8	1,9	0,4	81	14
6	1500	4	3	3,2	0,2	0,5	0,0	54	8
6	1500	4	4	6,2	0,6	0,5	0,1	69	12
6	1500	4	5	57,3	6,3	8,6	2,2	85	14
6	1500	4	6	10,9	1,3	1,7	0,1	80	11
6	1500	5	1	26,2	3,9	5,4	1,4	84	19
6	1500	5	2	20,7	2,6	4,8	1,1	76	18
6	1500	5	3	17,3	2,4	3,2	0,6	64	17
6	1500	5	4	21,9	3,2	6,4	1,5	77	18
6	1500	5	5	20,9	2,6	5,2	0,9	74	18
6	1500	5	6	7,6	0,8	0,7	0,0	73	11
6	1500	6	1	30,8	5,2	5,2	0,9	80	20
6	1500	6	2	11,3	1,8	4,0	1,0	74	16
6	1500	6	3	18,5	2,7	3,2	0,6	78	20
6	1500	6	4	33,6	4,6	4,1	1,2	85	15

Taille (cm)			Poids de la biomasse racinaire (g)			Poids de la biomasse aérienne (g)	Numéro de la	N° réplicat	Concentration de en NaCl de la	Nombre de plante par pot
	16	79	2,5	9,2	5,8	41,8	5	6	1500	6
	9	61	0,0	0,3	0,6	4,0	6	6	1500	6

Tableau 22 : Résultats pour *Typha angustifolia*

Taille (cm)	Racine	Tige	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la plante	N° réplicat	Concentration de en NaCl de la solution d'arrosage (mg NaCl/l)	Nombre de plante par pot
			Poids sec	Poids frais	Poids sec	Poids frais				
1	44	124	14,8	75,1	12,4	38,2	1	1	0	1
1	40	85	4,2	24,7	3,2	15,9	1	2	0	1
1	43	110	3,6	29,9	5,8	24,9	1	3	0	1
1	50	135	26,8	120,8	17,1	58,9	1	4	0	1
1	55	120	7,0	53,8	10,0	49,5	1	5	0	1
1	68	140	32,4	134,1	18,4	64,7	1	6	0	1
1	39	94	11,0	91,2	11,2	73,0	1	1	1500	1
1	39	77	3,7	32,5	4,0	26,3	1	2	1500	1
1	40	105	10,3	86,2	11,5	69,4	1	3	1500	1
1	52	98	18,8	102,4	15,1	81,7	1	4	1500	1
1	43	90	14,1	88,1	7,7	41,9	1	5	1500	1
1	55	110	18,3	93,1	10,4	55,9	1	6	1500	1
3	27	97	2,7	20,9	4,1	20,8	1	1	0	3
3	34	114	5,1	37,4	8,2	39,6	2	1	0	3
3	26	56	0,6	3,9	0,8	5,6	3	1	0	3
3	19	109	2,4	16,5	5,5	31,3	1	2	0	3
3	29	115	3,9	30,7	6,4	36,2	2	2	0	3
3	24	120	2,8	20,8	9,6	26,2	3	2	0	3
3	24	963	1,3	10,5	3,0	19,0	1	3	0	3
3	46	89	3,1	22,6	3,7	20,3	2	3	0	3
3	43	114	3,2	24,7	6,1	34,2	3	3	0	3

Taille (cm)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la plante	N° réplicat	Concentration de en NaCl de	Nombre de plante par pot
45	93	3,5	23,0	4,7	26,6	1	4	0
29	80	2,5	5,6	2,5	15,9	2	4	0
			mort			3	4	0
44	132	5,4	41,2	11,5	61,0	1	5	0
12	61	1,8	12,4	0,9	8,3	2	5	0
			mort			3	5	0
20	116	2,4	19,3	5,4	30,8	1	6	0
22	112	5,2	28,0	7,0	37,2	2	6	0
30	121	5,3	38,4	7,7	38,5	3	6	0
46	85	2,9	29,5	4,9	30,3	1	1	1500
30	85	1,6	15,2	2,6	21,1	2	1	1500
			mort			3	1	1500
30	97	5,2	30,2	5,2	35,6	1	2	1500
40	105	4,2	29,0	6,0	38,6	2	2	1500
			mort			3	2	1500
32	47	0,3	4,4	1,5	8,7	1	3	1500
16	45	1,6	13,1	0,9	8,2	2	3	1500
36	112	6,2	44,2	10,1	68,3	3	3	1500
32	93	4,3	33,3	4,5	28,7	1	4	1500
20	83	2,8	23,8	4,2	27,5	2	4	1500
			mort			3	4	1500
31	83	3,7	18,5	3,1	17,6	1	5	1500
17	58	1,4	6,7	1,1	6,6	2	5	1500
34	92	1,6	13,9	3,8	24,8	3	5	1500
26	81	3,2	27,1	3,5	23,8	1	6	1500

Taille (cm)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la plante	N° réplicat	Concentration de en NaCl de	Nombre de plante par pot
93	3,1	24,7	4,8	30,5	2	6	1500	3
87	3,2	25,9	3,6	23,5	3	6	1500	3
70	0,0	2,4	1,6	8,3	1	1	0	6
70	2,4	18,3	3,3	11,4	2	1	0	6
75	0,2	2,8	1,6	6,9	3	1	0	6
67	0,1	2,3	1,4	6,8	4	1	0	6
67	0,6	6,5	2,7	16,4	5	1	0	6
57	0,1	3,0	1,6	8,5	6	1	0	6
97	0,8	6,4	2,8	23,0	1	2	0	6
94	1,4	15,4	3,7	24,7	2	2	0	6
88	0,5	6,2	4,0	26,8	3	2	0	6
37	-0,1	0,7	0,1	1,3	4	2	0	6
68	0,1	2,6	0,5	5,2	5	2	0	6
		mort			6	2	0	6
73	0,5	7,6	2,1	14,5	1	3	0	6
92	2,0	14,4	5,0	30,6	2	3	0	6
88	0,8	7,0	3,9	23,4	3	3	0	6
36	-0,2	0,5	0,0	0,9	4	3	0	6
76	0,6	7,3	2,9	15,4	5	3	0	6
		mort			6	3	0	6
76	0,2	6,8	1,3	10,8	1	4	0	6
85	1,4	14,3	3,2	26,3	2	4	0	6
67	0,1	2,6	0,9	8,8	3	4	0	6
40	0,0	0,8	0,5	3,3	4	4	0	6
		mort			5	4	0	6
		mort			6	4	0	6

Taille (cm)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la plante	N° réplicat	Concentration de en NaCl de	Nombre de plante par pot
24	59	0,4	6,8	1,3	7,4	1	5	0
18	66	0,1	4,4	1,0	9,7	2	5	0
35	94	0,4	7,5	2,0	20,3	3	5	0
23	60	0,0	2,1	0,6	5,9	4	5	0
			mort			5	5	0
			mort			6	5	0
37	92	0,6	12,1	2,6	21,6	1	6	0
33	88	0,6	8,2	2,2	16,8	2	6	0
17	81	0,2	3,6	1,7	16,4	3	6	0
20	56	0,0	1,7	0,5	4,9	4	6	0
16	55	0,1	2,1	0,9	4,3	5	6	0
			mort			6	6	0
30	84	2,6	18,3	4,0	21,2	1	1	1500
17	64	0,8	7,2	1,4	8,6	2	1	1500
14	60	0,4	4,0	1,2	7,4	3	1	1500
17	53	1,4	8,4	1,3	7,1	4	1	1500
9	15	0,0	0,5	0,0	0,4	5	1	1500
8	10	0,0	0,3	0,0	0,3	6	1	1500
12	64	2,9	21,4	2,0	8,4	1	2	1500
15	66	1,3	8,6	2,1	10,2	2	2	1500
21	84	0,8	6,0	2,7	13,3	3	2	1500
15	95	1,6	11,1	3,9	19,3	4	2	1500
18	55	0,3	3,4	1,2	3,1	5	2	1500
14	67	2,0	17,7	2,3	10,6	1	3	1500
23	71	1,4	9,9	2,7	14,6	2	3	1500

Taille (cm)	Poids de la biomasse racinaire (g)		Poids de la biomasse aérienne (g)		Numéro de la plante	N° réplicat	Concentration de en NaCl de	Nombre de plante par pot
67	34	1,0	8,0	2,1	9,8	3	1500	6
91	20	2,3	16,6	4,4	22,3	4	1500	6
64	17	0,8	5,9	1,7	8,3	5	1500	6
71	17	1,0	7,4	2,7	12,4	6	1500	6
70	32	3,5	15,3	2,3	12,0	1	1500	6
36	19	0,0	2,0	0,4	2,6	2	1500	6
90	21	3,2	26,4	5,0	28,6	3	1500	6
85	29	1,6	14,5	3,9	24,0	4	1500	6
			mort			5	1500	6
			mort			6	1500	6
73	51	2,7	14,7	2,8	14,9	1	1500	6
60	13	1,9	8,0	1,6	8,7	2	1500	6
62	25	0,6	6,6	1,8	10,8	3	1500	6
67	25	2,2	9,8	2,6	12,6	4	1500	6
56	20	0,9	4,0	0,8	5,1	5	1500	6
			mort			6	1500	6
72	25	2,8	13,4	3,1	16,4	1	1500	6
91	30	5,1	24,8	4,6	25,5	2	1500	6
80	24	4,5	16,4	3,1	17,8	3	1500	6
67	15	1,1	12,4	2,1	11,6	4	1500	6
			mort			5	1500	6
			mort			6	1500	6

C.6. Cinétique d'absorption

Tableau 23 : Extraction des tissus.

Espèce	Développement avant mise en contact avec la solution de NaCl (nombre de semaine depuis la plantation)	Temps écoulé depuis la mise en contact avec la solution de 1500 mg NaCl/l (h)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Concentration de Sodium mesurée dans l'extraction (mg Na⁺/l)
<i>Typha</i>	3	0	5,49	40,68
<i>Typha</i>	3	0	3,42	30,69
<i>Typha</i>	3	6	5,04	40,68
<i>Typha</i>	3	6	3,78	37,08
<i>Typha</i>	3	6	4,95	39,6
<i>Typha</i>	3	24	10,44	56,25
<i>Typha</i>	3	24	5,22	42,12
<i>Typha</i>	3	72	6,93	47,16
<i>Typha</i>	3	72	7,47	50,22
<i>Typha</i>	3	120	11,16	59,31
<i>Typha</i>	3	120	10,26	60,03
<i>Typha</i>	3	120	10,26	60,66
<i>Typha</i>	3	168	8,46	62,37
<i>Typha</i>	3	168	10,17	57,96
<i>Typha</i>	6	0	9,72	47,88
<i>Typha</i>	6	0	7,74	50,22
<i>Typha</i>	6	6	8,28	52,56
<i>Typha</i>	6	6	9,18	54,54
<i>Typha</i>	6	6	10,89	54,27

Espèce	Développement avant mise en contact avec la solution de NaCl (nombre de semaine depuis la plantation)	Temps écoulé depuis la mise en contact avec la solution de 1500 mg NaCl/l (h)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Concentration de Sodium mesurée dans l'extraction (mg Na⁺/l)
<i>Typha</i>	6	24	9,27	54,81
<i>Typha</i>	6	24	8,37	53,91
<i>Typha</i>	6	72	7,38	50,85
<i>Typha</i>	6	72	8,46	54,27
<i>Typha</i>	6	120	9,09	55,26
<i>Typha</i>	6	120	9,81	57,15
<i>Typha</i>	6	168	9,72	56,88
<i>Typha</i>	6	168	10,44	58,68
<i>Atriplex</i>	6	0	8	8,87
<i>Atriplex</i>	6	0	7	7,7
<i>Atriplex</i>	6	6	9	9,07
<i>Atriplex</i>	6	6	8	8,37
<i>Atriplex</i>	6	6	12	12,06
<i>Atriplex</i>	6	24	10	10,48
<i>Atriplex</i>	6	24	11	11,85
<i>Atriplex</i>	6	24	9	9,1
<i>Atriplex</i>	6	72	18	18,13
<i>Atriplex</i>	6	72	19	19,52
<i>Atriplex</i>	6	72	22	22,44
<i>Atriplex</i>	6	120	26	26,6
<i>Atriplex</i>	6	120	27	27,19
<i>Atriplex</i>	6	120	21	21,66
<i>Atriplex</i>	6	168	29	29,28

Espèce	Développement avant mise en contact avec la solution de NaCl (nombre de semaine depuis la plantation)	Temps écoulé depuis la mise en contact avec la solution de 1500 mg NaCl/l (h)	Concentration de Cl⁻ dans la biomasse aérienne de la plante (mg Cl⁻/g MS)	Concentration de Sodium mesurée dans l'extraction (mg Na⁺/l)
<i>Atriplex</i>	6	168	32	32,9
<i>Atriplex</i>	6	0	30,17	26,6
<i>Atriplex</i>	6	0	33,95	27,3
<i>Atriplex</i>	6	0	26,6	21,7
<i>Atriplex</i>	6	6	27,3	29,26
<i>Atriplex</i>	6	6	21,7	28,07
<i>Atriplex</i>	6	6	29,26	29,26
<i>Atriplex</i>	6	24	28,07	28,84
<i>Atriplex</i>	6	24	29,26	28,49
<i>Atriplex</i>	6	24	28,84	32,13
<i>Atriplex</i>	6	72	28,49	35,84
<i>Atriplex</i>	6	72	32,13	29,26
<i>Atriplex</i>	6	72	35,84	30,52
<i>Atriplex</i>	6	120	29,26	32,69
<i>Atriplex</i>	6	120	30,52	32,9
<i>Atriplex</i>	6	120	32,69	29,4
<i>Atriplex</i>	6	168	32,9	32,27
<i>Atriplex</i>	6	168	29,4	30,17
<i>Atriplex</i>	6	168		33,95

Annexe D Résultats des essais-pilotes (partie 1)

D.1. Résultats de la partie 1 des essais pilotes

Tableau 24 :Le pH de l’affluent et des effluents des essais pilotes

Type d’essai pilote et affluent	Repli cat	pH						
		1 ^{re} semaine		2 ^e semaine		3 ^e semaine		4 ^e semaine
		1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture
<i>Atriplex</i>	1	7,4	7,0	7,6	7,3	7,4	7,4	7,6
<i>Atriplex</i>	2	7,4	7,2	7,4	7,2	7,3	7,2	7,3
<i>Atriplex</i>	3	7,6	7,3	7,5	7,3	7,3	7,3	7,7
<i>Atriplex</i>	4	7,5	7,4	7,3	7,1	7,2	7,5	7,6
<i>Salicornia</i>	1	7,6	7,2	7,7	7,5	7,5	7,6	7,8
<i>Salicornia</i>	2	7,6	7,4	7,6	7,6	7,5	7,5	7,8
<i>Salicornia</i>	3	7,6	7,3	7,7	7,5	7,5	7,6	7,8
<i>Salicornia</i>	4	7,5	7,4	7,5	7,4	7,6	7,2	7,7
<i>Typha</i>	1	7,2	6,9	7,0	7,0	7,1	7,0	7,3
<i>Typha</i>	2	7,2	7,0	7,2	7,0	7,0	7,1	7,2
<i>Typha</i>	3	7,3	7,0	7,3	7,1	6,9	7,1	7,5
<i>Typha</i>	4	7,2	7,5	7,1	7,0	6,9	6,9	7,2
Témoin	1	7,6	7,4	7,7	7,6	7,6	7,6	7,8
Témoin	2	7,7	7,5	7,7	7,5	7,6	7,5	7,8
Témoin	3	7,6	7,3	7,8	7,4	7,5	7,6	7,8
Témoin	4	7,6	7,0	7,6	7,5	7,5	7,6	7,8
Affluent	1	7,8	8,3	8,3	8,2	8,3	8,1	8,1
Affluent	2	7,8	8,3	8,4	8,2	7,9	8,1	8,1
Affluent	3	7,8	8,3	8,4	8,2	8,0	8,1	8,1

Type	Repli	pH						
Affluent	4	7,8	8,3	8,4	8,2	8,3	8,1	8,1

Tableau 25 : La conductivité électrique de l’affluent et des effluents des essais pilotes.

Type d’essai pilote	Réplicat	Conductivité électrique (µS/cm)			
		1 ^{re} semaine	2 ^e semaine	3 ^e semaine	4 ^e semaine

Type	Réplicat	Conductivité électrique (µS/cm)						
		1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture
<i>Typha</i>	1	2080	2326	2404	2521	2613	3437	3354
<i>Typha</i>	2	1470	1838	1957	2171	2581	3056	2606
<i>Typha</i>	3	2593	2805	2771	2566	1873	2718	2665
<i>Typha</i>	4	1347	1684	1831	2051	2473	3041	2497
<i>Salicornia</i>	1	1961	2175	1835	2284	1824	2673	2086
<i>Salicornia</i>	2	1534	2005	2006	1934	2733	3690	3033
<i>Salicornia</i>	3	2064	2330	2069	2403	2326	3125	2393
<i>Salicornia</i>	4	1876	2425	2824	2371	2063	4006	3453
<i>Atriplex</i>	1	2172	2331	2066	2273	2293	3354	3263
<i>Atriplex</i>	2	1870	1981	1979	2013	2611	3176	2288
<i>Atriplex</i>	3	2099	1302	1876	1854	2953	2826	2489
<i>Atriplex</i>	4	1535	1654	1796	1877	2463	3166	2894
Témoin	1	2286	2500	2111	2470	2173	3215	3215
Témoin	2	1643	1683	1766	1788	2260	2906	2123
Témoin	3	1806	2287	2405	2226	1885	2524	3380
Témoin	4	2224	2800	2459	2583	2006	2820	2351

Tableau 26 : Concentrations de chlorure mesurées dans l’affluent et les effluents.

Type d’essai pilote et affluent	Concentration de chlorure (mg/l)
---------------------------------	----------------------------------

Type d'essai pilote et affluent	Concentration de chlorure (mg/l)			
	1 ^{re} semaine	2 ^e semaine	3 ^e semaine	4 ^e semaine
Affluent	545	455	496	537
Affluent	558	502	598	534
Affluent	550	490	482	535
Affluent	550	496	528	537
<i>Atriplex</i>	650	542	577	612
<i>Atriplex</i>	630	572	629	545
<i>Atriplex</i>	696	482	477	606
<i>Atriplex</i>	680	508	482	628
<i>Salicornia</i>	530	641	750	584
<i>Salicornia</i>	536	612	715	568
<i>Salicornia</i>	550	600	634	584
<i>Salicornia</i>	536	528	508	579
<i>Typha</i>	520	586	669	545
<i>Typha</i>	531	751	770	545
<i>Typha</i>	512	383	579	543
<i>Typha</i>	510	370	547	538
Témoin	615	721	693	640
Témoin	615	441	450	620
Témoin	603	785	671	638
Témoin	599	591	562	628

Tableau 27 : Concentrations mesurées de sodium dans l'affluent et l'effluent

Type d'essai pilote et affluent	Concentrations de sodium (mg/l)			
	1 ^{re} semaine	2 ^e semaine	3 ^e semaine	4 ^e semaine
Affluent	600	225	489	544
Affluent	688	245	408	524
Affluent	630	220	436	533
Affluent	630	230	423	547
<i>Atriplex</i>	245	225	345	347
<i>Atriplex</i>	300	250	509	525
<i>Atriplex</i>	125	195	415	363
<i>Atriplex</i>	165	220	568	304
<i>Salicornia</i>	245	235	617	379
<i>Salicornia</i>	260	255	469	340
<i>Salicornia</i>	295	250	451	378
<i>Salicornia</i>	260	205	465	366
<i>Typha</i>	230	275	428	485
<i>Typha</i>	251	360	426	421
<i>Typha</i>	150	210	457	461
<i>Typha</i>	125	180	431	409
Témoin	320	285	547	397
Témoin	320	180	561	396
Témoin	280	297	428	390
Témoin	270	230	469	359

Tableau 28 : Débit des effluents.

Type d'essai pilote	Volume ml/j						
	1 ^{re} semaine		2 ^e semaine		3 ^e semaine		4 ^e semaine
	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture
<i>Atriplex</i>	133	0	50	0	39	0	76
<i>Atriplex</i>	156	87	66	480	53	1 366	1 317
<i>Atriplex</i>	94	0	54	0	65	0	79
<i>Atriplex</i>	112	0	46	0	74	0	58
<i>Salicornia</i>	1 552	2 307	2 298	1 957	2 470	2 520	1 991
<i>Salicornia</i>	1 145	2 361	2 374	2 167	2 491	2 676	2 316
<i>Salicornia</i>	778	267	2 178	2 105	2 452	2 645	2 451
<i>Salicornia</i>	1 891	2 509	2 586	2 420	2 748	2 998	2 452
<i>Typha</i>	1 083	1 126	629	978	509	1 325	624
<i>Typha</i>	1 498	1 237	1 216	1 194	1 446	1 882	1 102
<i>Typha</i>	119	14	61	0	96	0	106
<i>Typha</i>	586	1 471	1 292	1 071	846	1 699	618
Témoin	1 928	2 038	2 416	2 031	2 754	2 575	1 661
Témoin	1 841	2 492	2 517	2 208	2 651	2 706	2 411
Témoin	2 064	2 117	2 359	2 237	2 591	2 850	2 521
Témoin	1 747	2 631	2 575	2 466	2 658	2 783	2 415

Tableau 29 : Croissance des plantes

Réplicat	Espèce	Numéro de plante	Taille de la plante (cm)			
			1 ^{re} semaine	2 ^e semaine	3 ^e semaine	4 ^e semaine
1	<i>Typha</i>	1	52,7	63,8	74,7	80,8
1	<i>Typha</i>	2	54	60,5	74,1	82,6
1	<i>Typha</i>	3	81,7	94,7	99,1	104,5
1	<i>Typha</i>	4	38,6	53,9	61	68,2
1	<i>Typha</i>	5	94,7	107,5	112,5	115,5
1	<i>Typha</i>	6	42,2	49	59,3	64,5
1	<i>Atriplex</i>	1	31,1	44	59	71,4
1	<i>Atriplex</i>	2	51,7	63,5	75,5	82
1	<i>Atriplex</i>	3	33,5	43,5	56,5	63,2
1	<i>Atriplex</i>	4	57,5	67	76	84
1	<i>Atriplex</i>	5	43,5	52,7	65,7	74,2
1	<i>Atriplex</i>	6	47,9	60,1	67,6	72,8
1	<i>Salicornia</i>	1	7,3	7,5	7,7	8,2
1	<i>Salicornia</i>	2	4,1	5,5	6	6,3
1	<i>Salicornia</i>	3	6,6	7,1	8	8,5
1	<i>Salicornia</i>	4	5,9	6,6	7,1	7,5
1	<i>Salicornia</i>	5	9	9,7	10,2	10,7
1	<i>Salicornia</i>	6	6,4	6,9	7,6	8,1
2	<i>Typha</i>	1	62,8	69,7	75,2	80,6
2	<i>Typha</i>	2	59,4	67,6	75,5	82,5
2	<i>Typha</i>	3	74,6	79,7	88	93,3
2	<i>Typha</i>	4	104	116	120	125,7
2	<i>Typha</i>	5	38,3	45,6	53,2	59,2
2	<i>Typha</i>	6	18,6	24,2	29,1	33,2
2	<i>Salicornia</i>	1	7,5	8,1	8,6	8,9

Réplicat	Espèce	Numéro de	Taille de la plante (cm)			
2	<i>Salicornia</i>	2	5,7	6,1	6,4	6,7
2	<i>Salicornia</i>	3	5,6	5,9	6,5	6,9
2	<i>Salicornia</i>	4	6	6,6	7,1	7,6
2	<i>Salicornia</i>	5	8	8,7	9,6	10,3
2	<i>Salicornia</i>	6	6,1	6,7	7,6	8,1
2	<i>Atriplex</i>	1	58,5	72,2	85,3	94,8
2	<i>Atriplex</i>	2	30	41	52,2	61,6
2	<i>Atriplex</i>	3	34,9	48	62,3	74,1
2	<i>Atriplex</i>	4	41,2	54	66,8	77,9
2	<i>Atriplex</i>	5	32	42,9	56,5	68
2	<i>Atriplex</i>	6	40,5	51	59,8	70
3	<i>Typha</i>	1	109	125	131,3	137,7
3	<i>Typha</i>	2	84	95,8	106,9	114,9
3	<i>Typha</i>	3	33,5	47,5	64,4	72,6
3	<i>Typha</i>	4	69,7	89,2	100	103
3	<i>Typha</i>	5	82	99,5	112,8	118,4
3	<i>Typha</i>	6	83,8	91,8	101	111
3	<i>Atriplex</i>	1	24,5	39,3	53,6	63,8
3	<i>Atriplex</i>	2	46,6	62	75,1	86,6
3	<i>Atriplex</i>	3	31,7	44	56,2	65,5
3	<i>Atriplex</i>	4	29,2	43,5	56	66,8
3	<i>Atriplex</i>	5	32,6	43,8	54,8	59
3	<i>Atriplex</i>	6	70,6	86,4	97,2	107,2
3	<i>Salicornia</i>	1	7,2	7,9	8,2	8,3
3	<i>Salicornia</i>	2	8,5	9,3	9,6	10
3	<i>Salicornia</i>	3	4,8	5,4	6,1	6,7
3	<i>Salicornia</i>	4	4,6	4,9	6	7
3	<i>Salicornia</i>	5	6,9	8,6	9,1	9,7

Réplicat	Espèce	Numéro de	Taille de la plante (cm)			
3	<i>Salicornia</i>	6	5,4	7	8	8,3
4	<i>Typha</i>	1	7	7		
4	<i>Typha</i>	2	66	80,8	96,8	111,1
4	<i>Typha</i>	3	62,8	76,5	84,4	95
4	<i>Typha</i>	4	72,4	85,1	98,4	106,2
4	<i>Typha</i>	5	63,7	83,6	93,5	105,2
4	<i>Typha</i>	6	63,9	83,1	99,2	107,1
4	<i>Atriplex</i>	1	78,6	89,6	103	108,5
4	<i>Atriplex</i>	2	43,9	68,2	85	97,4
4	<i>Atriplex</i>	3	62,8	81,7	100	111,6
4	<i>Atriplex</i>	4	65	84,8	101	112,4
4	<i>Atriplex</i>	5	42	50,7	60	65,7
4	<i>Atriplex</i>	6	32,1	39,8	47	54,5
4	<i>Salicornia</i>	1	8,7	9,2	9,9	10,1
4	<i>Salicornia</i>	2	8,1	9,4	10,6	11,3
4	<i>Salicornia</i>	3	7,8	9,9	11,1	12,1
4	<i>Salicornia</i>	4	7,2	7,7	8,2	8,4
4	<i>Salicornia</i>	5	6,1	6,7	7,1	7,6
4	<i>Salicornia</i>	6	6,7	7,5	7,09	8,5

Tableau 30: Poids finals des plantes

Espèce	Réplicat	Biomasse aérienne sèche par bac (g)	Biomasse aérienne sèche (g/m²)
<i>Atriplex</i>	1	306	1188
<i>Atriplex</i>	2	217	842
<i>Atriplex</i>	3	179	695
<i>Atriplex</i>	4	201	780
<i>Salicornia</i>	1	13	49
<i>Salicornia</i>	2	12	45
<i>Salicornia</i>	3	11	42
<i>Salicornia</i>	4	12	45
<i>Typha</i>	1	85	329
<i>Typha</i>	2	77	299
<i>Typha</i>	3	48	188
<i>Typha</i>	4	110	427

Tableau 31 : Concentration de chlorure et de sodium contenue dans les tissus des parties aériennes des plantes

Espèce	R ép lic at	Concentration de Na⁺ mesuré dans l'extrait (mg/l)	Concentration de Cl⁻ mesuré dans l'extrait (mg/l)	Concentration de Na⁺ dans les tissus (mg Na/g MS)	Concentration de Cl⁻ dans les tissus (mg Cl/g MS)
<i>Atriplex</i>	1	129	65	12	6
<i>Atriplex</i>	2	146	67	13	6
<i>Atriplex</i>	3	120	63	11	6
<i>Atriplex</i>	4	141	66	13	6
<i>Salicornia</i>	1	393	108	36	10
<i>Salicornia</i>	2	364	106	33	10
<i>Salicornia</i>	3	460	113	41	10
<i>Salicornia</i>	4	409	110	37	10
<i>Typha</i>	1	65	98	6	9
<i>Typha</i>	2	70	100	6	9
<i>Typha</i>	3	81	104	7	9
<i>Typha</i>	4	80	103	7	9

Tableau 32 : Concentrations de chlorure et de sodium dans le substrat

Type d'essai pilote	Réplikat	Concentration de sodium mesurée dans l'extrait (mg/l)	Concentration de sodium dans le substrat (mg/g)	Concentration de chlorure mesurée dans l'extrait (mg/l)	Concentration de sodium dans le substrat (mg/g)
Témoin	1	812	8,12	262	2,62
Témoin	2	31	0,31	40	0,4
Témoin	3	125	1,25	0	0
Témoin	4	578	5,78	472	4,72
<i>Salicornia</i>	1	755	7,55	551	5,51
<i>Salicornia</i>	2	760	7,6	0	0
<i>Salicornia</i>	3	110	1,1	522	5,22
<i>Salicornia</i>	4	142	1,42	15	0,15
<i>Atriplex</i>	1	1010	10,1	759	7,59
<i>Atriplex</i>	2	663	6,63	603	6,03
<i>Atriplex</i>	3	252	2,52	751	7,51
<i>Atriplex</i>	4	788	7,88	778	7,78
<i>Typha</i>	1	1170	11,7	1057	10,57
<i>Typha</i>	2	981	9,81	981	9,81
<i>Typha</i>	3	486	4,86	658	6,58
<i>Typha</i>	4	520	5,2	720	7,2

Annexe E Résultats des essais pilotes (partie 2)

E.1. Résultats de la partie 2 des essais pilotes

Tableau 33 : Résultats du pH

Type d'essai pilote et affluent	Réplicat	1 ^{re} semaine		2 ^e semaine		3 ^e semaine		4 ^e semaine		5 ^e semaine	
		1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture
Affluent	1	8,3	8,4	8,3	8,3	8,2	8,3	8,3	8,3	8,2	8,3
Affluent	2	8,4	8,3	8,1	8,2	8,3	8,3	8,2	8,3	8,3	8,3
Affluent	3	8,2	8,3	8,1	8,1	8,2	8,2	8,2	8,3	8,3	8,3
Affluent	4	8,2	8,2	8,0	8,1	8,2	8,2	8,2	8,3	8,3	8,3
<i>Atriplex</i>	1	7,8	7,6	7,9	7,8	7,9	7,9	8,0	8,0	7,9	7,9
<i>Atriplex</i>	2	7,8	7,6	7,8	7,8	7,7	7,8	7,9	7,7	7,9	8,0
<i>Atriplex</i>	3	7,8	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,5	7,6	7,8	7,6
<i>Atriplex</i>	4	7,9	7,5	7,7	7,8	7,8	7,6	7,6	7,7	7,7	7,8
<i>Salicornia</i>	1	7,9	7,7	8,1	8,0	7,9	8,0	7,8	8,0	8,1	8,2
<i>Salicornia</i>	2	7,9	7,8	8,0	8,0	7,9	7,9	8,1	8,0	7,7	8,1
<i>Salicornia</i>	3	8,0	7,8	7,9	7,8	7,9	7,7	7,9	7,8	7,4	7,8
<i>Salicornia</i>	4	7,6	7,9	7,8	8,0	7,8	7,9	8,0	7,9	8,0	7,8
<i>Typha</i>	1	7,5	7,3	7,5	7,5	7,6	8,0	7,6	7,7	7,7	7,8
<i>Typha</i>	2	7,8	7,4	7,5	7,3	7,5	7,3	7,2	7,5	7,6	7,6
<i>Typha</i>	3	7,7	7,4	7,6	7,5	7,4	7,5	7,6	7,8	7,5	7,6
<i>Typha</i>	4	7,6	7,5	7,4	7,6	7,5	7,7	7,5	7,6	7,5	7,6
Témoin	1	7,9	7,8	8,0	8,0	8,0	8,1	8,1	8,1	8,0	7,8
Témoin	2	8,0	7,9	8,0	8,0	8,0	7,9	8,1	7,8	8,1	8,1

		1 ^{re} semaine		2 ^e semaine		3 ^e semaine		4 ^e semaine		5 ^e semaine	
Type d'essai pilote et affluent	Réplicat										
Témoin	3	7,9	7,9	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,1	8,1
Témoin	4	7,9	7,8	7,9	7,8	7,9	7,8	7,9	7,9	7,9	7,8

Tableau 34 : Résultats de la partie 2 concernant la conductivité électrique

Espèces	R é p l i c a t	Conductivité électrique en $\mu\text{S/cm}$									
		1 ^{re} semaine		2 ^e semaine		3 ^e semaine		4 ^e semaine		5 ^e semaine	
		1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture
Affluent	1	3310	3349	3235	3307	3282	3238	3088	3120	3152	3084
Affluent	2	3280	3289	3258	3313	3295	3253	3136	3193	2926	2916
Affluent	3	3260	3266	3272	3360	3339	3324	3163	3260	2869	3079
Affluent	4	3270	3290	3257	3385	3316	3262	3087	3185	2997	3027
<i>Typha</i>	1	6930	6555	5014	4922	4703	4651	4751	4333	4163	4026
<i>Typha</i>	2	5040	5602	4883	5094	4663	4927	4461	4346	4040	4024
<i>Typha</i>	3	3710	3913	4567	4920	4812	5099	4935	5070	4476	4646
<i>Typha</i>	4	4650	4707	4360	4562	4218	4391	4151	3926	3597	3649
<i>Salicornia</i>	1	4050	4017	3916	3800	3897	3864	3796	3735	3144	3041
<i>Salicornia</i>	2	3930	3860	3750	3656	3802	3691	3779	3666	3523	3560
<i>Salicornia</i>	3	3870	3874	3852	3807	3800	3745	3707	3722	3425	3572
<i>Salicornia</i>	4	5070	2995	3332	3031	3419	2112	3365	3219	3157	3255
<i>Atriplex</i>	1	5500	5069	4504	4068	3994	4485	4222	4002	3130	3049
<i>Atriplex</i>	2	5630	5239	4440	4233	4105	3979	3989	3990	3685	3825
<i>Atriplex</i>	3	5480	5213	4667	4597	4307	4843	4235	4092	3785	3825

Espèces	R	Conductivité électrique en $\mu\text{S/cm}$									
<i>Atriplex</i>	4	2800	4813	4251	4415	3997	4119	3838	3826	3426	3490
Témoin	1	3960	3834	3807	3720	3820	3714	3797	3701	3450	3264
Témoin	2	3620	3637	3720	3760	3688	3759	3617	3216	3127	3442
Témoin	3	3680	3799	3849	3914	3940	3754	3896	3953	3487	3813
Témoin	4	3340	3502	3634	3735	3697	3868	3663	3803	3411	3547

Tableau 35 : Concentrations de chlorure mesurées dans l’affluent et les effluents.

Type d’essai pilote et affluent	Réplicat	Concentration de sodium (mg/l)				
		1 ^{re} semaine	2 ^e semaine	3 ^e semaine	4 ^e semaine	5 ^e semaine
Affluent	1	1094	970	1006	1191	1192
Affluent	2	1183	978	1048	1202	1097
Affluent	3	1156	962	1040	1180	1065
Affluent	4	1094	1015	1031	1188	1085
<i>Atriplex</i>	1	1889	1479	1287	1501	1149
<i>Atriplex</i>	2	1919	1385	1266	1370	1345
<i>Atriplex</i>	3	1911	1573	1363	1373	1374
<i>Atriplex</i>	4	907	1303	1240	1300	1225
<i>Salicornia</i>	1	1335	1298	1225	1309	1160
<i>Salicornia</i>	2	1314	1176	1230		1300
<i>Salicornia</i>	3	1299	1186	1186	1289	
<i>Salicornia</i>	4	1700	1048	1023	1204	1140
<i>Typha</i>	1	2444	1659	1492	1656	1583
<i>Typha</i>	2	1803	1626	1485		1467
<i>Typha</i>	3	1156	1529	1548	1626	1594
<i>Typha</i>	4	1591	1443	1335		1279

Type d'essai pilote et affluent	Réplicat	Concentration de sodium (mg/l)				
Témoin	1	1356	1215	1200	1405	1309
Témoin	2	1216	1186	1115		1164
Témoin	3	1240	1245	1266	1368	1246
Témoin	4	1120	1205	1190	1303	1252

Tableau 36 : Concentrations de sodium mesurées dans l’affluent et les effluents.

Type d’essai pilote et affluent	Réplicat	Concentration de sodium (mg/l)				
		1 ^{re} semaine	2 ^e semaine	3 ^e semaine	4 ^e semaine	5 ^e semaine
Affluent	1	692	662	692	676	676
Affluent	2	671	675	688	682	621
Affluent	3	666	663	697	669	603
Affluent	4	644	660	669	674	614
<i>Atriplex</i>	1	949	848	781	855	652
<i>Atriplex</i>	2	922	782	779	779	765
<i>Atriplex</i>	3	957	836	802	781	782
<i>Atriplex</i>	4	483	755	751	739	696
<i>Salicornia</i>	1	648	696	762	744	658
<i>Salicornia</i>	2	688	686	380		739
<i>Salicornia</i>	3	638	672	728	733	
<i>Salicornia</i>	4	864	704	798	683	646
<i>Typha</i>	1	1340	990	897	945	903
<i>Typha</i>	2	921	895			836
<i>Typha</i>	3	666	832	930	927	909
<i>Typha</i>	4	810	791	803		726
Témoin	1	732		752	800	744
Témoin	2	634	616	715		660
Témoin	3	622	674	758	778	707
Témoin	4	526	647	705	740	711

Tableau 37 : Débit des effluents

Espèces	Ré pli cat	Débit de l'effluent (ml/j)								
		1 ^{re} semaine		2 ^e semaine		3 ^e semaine		4 ^e semaine		5 ^e semaine
		1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture	2 ^e lecture	1 ^{re} lecture
<i>Typha</i>	1	0	2544	3076	2579	3158	3554	2459	2622	2354
	2	0	1435	2246	3702	2694	3428	2618	2293	3267
	3	0	985	1681	2205	2845	3273	3016	2727	3058
	4	0	2263	2253	3044	2612	4639	3059	2399	3056
<i>Salicornia</i>	1	0	2456	2549	3133	3514	4434	3256	2925	3054
	2	0	2828	2724	3246	3359	3967	3684	2657	3567
	3	0	2077	2053	2665	2854	3424	3356	2127	3058
	4	0	2502	2521	3064	2561	4136	2265	2184	2159
<i>Atriplex</i>	1	0	2832	2627	3095	3456	4159	3065	3100	3034
	2	0	2842	2762	2322	2859	4037	2489	2774	2367
	3	0	2111	2101	2652	2098	2300	2756	1670	2579
	4	0	2502	2521	3220	2084	1853	2459	3013	3089
Témoin	1	0	2708	2562	3501	2485	3331	3012	2201	2976
	2	0	2631	2598	3141	2395	3914	3064	2638	2651
	3	0	2008	2086	2380	2618	2951	2754	2155	3059
	4	0	2310	2361	2999	2502	3413	3094	2730	3012

Tableau 38 : Croissance des plantes

Réplicat	Espèce	Taille de la plante (cm)					
		N° de plante	1 ^{re} semaine	2 ^e semaine	3 ^e semaine	4 ^e semaine	5 ^e semaine
1	<i>Atriplex</i>	1	10,6	17,3	31,1	34,0	34,4
1	<i>Atriplex</i>	2	31,2	39,6	51,7	54,0	56,7
1	<i>Atriplex</i>	3	18,5	24	33,5	34,6	37,5
1	<i>Atriplex</i>	4	32,7	42	57,5	59,1	62,0
1	<i>Atriplex</i>	5	24,4	30,6	43,5	44,3	47,0
1	<i>Atriplex</i>	6	26,7	35	47,9	49,6	51,3
2	<i>Atriplex</i>	1	33,5	42,6	58,5	60,6	62,6
2	<i>Atriplex</i>	2	13,2	18	30	30,2	31,7
2	<i>Atriplex</i>	3	13,1	19,7	34,9	36,9	38,9
2	<i>Atriplex</i>	4	20,7	27,1	41,2	42,0	42,4
2	<i>Atriplex</i>	5	13,4	21,5	32	34,1	35,1
2	<i>Atriplex</i>	6	21,1	30,2	40,5	41,6	42,3
3	<i>Atriplex</i>	1	9,5	12,3	24,5	24,8	24,9
3	<i>Atriplex</i>	2	22,5	29,8	46,6	49,6	50,1
3	<i>Atriplex</i>	3	16,8	20,5	31,7	33,2	35,0
3	<i>Atriplex</i>	4	11,3	16,1	29,2	30,8	33,0
3	<i>Atriplex</i>	5	14,5	20,5	32,6	33,6	35,3
3	<i>Atriplex</i>	6	37,6	50,5	70,6	72,8	72,8
4	<i>Atriplex</i>	1	34,9	42,3	78,6	78,9	80,9
4	<i>Atriplex</i>	2	17,3	24,1	43,9	44,7	46,9
4	<i>Atriplex</i>	3	30	40,5	62,8	63,0	65,9
4	<i>Atriplex</i>	4	31,2	42,6	65	67,0	67,1
4	<i>Atriplex</i>	5	25,5	32,5	42	43,8	45,8
4	<i>Atriplex</i>	6	22,2	27,1	32,1	33,5	35,4
1	<i>Salicornia</i>	1	5,1	6,3	7,3	8,9	9,4

Réplicat	Espèce	Taille de la plante (cm)					
1	<i>Salicornia</i>	2	3,3	3,8	4,1	4,7	6,5
1	<i>Salicornia</i>	3	5,1	5,8	6,6	8,4	8,7
1	<i>Salicornia</i>	4	4,5	5,2	5,9	6,8	7,2
1	<i>Salicornia</i>	5	6,9	8	9	9,0	9,4
1	<i>Salicornia</i>	6	5,2	6,1	6,4	7,1	8,2
2	<i>Salicornia</i>	1	6	6,8	7,5	8,9	10,2
2	<i>Salicornia</i>	2	5,5	5,7	5,7	7,1	7,5
2	<i>Salicornia</i>	3	4,7	5,2	5,6	6,0	6,5
2	<i>Salicornia</i>	4	4,9	5,5	6	7,9	9,4
2	<i>Salicornia</i>	5	6,6	7,3	8	9,6	10,8
2	<i>Salicornia</i>	6	5,4	5,4	6,1	6,5	7,7
3	<i>Salicornia</i>	1	5,8	6,3	7,2	8,1	9,1
3	<i>Salicornia</i>	2	6,9	7,9	8,5	9,1	10,6
3	<i>Salicornia</i>	3	2,9	4,2	4,8	6,7	8,5
3	<i>Salicornia</i>	4	2,8	3,7	4,6	5,8	5,8
3	<i>Salicornia</i>	5	5,3	6	6,9	8,0	8,5
3	<i>Salicornia</i>	6	4,7	5,4	5,4	6,9	8,1
4	<i>Salicornia</i>	1	7,2	7,8	8,7	10,7	11,9
4	<i>Salicornia</i>	2	5,4	6,5	8,1	9,8	10,2
4	<i>Salicornia</i>	3	4,7	5,9	7,8	8,9	10,8
4	<i>Salicornia</i>	4	5,1	6,3	7,2	8,3	9,5
4	<i>Salicornia</i>	5	4,8	5	6,1	6,8	7,1
4	<i>Salicornia</i>	6	4,7	5,7	6,7	7,2	8,6
1	<i>Typha</i>	1	23,3	37,5	52,7	52,7	55,0
1	<i>Typha</i>	2	50,6	52,6	54	54,9	55,4
1	<i>Typha</i>	3	45,01	59,6	81,7	84,2	86,6
1	<i>Typha</i>	4	10	22,2	38,6	41,0	42,5

Réplicat	Espèce	Taille de la plante (cm)					
1	<i>Typha</i>	5	58,2	71	94,7	95,7	97,5
1	<i>Typha</i>	6	10,2	25,9	42,2	43,8	44,5
2	<i>Typha</i>	1	30,4	46	62,8	64,3	66,5
2	<i>Typha</i>	2	27,2	41,2	59,4	60,8	61,7
2	<i>Typha</i>	3	57,5	65,2	74,6	74,8	75,2
2	<i>Typha</i>	4	68	81	104	104,2	105,2
2	<i>Typha</i>	5	12,1	23,8	38,3	40,7	42,9
2	<i>Typha</i>	6	5,4	9,6	18,6	21,5	23,2
3	<i>Typha</i>	1	62,5	84,4	109	110,7	113,7
3	<i>Typha</i>	2	42,7	64,3	84	85,8	88,6
3	<i>Typha</i>	3	38,5	31	33,5	34,1	36,0
3	<i>Typha</i>	4	32,1	49	69,7	70,7	71,3
3	<i>Typha</i>	5	45,4	64,5	82	84,3	84,9
3	<i>Typha</i>	6	38,4	60,1	83,8	85,9	87,3
4	<i>Typha</i>	1	7,2	8,1	7	7,1	9,4
4	<i>Typha</i>	2	58,3	58,3	66	68,2	70,0
4	<i>Typha</i>	3	29,7	45,7	62,8	63,6	63,9
4	<i>Typha</i>	4	34,2	47,9	72,4	73,1	73,5
4	<i>Typha</i>	5	37,2	47,8	63,7	66,6	67,8
4	<i>Typha</i>	6	37,9	44,7	63,9	64,4	64,5

Tableau 39 :Biomasse

Espèce	Biomasse aérienne sèche (g/bac)	Biomasse aérienne sèche (g/m2)
<i>Atriplex</i>	33	127
<i>Atriplex</i>	30	115
<i>Atriplex</i>	32	122
<i>Atriplex</i>	32	123
<i>Typha</i>	34	132
<i>Typha</i>	35	135
<i>Typha</i>	68	264
<i>Typha</i>	42	162
<i>Salicornia</i>	19	72
<i>Salicornia</i>	18	68
<i>Salicornia</i>	18	69
<i>Salicornia</i>	22	87

**Tableau 40 : Concentrations de chlorure et de sodium dans les
plantes**

Espèce	Réplicat	Concentration de Na ⁺ dans les tissus (mg Na/g MS)	Concentration de Cl ⁻ dans les tissus (mg Cl/g MS)
<i>Atriplex</i>	1	19	7
	2	21	7
	3	21	7
	4	21	7
<i>Salicornia</i>	1	31	9
	2	40	10
	3	40	10
	4	40	10
<i>Typha</i>	1	8	9
	2	10	10
	3	9	10
	4	10	10

**Tableau 41 : Concentration de chlorure et de sodium dans le substrat
durant la partie 1**

	Concentration de sodium dans le substrat (mg/g)	Concentration de chlorure dans le substrat (mg/g)
Témoin	8,12	2,62
	0,31	0,4
	1,25	
	5,78	4,72
<i>Salicornia</i>	7,55	5,51
	7,6	
	1,1	5,22
	1,42	0,15
<i>Atriplex</i>	10,1	7,59
	6,63	6,03
	2,52	7,51
	7,88	7,78
<i>Typha</i>	11,7	10,57
	9,81	9,81
	4,86	6,58
	5,2	7,2

**Tableau 42 : Concentration de chlorure et de sodium dans le substrat
durant la partie 2**

	Concentration de sodium dans le substrat (mg/g)	Concentration de chlorure dans le substrat (mg/g)
Témoin	10,52	6,23
	7,2	7,25
	9,23	4,48
	4,55	6,19
<i>Salicornia</i>	11,47	7,67
	9,04	2,11
	4,76	6,4
	4,41	4,47
<i>Atriplex</i>	12,09	9,4
	10,7	7,05
	6,33	7,91
	9,26	9,22
<i>Typha</i>	12,57	9,81
	10,61	9,68
	6,9	6,91
	6,39	6,3

Annexe F Calcul de l'évapotranspiration

Le bac est considéré comme un système fermé dont le volume ne varie pas, la porosité est considérée comme constante et le niveau d'eau à l'intérieur également. L'étude des caractéristiques hydraulique d'un réacteur fait appel au principe de la conservation des masses en faisant un bilan de masse (Metcalf and Eddy, 2003). Dans les conditions décrites ci-dessus à savoir un volume de liquide constant à l'intérieur de nos bacs l'équation suivante peut être posée (Metcalf and Eddy, 2003) :

$$\text{Accumulation} = \text{eau entrant dans le bac} - \text{eau sortant du bac}$$

L'eau sort du bac de deux manières, par l'effluent et par l'évapotranspiration. L'eau n'entre dans le bac que grâce à l'affluent. De plus, le volume d'eau à l'intérieur étant constant l'accumulation d'eau est nulle. L'équation se transforme donc en :

$$0 = \text{affluent} - \text{effluent} - \text{évapotranspiration}$$

d'où

$$\text{Évapotranspiration} = \text{affluent} - \text{effluent}$$

L'exemple de calcul pour déterminer l'évapotranspiration de la première lecture de la première semaine pour les bacs contenant *Atriplex patula* est présenté ci-dessous :

$$\text{La surface du bac est de } 56 \text{ cm} \times 46 \text{ cm} = 2576 \text{ cm}^2 = 0,2576 \text{ m}^2$$

$$\text{et l'évapotranspiration} = \text{affluent} - \text{effluent}$$

$$\text{Évapotranspiration} = (((4028 \text{ ml/j} - 123 \text{ ml/j}) / 1000000 \text{ ml/m}^3) / 0,2576 \text{ m}^2) \times 1000 \text{ mm/m} = 15,2 \text{ mm/j}$$

La même équation est utilisée pour toute les plantes et toutes les données qui sont disponibles en annexe.

Annexe G Calcul de la rétention de sel par bac

Les capacités de rétention du sel par le système provient du substrat et des plantes.

Le substrat retient le sel et arrive à saturation tel que présenté à la section 4.3.5. Les résultats présentés aux tableaux IV-22 représente dans nos conditions le maximum de rétention du sel par le substrat. Pour un exemple les essais ayant contenues des plantes de *Typha angustifolia* sont retenus. Le substrat de cet essai contenait 9,6 mg Na⁺/g.

Les plantes de *Typha angustifolia* dans nos expériences retenaient entre 2,1 et 0,6 g Na⁺/m² avec les densités de plantation utilisé durant les essais pilotes. Ces résultats sont présentés dans le Tableau IV 20.

Le calcul détermine la rétention total de sodium et de chlorure par les bacs des essais pilotes et l'extrapole pour traiter les masses présentées dans le rapport de Daviau (2009)

Volume de compost dans un bac : 6348 cm³

Surface du bac contenant du compost : 0,2116 m²

Densité du compost : 0,41 g/cm³

Masse de compost par surface= (6348 cm³ /0,2116 m²) × 0,41 g/cm³= 12300 g/m²

Rétention de sodium pour un bac ayant contenu *Typha angustifolia* :

= (((9,6 mg Na⁺/g /1000 mg/g) × 12 300 g/m²) + (2,1 g Na⁺/m²))

= 120,18 g/m²

La masse de sodium présentées dans le rapport de Daviau (2009); à savoir 123 000 kg sur le portion d'autoroute comprise dans le bassin versant du lac St- Augustin; nous permet de déterminer la surface nécessaire pour le traitement de cette masse de sodium.

((123 000 kg × 1000 g/kg) / 120,18 g/m²) / 10 000 m²/ha= 102 ha

Annexe H Résultats de la phase IV

H.1. Isothermes d'adsorption

Tableau 43 : Adsorption à l'équilibre pour la calcite de granulométrie 0,317cm à 25°C

Masse de calcite (g)	Concentration de phosphore dissous mise en contact avec la calcite (mg/l)	Concentration à l'équilibre (mg/l) (Ce)	Concentration adsorbée (mg/g) (Cs)
10	1,3	0,212	5,44E-02
20	1,3	0,120	2,95E-02
35	1,3	0,092	1,73E-02
50	1,3	0,083	1,22E-02
75	1,3	0,080	8,14E-03
2	50	11,749	1,91
4	50	5,001	1,12
6	50	2,825	7,86E-01
8	50	2,335	5,96E-01
12	50	2,716	3,94E-01

**Tableau 44 : Adsorption à l'équilibre pour la calcite de
granulométrie 0,635cm à 25°C.**

Masse de calcite mis en contact	Concentration d'exposition (mg/l)	Concentration à l'équilibre (mg/l) (Ce)	Concentration adsorbé (mg/g) (Cs)
100	0,025	0,0185702	3,215E-05
100	0,025	0,019	3,215E-05
100	0,05	0,038	5,967E-05
100	0,05	0,038	5,967E-05
100	0,1	0,0720376	1,398E-04
100	0,1	0,074	1,298E-04
100	0,1	0,075	1,266E-04
100	0,25	0,193871	2,806E-04
100	0,25	0,189016	3,049E-04
100	1	0,929	3,546E-04
100	1	0,9366854	3,166E-04

**Tableau 45 : résultats des essais portant sur la cinétique
d'adsorption.**

Temps de contact calcite-phosphore (min)	Concentration de phosphore à l'équilibre (mg/l)				Capacité d'adsorption (mg/g) (qe)			
	0,25	0,1	0,05	0,025	0,25	0,1	0,05	0,025
0	0,25	0,1	0,05	0,025	0	0	0	0
30	0,20	0,074	0,043	0,018	2,18 E-4	1,29 E-4	3,45 E-5	3,36E- 05
120	0,19	0,071	0,041	0,020	3,15 E-4	1,44 E-4	4,34 E-5	2,47E- 05
240	0,19	0,072	0,038	0,019	2,84 E-4	1,39 E-4	5,96 E-05	3,21E- 05

Tableau 46 : Le pH durant l'adsorption du P.

Temps (min)	pH			
	0,1 mg/l de phosphore dissous avec 100g de calcite	0,05 mg/l de phosphore dissous avec 100g de calcite	0,1 mg/l de phosphore dissous avec 10g de calcite	0,05 mg/l de phosphore dissous avec 10g de calcite
0	6,8	6,7	6,8	6,7
30	9,9	10,0	6,9	7,7
120	9,8	9,6	8,9	9,2
240	9,3	9,4	9,0	9,3
720	8,5	8,6	8,2	8,6

Tableau 47 : Adsorption du phosphore par la calcite à 4°C.

Concentration de phosphore dissous mis en présence de 100 g de calcite (mg/l)	Concentration à l'équilibre (mg/l) (Ce)	Concentration adsorbée par la calcite (mg/g) (Cs)
0,05	0,022	1,417E-04
0,05	0,021	1,446E-04
0,1	0,0760156	1,199E-04
0,1	0,079	1,070E-04
0,25	0,21	2,128E-04
0,25	0,22	1,682E-04
1	0,87	6,371E-04
1	0,86	6,753E-04

Tableau 48 : Influence des métaux sur l'adsorption du P

Concentration de métaux mis en présence de calcite (100g) et de phosphore dissous (mg/l)	Concentration de phosphore dissous à l'équilibre en présence des métaux (mg/l)				
	Zn	Ni	Pb	Cu	Mn
0,05	0,053	0,011	0,033	0,044	0,022
0,1	0,032	0,030	0,042	0,061	0,033
0,5	0,031	0,046	0,028	0,041	0,047
1	0,009	0,046	0,038	0,027	0,036

Tableau 49 : Adsorption en continue à 4,5 ml/min.

Temps (heure)	Concentration de l'affluent en phosphore dissous (mg/l)	Concentration de l'effluent en phosphore dissous (mg/l)	Pourcentage d'enlèvement	Débit (ml/min)	pH
0,0	0,10	0,06	40,4	13,8	8,1
0,5	0,10	0,06	38,1		8,1
1,0	0,10	0,06	39,8		8,1
1,5	0,10	0,06	37,5		8,1
2,0	0,10	0,07	31,7		8,1
2,5	0,10	0,07	29,7		8,1
3,0	0,10	0,07	33,2		8,1
3,5	0,10	0,06	36,9		8,1
4,0	0,10	0,06	39,8		8,1
4,5	0,10	0,06	35,8		8,1
5,0	0,10	0,07	32,0		8,1
5,5	0,10	0,08	24,8		8,1
6,0	0,10	0,08	24,6		8,1
6,5	0,10	0,08	24,6		8,1
7,0	0,10	0,08	21,4		8,1
7,5	0,10	0,08	22,0		8,1
8,0	0,10	0,08	20,0		8,1
8,5	0,10	0,08	18,8		8,1
9,0	0,10	0,08	20,2		8,1
9,5	0,10	0,08	17,7		8,1
10,0	0,10	0,08	19,7		8,1
10,5	0,10	0,08	19,1		8,1
11,0	0,10	0,08	18,8		8,1

Temps (heure)	Concentration de l'affluent en phosphore dissous (mg/l)	Concentration de l'effluent en phosphore dissous (mg/l)	Pourcentage d'enlèvement	Débit (ml/min)	pH
11,5	0,10	0,08	18,2	13,8	8,1
24,0	0,12	0,11	10,7	13,4	8,1
48,0	0,12	0,12	6,3	13,7	8,1
72,0	0,12	0,11	3,0	13,4	8,1
96,0	0,11	0,11	1,9	13,4	8,0
168,0	0,11	0,10	5,0	13,6	8,0
192,0	0,10	0,09	8,2	13,3	8,0
216,0	0,10	0,09	8,5	13,4	8,1
240,0	0,10	0,09	12,2	13,0	8,1
264,0	0,10	0,09	6,0	13,1	8,0
336,0	0,10	0,09	4,5	13,1	8,1
360,0	0,10	0,09	6,9	13,5	8,1
384,0	0,09	0,09	3,4	12,9	8,1
408,0	0,09	0,08	9,0	13,2	8,0
432,0	0,09	0,09	6,2	12,5	8,0
504,0	0,10	0,09	7,4	12,3	8,0
528,0	0,10	0,08	11,6	12,9	8,0
552,0	0,10	0,09	6,7	11,4	8,0
576,0	0,10	0,09	7,0	12,7	8,0
600,0	0,10	0,09	5,8	13,3	8,0

Tableau 50 : Adsorption en continue à 4,5 ml/min.

Temps (heure)	Concentration de l'affluent en phosphore dissous (mg/l)	Concentration de l'effluent en phosphore dissous (mg/l)	Pourcentage d'enlèvement	Débit (ml/min)	pH
0	0,10	0,04	61,66	4,44	8,0
12	0,10	0,04	57,63		
12,5	0,10	0,04	61,37		
13	0,10	0,04	59,07		
13,5	0,10	0,04	57,06		
14	0,10	0,05	54,18		
14,5	0,10	0,05	53,03		
15	0,10	0,05	49,29		
15,5	0,10	0,06	44,98		
16	0,10	0,06	41,82		
17	0,10	0,06	41,82		
18	0,10	0,06	38,94		
19	0,10	0,06	36,35		
20	0,10	0,07	34,34		
21	0,10	0,07	30,31		
22	0,10	0,06	35,78		
23	0,10	0,07	29,16		
24	0,08	0,06	26,25	4,62	
48	0,08	0,07	16,59	4,49	
72	0,08	0,06	17,21	4,49	8,1
96	0,08	0,07	14,21	4,58	
120	0,08	0,07	15,71	4,40	

Temps (heure)	Concentration de l'affluent en phosphore dissous (mg/l)	Concentration de l'effluent en phosphore dissous (mg/l)	Pourcentage d'enlèvement	Débit (ml/min)	pH
144	0,08	0,07	11,22	4,70	
168	0,08	0,07	10,47	4,40	
240	0,09	0,08	11,05	4,55	8,0
264	0,09	0,08	12,01	4,62	
288	0,09	0,08	13,92	4,14	
312	0,10	0,08	11,53	4,58	
336	0,10	0,08	14,90	4,64	
408	0,10	0,08	12,76	4,48	8,0
432	0,10	0,08	14,60	4,77	
456	0,10	0,08	12,45	4,61	
480	0,09	0,08	12,57	4,52	
504	0,09	0,08	10,98	4,44	
576	0,09	0,08	8,75	4,59	8,1
600	0,09	0,08	10,34		